



UNIVERSITE D'ABOMEY-CALAVI (UAC)

INSTITUT NATIONAL DE L'EAU (INE)

**CENTRE D'EXCELLENCE D'AFRIQUE POUR L'EAU
ET L'ASSAINISSEMENT (C2EA)**

DEPARTEMENT DE L'EAU POUR L'AGRICULTURE ET LA SOCIETE (EAS)

MASTER PROFESSIONNEL EN EAU ET USAGES

DANS LES MILIEUX URBAINS ET PERIURBAINS

MEMOIRE

**CARACTERISATION GEOPHYSIQUE ET GEOCHIMIQUE DE LA PROPAGATION
DU LIXIVIAT ISSU DE L'ANCIENNE DECHARGE D'AGOE-NYIVE**

AU SUD DU TOGO

Rédigé et soutenu par :

PEKEYI Malaguièhèwa Grâce

Sous la direction de :

Superviseur

&

Maître de stage

Prof. YALO NICAISE

Ir. KOUNIKA ELIE

Professeur titulaire des Universités | CAMES

Directeur de la SG2EM

Année académique : 2023-2024

SOMMAIRE

DEDICACE.....	ii
REMERCIEMENTS	iii
LISTE DES FIGURES.....	v
LISTE DES TABLEAUX	vii
SIGLES ET ACRONYMES.....	viii
RESUME.....	ix
ABSTRACT.....	x
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	4
1.1. Revue de littérature	5
1.2. Généralité sur les déchets.....	8
1.3. Mécanisme de formation de lixiviat.....	10
1.4. Conditions influençant la biodégradation de la matière organique.....	13
1.5. Caractérisation des lixiviats	17
1.6. Evolution de la qualité des lixiviats au cours de temps.....	17
1.7. Pollution engendrée par les lixiviats	19
1.8. Exploration géophysique : Dispositifs de mesure.....	20
1.9. Les méthodes choisies dans le cadre de nos travaux.....	21
CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES	31
2.1. Matériel	32
2.2. Méthodes	38
CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	47
3.1. Caractérisation géophysique.....	48
3.2. Caractérisation du lixiviat de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé	56
3.3. Évaluation de l'impact du lixiviat sur les eaux souterraines	64
3.4. Analyse hydro chimique des eaux de puits et de forages.....	74
3.5. Analyses en composantes principales les différents paramètres hydro chimiques ..	75
3.6. Dispersion des contaminants de la décharge : Impacts et atténuation	82
3.7. Synergie entre prospection géophysique et analyses géochimiques	83
CONCLUSION	85
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	87

DEDICACE

À

Mon père **PEKEYI Alakedi Aimé**, dont l'amour et la sagesse continuent de guider chacun de mes pas, ce document est dédié à sa mémoire vive et à l'héritage inestimable qu'il a laissé dans mon cœur.

REMERCIEMENTS

Nos plus amples reconnaissances s'adressent aux institutions et aux personnes suivantes dont l'implication a contribué à la réalisation de ce présent document :

Nous tenons tout d'abord à exprimer nos profondes gratitude envers le Centre d'Excellence d'Afrique pour l'Eau et l'Assainissement (C2EA), qui nous a octroyé une bourse d'étude. Ce soutien a été décisif dans la réalisation de notre parcours et nous a offert l'opportunité de nous consacrer pleinement à nos études.

Nos sincères remerciements à l'African Water and Sanitation Association (AFWASA) ainsi que leurs partenaires Agency for International Development (USAID) ; Bill et Melinda Gates Fondation d'avoir soutenu la réalisation de ce précieux travail.

Nous souhaitons également adresser nos remerciements les plus chaleureux à l'ensemble du corps professoral de l'Institut National de l'Eau de l'Université d'Abomey-Calavi. Le savoir et les connaissances que vous nous avez transmis au cours de notre formation sont inestimables. Nous remercions particulièrement :

- ✓ Le Professeur **MAMA Daouda**, Directeur de l'Institut National de l'Eau, pour son engagement et son dévouement à l'enseignement qui a grandement inspiré notre promotion ;
- ✓ Le Professeur **SINTONDI O. Luc**, Directeur Adjoint de l'Institut National de l'Eau, dont les conseils éclairés ont été précieux tout au long de ce parcours ;
- ✓ Le Professeur **HOUNSOU B. Mathieu**, Chef du Département de l'Eau pour l'Agriculture et la Société, pour la passion avec laquelle il a partagé son expertise, influençant ainsi positivement notre compréhension des enjeux liés à l'eau ;
- ✓ Le Professeur **YALO Nicaise** mon directeur de mémoire, dont l'accompagnement, la rigueur et les conseils avisés ont été déterminants dans la réalisation de ce travail. Votre soutien constant a été une source de motivation inestimable ;
- ✓ Monsieur **KOUNIKA Elie**, mon maître de stage, Ingénieur et Directeur de la société de géophysique d'exploration et d'exploitation minière, ainsi qu'à son collaborateur **ADEKAMBI Razack**. Nous leurs remercions pour l'opportunité qui nous a été donnée d'effectuer notre stage au sein de leur structure et pour les ressources techniques mises

à notre disposition lors de nos travaux de terrain. Votre disponibilité et vos conseils ont considérablement enrichi notre expérience ;

- ✓ Aux membres de notre jury pour l'honneur qu'ils nous ont fait en acceptant de lire ce présent document malgré leurs multiples occupations.

Un remerciement particulier à mes parents, en particulier ma maman, **TCHANA Abidé**, mes précieux petits frères, **PEKEYI Romaric** et **PEKEY I Aristide**, ainsi que ma petite sœur, **PEKEYI Mondomdéwa**. Grâce à votre soutien inébranlable, votre compréhension et votre amour, j'ai pu surmonter les difficultés et demeurer concentrée sur mes objectifs.

Nos remerciements s'adressent aussi à mes amis et camarades des différentes cohortes du C2EA, qui ont partagé cette aventure avec moi. Votre camaraderie, vos encouragements et vos échanges enrichissants ont été des éléments essentiels de mon épanouissement durant cette période.

À tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail et dont les noms n'ont pas été mentionnés, qu'ils trouvent ici l'expression de nos profondes gratitude.

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Etapes biochimiques de la dégradation anaérobie de la matière organique	12
Figure 2: Concentrations en acides gras volatils (A.G. V) en fonction du pH	14
Figure 3: Evolution de la qualité des lixiviats en fonction du temps	18
Figure 4: Différentes configurations pour la méthode électrique, ainsi que le coefficient géométrique K	20
Figure 5 : Principe de la mesure de résistivité électrique DC sur le terrain	22
Figure 6: Schéma d'investigations ERT à l'aide de câbles multi-électrodes	24
Figure 7: Représentation dans l'espace des lignes d'un champ magnétique dipolaire orientées du pôle Sud au pôle Nord géomagnétique	26
Figure 8 : Représentation du champ magnétique dans le repère géographique local	26
Figure 9 : Représentation du champ magnétique dans le repère géographique local	27
Figure 10 : Prédiction de la variation annuelle moyenne de l'intensité du champ magnétique en Nt/an entre 2010 et 2015	28
Figure 11 : Localisation de la zone d'étude.....	32
Figure 12: Carte géologique de la commune d'Agoè Nyivé.....	34
Figure 13: Disposition des électrodes pour une acquisition 2D et une séquence de mesure pour un dispositif alpha de Wenner	42
Figure 14: Positionnement des points de prélèvements de lixiviats, des eaux souterraines par rapport à l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé.	45
Figure 15 : Prospection magnétique	50
Figure 16 : Localisation des profils TRE sur les cartes magnétiques Prospection.....	53
Figure 17 : Coupe TRE interprétée selon le profil WSW-ENE.	54
Figure 18 : Distribution spatiale de la conductivité électrique.....	67
Figure 19 : Distribution spatiale des chlorures.....	68
Figure 20: Analyse comparative des résultats bactériologiques du lixiviat et des eaux souterraines.....	73
Figure 21 : Diagrammes de Piper des eaux de puits et des eaux de forage au voisinage de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé.....	75
Figure 22: Cercle de corrélations entre les variables de départ.....	80
Figure 23: Projection des groupes d'accessions dans le système d'axe formé par (a) CP1 et CP2, (b) CP1 et CP3.....	82

LISTE DES PLANCHES

Planche 1 : Image illustrant le magnétomètre et ces accessoires	49
Planche 2 : Planche de photos montrant quelques étapes de prise de données magnétiques sur l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé	51
Planche 3: Images illustrant les équipements de la TRE	53
Planche 4 : Images illustrant les travaux de terrains de la TRE	54
Planche 5 : Images montrant le profil de TRE	54
Planche 6 : Images indiquant les prélèvements du lixiviat sur l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé	56
Planche 7 : Images montrant les appareils de filtration bactériologique, les résultats obtenues et la loupe de lecture	74
Planche 8 : Image illustrant l'écoulement du lixiviat à proximité des agglomérations	76

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Echelle de toxicité de certains éléments	15
Tableau 2: Caractéristiques physico-chimiques moyennes d'un lixiviat	17
Tableau 3 : Composition physico-chimique du lixiviat de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé	57
Tableau 4 : Comparaison des concentrations de métaux (exprimées en mg/l) dans les lixiviats de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé par rapport aux autres décharges nationales et internationales	62
Tableau 5 : Résultats physico-chimiques des eaux des puits, des eaux de forages (exprimées en mg/l) et normes OMS.	66
Tableau 6 : Résultats des analyses des ions métalliques des eaux des puits, des forages (exprimées en mg/l) et normes OMS	70
Tableau 7 : Résultats bactériologiques du lixiviat, des eaux des puits et de forages situés autour de la décharge publique d'Agoè-Nyivé et normes OMS	72
Tableau 8: valeurs propres et pourcentage de variances cumulées.	76
Tableau 9: Matrice de corrélation entre les variables.	77

SIGLES ET ACRONYMES

ACP	:	Analyses en Composantes Principales
AFNOR	:	Association Française de Normalisation
AFWASA	:	African Water and Sanitation Association
CSDU	:	Centres de Stockage de Déchets Ultimes
C2EA	:	Centre d'Excellence d'Afrique pour l'Eau et l'Assainissement
DAGL	:	District Autonome du Grand Lomé
DIB	:	Déchets Industriels Banals
DMA	:	Déchets Ménagers et Assimilés
INE	:	Institut National de l'Eau
ISDND	:	Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux
EPI	:	Équipement de Protection Individuelle
OMS	:	Organisation Mondiale de la Santé
REU	:	Rejet des Eaux Usées
UAC	:	Université d'Abomey Calavi
USAID	:	United State of Agency for International Development
TdE	:	Togolaise des Eaux
TDEM	:	Sondages Électromagnétiques en Domaine Temporel
TRE	:	Tomographie de Résistivité Électrique

RESUME

En Afrique, la gestion des déchets ménagers représente un défi majeur lié à l'augmentation de la population. Le cas de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé au Togo, illustre parfaitement cette problématique. En effet, le lixiviat résultant de l'infiltration des eaux de pluie dans la décharge s'infiltré dans le sol et pollue la nappe phréatique entraînant des conséquences graves sur la qualité de l'eau et sur la santé des habitants. Pour évaluer l'impact du lixiviat sur les eaux souterraines, des méthodes géophysiques telles que la Tomographie de Résistivité Électrique (TRE) et la magnétométrie ont été employées afin de cartographier le panache de contaminants associés à la migration du lixiviat sur cette décharge. Parallèlement, dix prélèvements d'eaux souterraines effectués respectivement au niveau de deux puits et de huit forages situés en amont et en aval de la décharge et le lixiviat de la décharge ont été effectués pour des analyses physico-chimiques, bactériologiques et de métaux lourds. Les résultats montrent un couloir d'écoulement du lixiviat avec des anomalies magnétiques près de la surface. La TRE a révélé que le panache s'étend de 15 à 23,5 m de profondeur, en contact direct avec la nappe phréatique, dont le niveau statique moyen est estimé entre 5 et 10 m. Le lixiviat présente une forte charge polluante (Chlorures : 3286 mg/l, Sulfates : 1016,58 mg/l, DCO : 730 mg/l, DBO5 : DBO5 : 572, Fer : 20,093 mg/l, Nickel : 1,8 mg/l, Arsenic : 0,31 mg/l). L'analyse des eaux souterraines à proximité de la décharge indique une dégradation significative de la qualité, avec des conductivités électriques atteignant jusqu'à 2770 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et des concentrations élevées de chlorures et sulfates. Des niveaux d'arsenic, fer, chrome et nickel supérieurs aux normes ont été mesurés dans certains forages et puits. Enfin, une contamination fécale a été constatée, avec des concentrations d'*Escherichia coli* dépassant les normes de l'OMS. Ces résultats montrent l'importance de sensibiliser les populations sur la gestion des déchets, l'assainissement et de promouvoir l'éducation sanitaire dans le but de réduire la contamination de l'eau.

Mots clés : Décharge, lixiviats, eaux souterraines, magnétométrie, Tomographie de Résistivité Électrique (ERT).

ABSTRACT

In Africa, household waste management represents a major challenge related to the increase in population. The case of the former public landfill of Agoè-Nyivé in Togo is a perfect illustration of this problem. Indeed, the leachate resulting from the infiltration of rainwater into the landfill infiltrates the ground and pollutes the water table, with serious consequences for water quality and the health of the inhabitants. To assess the impact of leachate on groundwater, geophysical methods such as Electrical Resistivity Tomography (ERT) and magnetometry were used to map the contaminant plume associated with the migration of leachate on this landfill. At the same time, ten groundwater samples were taken from two wells and eight boreholes located upstream and downstream of the landfill and the leachate from the landfill for physico-chemical, bacteriological and heavy metal analyses. The results show a leachate flow corridor with magnetic anomalies near surface. The TRE revealed that the plume extends from 15 to 23.5 m deep, in direct contact with the water table, whose average level is estimated to be between 5 and 10 m. The leachate has a high pollutant load (Chlorides: 3286 mg/l, Sulphates: 1016.58 mg/l, COD: 730 mg/l, BOD5: 572, Iron: 20.093 mg/l, Nickel: 1.8 mg/l, Arsenic: 0.31 mg/l). Analysis of groundwater in the vicinity of the landfill indicates a significant deterioration in quality, with electrical conductivities reaching up to 2770 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and high concentrations of chlorides and sulfates. Above-standard levels of arsenic, iron, chromium and nickel have been measured in some boreholes and wells. Finally, faecal contamination was noted, with concentrations of *Escherichia coli* exceeding WHO standards. These results show the importance of raising awareness about waste management, sanitation and promoting health education in order to reduce water contamination.

Keywords : Discharge, leachate, groundwater, magnetometry, Electrical Resistivity Tomography (ERT).

INTRODUCTION

Le monde fait actuellement face à de multiples crises naturelles et humaines qui le secouent et mettent en péril son existence (Formoso, 2019). En parallèle, l'homme, par ses actions multiples, participe à la dégradation continue de son environnement (Aggeri, 2005). La pollution de l'air, du sol et de l'eau, ainsi que les crises climatiques, constituent autant de menaces pesant sur la nature en général et sur l'humanité en particulier (Akpaki et al.,2014).

Dans ce contexte, la gestion des déchets urbains est une préoccupation majeure des pays en voie de développement (Durand, 2012). Elle consiste à trouver les stratégies et moyens techniques pour mieux encadrer nos biens dont la valeur est nulle en un moment donné (Kéita, 2001).

Dans les villes d'Afrique à l'instar du Togo, chaque famille produit quotidiennement quelques kilogrammes de déchets municipaux et domestiques qui sont ensuite collectés et acheminés des ménages vers les décharges municipales pour y être déposés (Yalo, 2014). La gestion de ces déchets urbains suit un schéma classique : la pré collecte, la collecte, le transport et la mise en décharge finale (Onibokun, 2001). Cependant, en Afrique, cette forme d'élimination n'intègre pas souvent le traitement et la valorisation des différentes fractions afin de minimiser ou de supprimer les impacts sanitaires et environnementaux (Dabire & Gango, 2018).

De nos jours, l'accroissement de la population et l'avancée de la technologie génèrent d'importantes quantités de déchets ménagers liés à l'activité anthropique (Monsaingeon, 2014). Les services techniques des municipalités étant très vite débordés, on assiste à la création de décharges dites sauvages ou incontrôlées (Zaafour et al., 2019). Dans un contexte où la mise en décharge a été longtemps la solution de facilité, la moins coûteuse, la plus répandue pour se débarrasser des déchets, les ressources en eaux (eaux de surface et eaux souterraines) sont susceptibles de subir divers types de pollution (Méry et al., 2009). En effet, la production de biogaz et de lixiviats peut entraîner une pollution importante, notamment pour les eaux souterraines (Chofqi et al., 2007). Ces eaux souterraines, exploitées pour la consommation humaine et l'utilisation dans les domaines agricoles et industriels, subissent malheureusement la pollution par infiltration du lixiviat à travers le sol jusqu'à la nappe phréatique (Méry et al., 2009).

Cela peut compromettre l'utilisation de ressources en eau pour l'irrigation ou la consommation humaine (Frioua, 2014).

Au Togo, la décharge d'Agoè-Nyivé, une des plus grandes et unique décharge finale de la ville de Lomé, suscite beaucoup de craintes et de débats car elle est susceptible de contribuer à une forte dégradation du milieu naturel.

En effet depuis sa fermeture en 2018, les environs du site de cette décharge sont atteints par l'extension anarchique des habitations, qui subissent des nuisances provenant de cette décharge. Les nuisances visibles et périlleuses engendrées par cette décharge se manifestent par des émanations de fumées, des odeurs désagréables, ainsi que par la prolifération de rongeurs et d'insectes. Les fumées se propagent dans les villes environnantes, où elles se stabilisent par le phénomène d'inversion thermique. L'autre nuisance, bien que non perceptible, réside dans le risque potentiel de contamination des eaux de la nappe phréatique par les lixiviats générés par la décharge dotant puisqu'elle ne dispose pas de système de captage, de drainage et de traitement du lixiviat. Il y a des ménages qui ne disposent d'aucun dispositif d'assainissement et s'approvisionnent en eaux de puits et en eaux de forages (Badassan et *al.*, 2020). Etant dans une logique où la population locale s'approvisionne en eau de puits et en eaux de forages, il est essentiel de se poser la question suivante : **en quoi l'absence de système adapté de gestion de déchets (tri, de récupération et de recyclage), de système de captage et de traitement du lixiviats produits par cette décharge contribue à la détérioration de la qualité des eaux souterraine à Agoe-Nyivé ?** La mauvaise gestion et l'absence d'un contrôle efficace de l'ancienne décharge constituent une véritable menace de contamination pour les trois composantes de l'environnement (air, sol et ressources en eau).

❖ Objectif général

L'objectif principal de cette étude est de contribuer à la préservation des ressources hydriques au Togo, en identifiant l'étendue et les voies de contamination causées par le lixiviat produit par l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé sur les eaux souterraines.

❖ Objectifs spécifiques

De manière spécifique, il s'agit de :

- Cartographier les panaches de lixiviat susceptible de contaminer la nappe et ces couloirs d'écoulement ;
- Faire une caractérisation physico-chimique et bactériologique du lixiviat et des eaux souterraines autour de l'ancienne décharge publique d'Agoe-Nyivé ;
- Identifier les paramètres physico-chimiques ; ou les métaux lourds qui influencent la susceptibilité magnétique du contaminant.

❖ Hypothèses

Partant de notre question de recherche et dans le but d'atteindre nos objectifs, les hypothèses suivantes ont été formulées :

- La pollution de la nappe phréatique de l'ancienne décharge publique d'Agoe-Nyivé est significative et étendue, affectant potentiellement de vastes zones environnantes ;
- Les lixiviats générés par l'ancienne décharge d'Agoe-Nyivé contiennent des substances chimiques toxiques et des contaminants organiques et inorganiques ;
- Les métaux tels que le Fer, l'Arsenic, le Chrome, le Nickel influencent la susceptibilité magnétique du contaminant.

Ce mémoire est structuré en trois chapitres : le chapitre I fait le point sur l'état des connaissances à travers une synthèse bibliographique sur des questions en rapport avec le thème traité, le chapitre II présente les matériel et les méthodes et enfin le chapitres III met la lumière sur chacun des objectifs spécifiques par la présentation des résultats et discussion.

CHAPITRE I

SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1. Revue de littérature

La recherche sur la qualité de l'eau, la pollution des nappes phréatiques et leurs impacts sanitaires, en particulier en milieu urbain, a suscité un intérêt croissant. L'évaluation de la contamination des ressources en eau par les lixiviats issus des décharges publiques est un domaine particulièrement crucial, notamment au Togo car les réseaux d'eau potable sont souvent exposés aux polluants organiques et inorganiques. Cette revue de littérature se concentre sur les études effectuées sur la pollution des eaux souterraines, en mettant l'accent sur les caractéristiques géophysiques et géochimiques des lixiviats provenant des anciennes décharges publiques, ainsi que sur les risques sanitaires associés.

1.1.1. Clarification des concepts utilisés

Cette étude mobilise des concepts qu'il semble utile de clarifier dans cette première partie

✓ Lixiviat

Selon BARRES (1990), le terme « lixiviat », également désigné sous les appellations de lessivat ou percolat, voire familièrement jus de décharge, fait référence à l'eau ayant traversé des déchets et qui s'est chargée, tant sur le plan bactériologique que chimique, de substances minérales et organiques. La composition ainsi que le volume de ce lixiviat sont délicates à établir a priori, car les décharges fonctionnent comme un réacteur complexe en constante évolution.

✓ Géophysique

D'après Lowrie (1997), la géophysique est la science qui étudie les propriétés physiques de la Terre à travers des méthodes quantitatives et analytiques. Elle s'intéresse aux structures internes de la planète, aux processus dynamiques qui y ont lieu (comme le mouvement des plaques tectoniques et les variations du champ magnétique terrestre), ainsi qu'aux interactions entre ces éléments et la surface terrestre. Les géophysiciens utilisent diverses techniques, comme l'étude des ondes sismiques, la gravimétrie, la magnétométrie, et l'électromagnétisme pour explorer et comprendre la structure et la composition de la Terre.

✓ Géochimie

La géochimie d'après William M. White (2013), est la science qui examine la composition chimique de la Terre et les processus chimiques qui influencent les matériaux terrestres, y compris les roches, les eaux, les sols, et l'atmosphère. Elle s'intéresse aux cycles des éléments et des isotopes, aux interactions entre la lithosphère, l'hydrosphère, l'atmosphère et la biosphère, ainsi qu'à l'origine et à l'évolution des minéraux et des roches. Les géochimistes utilisent des

méthodes analytiques pour étudier les réactions chimiques qui se produisent dans les différents compartiments de la Terre, permettant de comprendre des phénomènes comme la formation des minerais, la pollution environnementale, et l'histoire géologique.

1.1.2. Pollution des Eaux Souterraines par les Lixiviats

Les lixiviats, qui résultent de la décomposition des déchets solides dans les décharges, constituent une menace sérieuse pour la qualité des eaux souterraines. Dans une étude réalisée sur la décharge publique à El Jadida au Maroc ; Chofqi et *al.*, en 2007 ont démontré que les lixiviats avaient une charge polluante élevée, comprenant des concentrations significatives de chlorures, nitrates, sulfates et métaux lourds, avec des niveaux atteignant 5 680 mg/l de chlorure et 1 823 mg/l de sulfate. De telles concentrations ont conduit à une dégradation notable de la qualité des eaux souterraines environnantes.

De même, l'étude menée par Kharmouz en 2013 sur l'ancienne décharge d'Oujda a révélé des niveaux alarmants de matières organiques et des salissures minérales dans les eaux superficielles et souterraines adjacentes. Les résultats ont montré que les eaux souterraines étaient particulièrement vulnérables aux lixiviats, entraînant des concentrations en nitrates dépassant les seuils recommandés par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).

Une recherche effectuée par Bodjona et *al.*, en 2018 à Lomé, Togo, a aussi mis en évidence la présence de métaux lourds tels que le plomb et le cadmium dans les eaux des puits situés à proximité des décharges, soulignant les conséquences de la pollution sur la qualité de l'eau potable. Les résultats de Yandi et *al.*, en 2024 corroborent cette observation et notent que 100 % des puits examinés étaient contaminés par des bactéries coliformes, témoignant d'une pollution bactériologique grave.

Une étude distincte menée par Yandi et *al.*, en 2024 sur la plante *Moringa oleifera* rencontrés sur l'ancienne décharges publique d'Agoé-Nyivé a mis en évidence une pollution des sols par des métaux lourds, renforçant l'idée que la situation de la gestion des déchets solide est un facteur prépondérant de dégradation des ressources en eau.

Un cas similaire a été rapporté par Er-Raioui et *al.*, en 2011 concernant la nappe phréatique de R'Mel au Maroc, où des analyses ont révélé des niveaux exceptionnellement élevés de matières organiques et de métaux lourds, résultant principalement des lixiviats des décharges publiques. Ces études soulignent l'importance de surveiller les sources de pollution et d'établir des mesures correctives pour protéger les ressources en eau.

1.1.3. Caractéristiques géophysiques des lixiviats

Les études géophysiques sont essentielles pour comprendre la propagation des lixiviats et leur impact sur les nappes phréatiques. Yalo en 2014 a utilisé des méthodes de résistivité électrique pour cartographier le panache de lixiviats autour de la décharge de Hêvié au Bénin. Les résultats de cette étude ont montré que la pollution due au lixiviat pouvait se propager à des profondeurs significatives, avec des concentrations variées selon la proximité de la décharge. Cette approche fournit des informations cruciales pour la gestion de l'eau et la planification de l'approvisionnement en eau potable.

Une autre étude développée par Florent et *al.*, en 2019 a exploré les aquifères du plateau de Mbé district de Ngabé, Congo et a révélé que les formations géologiques de la région avaient un impact direct sur la qualité de l'eau souterraine, rendant certaines zones plus vulnérables à la pollution par les lixiviats. Ces résultats mettent en évidence la nécessité d'une gestion géologique intégrée pour minimiser les risques de contaminations.

1.1.4. Risques sanitaires liés à la pollution

La contamination des eaux souterraines par les lixiviats a des conséquences graves sur la santé publique. Des études menées dans la Commune d'Abomey-Calavi au Bénin par Dégbey et *al.*, en 2010, ont montré la présence de pathogènes pouvant entraîner des maladies hydriques dans les eaux de puits. Ces pathogènes incluent *Escherichia coli* et d'autres bactéries indicatrices de contamination fécale. Ces résultats soulignent le besoin urgent d'améliorer l'approvisionnement en eau potable et de promouvoir des pratiques sanitaires pour réduire les risques sanitaires.

Les recherches menées par Sokegbe et *al.*, en 2017 a montré que la consommation d'eaux contaminées par des agents pathogènes impacte négativement la santé publique en entraînant un taux de prévalence élevé de maladies diarrhéiques dans les zones affectées. Les méfaits de cette contamination sont exacerbés par la vulnérabilité des populations, en particulier des enfants et des personnes à risque.

La pollution des eaux souterraines due aux lixiviats a des implications sanitaires profondes. Les études colligées mettent en lumière le lien inquiétant entre la qualité de l'eau et la santé publique. Selon Servais et Passerat en 2009, la contamination par des agents pathogènes tels que *Salmonella* et *Escherichia coli* est directement liée à la qualité des ressources en eaux utilisées pour la consommation. La forte incidence de maladies hydriques est également rapportée par Payment et Hartemann en 2005, où la consommation d'eau contaminée a été liée à des cas d'infections gastro-intestinales.

Dans le cadre d'une enquête réalisée à Abomey-Calavi, Degbey et *al.*, en 2008 ont trouvé que 54 % des maladies diagnostiquées dans la population étaient d'origine hydrique, principalement dues à une consommation d'eau de puits polluée par des déchets. Ce phénomène est beaucoup plus préoccupant chez les enfants, qui sont particulièrement sensibles aux maladies diarrhéiques.

Des travaux similaires dans la région de Lomé ont également souligné que la qualité de l'eau potable était compromise par les pratiques d'assainissement inappropriées et par la proximité de sources de pollution telles que des fosses septiques et des décharges. Kanohin et *al.*, en 2017 ont mis en exergue que les agents pathogènes d'origine fécale dans l'eau exposent les populations rurales à des risques sanitaires élevés, notamment l'hépatite et la dysenterie.

1.2. Généralité sur les déchets

D'après Gouhier (1987), est dit déchets tout résidu résultant d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, ainsi que tout matériau produit ou tout bien meuble que son détenteur destine à l'abandon.

1.2.1. Classifications des déchets

On distingue deux grandes catégories de déchets (Kellou, 1993) : les déchets urbains qui sont rejetés par la population et les déchets industriels qui sont rejetés par l'industrie.

On peut aussi classer les déchets suivant leur comportement et leurs effets sur l'environnement lorsqu'ils sont abandonnés à eux même. Dans ce cas, on distingue trois groupes : les déchets inertes, les déchets fermentescibles (biodégradables) et les déchets toxiques chimiques ou radioactifs, provenant des usines, des laboratoires, des hôpitaux et aussi des particuliers.

1.2.2. Devenir des déchets

Une fois les déchets rassemblés et collectés, il convient d'explorer les méthodes appropriées pour leur élimination ou leur traitement. La solution la plus expéditive consiste à les évacuer vers des installations spécifiquement aménagées à cet effet, que l'on désigne sous le terme de décharges.

1.2.2.1. La mise en décharge

La mise en décharge constitue la méthode la plus ancienne employée pour l'élimination des ordures ménagères, ainsi que pour certains résidus industriels. On recense divers types de décharges, qui se distinguent par leur mode d'exploitation (Kerbachi & Belkacemi, 1994):

- Décharge sauvage : Elle consiste en un dépôt de déchets, sans règles, n'importe où, par n'importe qui et de n'importe quelle manière,
- Décharge contrôlée : Elle obéit à un certain nombre de règles et toutes les précautions sont prises pour éviter les nuisances. Il existe aussi selon la perméabilité du terrain différents sites :
 - ✓ Site de classe 1 : imperméable pouvant accueillir certains déchets spéciaux
 - ✓ Site de classe 2 : semi-imperméable où il peut y avoir migration lente, cette classe convient aux ordures ménagères.
 - ✓ Site de classe 3 : perméable à migration rapide ne convient qu'aux déchets inertes.

1.2.2.2.Incinération

Il s'agit de la destruction des déchets par incinération. Toutefois, ces déchets ne sont pas toujours de bons combustibles. Après la combustion, les substances volatiles sont généralement libérées sous forme de CO₂, H₂O et autres gaz, tandis que les résidus minéraux issus des déchets demeurent sous forme de mâchefer.

1.2.2.3.Compostage

On distingue deux types de fermentation, la fermentation en aérobie et la fermentation en anaérobie

- ✓ La fermentation aérobie : Ce sont surtout les déchets biodégradables qui dans des conditions d'aérobiose, évoluent pour donner un produit final stable appelé compost.
- ✓ La fermentation anaérobie : Ce sont aussi les déchets biodégradables, qui dans des conditions d'anaérobiose, évoluent pour donner un produit final qui est en générale le méthane.

1.2.2.4.Recyclage

Certaines matières résiduelles peuvent être récupérées en vue d'être recyclées ou réutilisées. On entend par recyclage l'utilisation des déchets d'un produit afin de confectionner un produit identique. En revanche, la réutilisation fait référence à l'emploi des déchets d'un produit pour créer un autre produit.

1.2.3. Problèmes de déchets de la ville de Lomé

Les répercussions de la croissance démographique, de l'urbanisation accrue, ainsi que de la gestion inadéquate des déchets, se manifeste avec une intensité croissante. La ville de Lomé, la

plus densément peuplée, constitue un exemple marquant de l'évolution des volumes de déchets produits. Ainsi, la décharge d'Agoè-Nyivé a pu accueillir jusqu'à 3 millions de tonnes de déchets collectés durant la période de 1995 à 2015. La composition qualitative moyenne, de ces déchets et leurs caractéristiques physico-chimiques sont spécifiques au mode de vie et de consommation de la région considérée.

1.2.4. Impact de la décharge d'Agoè-Nyivé sur l'environnement

Les nuisances visibles et périlleuses engendrées par cette décharge se manifestent par des émanations de fumées, des odeurs désagréables, ainsi que par la prolifération de rongeurs et d'insectes. De surcroît, des incendies surviennent de manière fréquente, souvent provoqués par l'émanation de méthane (CH₄). Les fumées se propagent dans les villes environnantes, où elles se stabilisent par le phénomène d'inversion thermique. L'autre nuisance, bien que non perceptible, réside dans le risque potentiel de contamination des eaux de la nappe phréatique par les lixiviats générés par la décharge.

1.3.Mécanisme de formation de lixiviat

La formation des lixiviats met, en jeu une grande variété de phénomènes :

- L'évolution du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydo-réduction de la solution percolant à travers les déchets.

Il en va de même de l'influence de la porosité de la partie solide et de son état de surface, sur la cinétique globale du phénomène.

- Au niveau biologique, des processus aérobies et anaérobies se superposent. Les métabolites produits (acides aminés, acides gras volatils, aldéhydes, carbonates, bicarbonates, sulfures...), réagissent avec les autres déchets pour induire des phénomènes de : dissolution de minéraux en milieu acide, stabilisation d'ions minéraux à l'état dissous par effet de complexation et de précipitation de sulfures et carbonates ...

1.3.1. Aspect biologique

L'évolution de la partie organique des déchets mis en décharge est le résultat d'une évolution biologique. En général, la décomposition de la matière organique des déchets passe par trois phases de dégradation :

- **La fermentation aérobie**

Les microorganismes aérobies présents dans les déchets amorcent la dégradation aérobie suivant la réaction : Équation 1



où $(C_{15}H_{21}O_3N)_n$ représente la formule globale de la matière putrescible des décharges (Tchobanoglous et al., 1993).

La production d'eau métabolique après oxydation totale par voie aérobie atteint environ 330 litres par tonne de matière sèche. Mais cette quantité d'eau est facilement éliminée par évaporation dans la mesure où la température d'équilibre est de 40 à 60°C et peut atteindre 70°C. Cette phase est souvent appelée thermophase pendant laquelle l'eau, riche en CO₂, dissout les sels solubles tels que NaCl, qui sont présent dans les ordures.

- **La phase transitoire**

Cette phase se caractérise par la faible présence d'oxygène et on assiste au premier stade de décomposition anaérobie. En effet les microorganismes anaérobies facultatifs décomposent la matière organique et on assiste aussi à une énorme production de CO₂ et d'acides organiques (acides gras volatils). Donc il y a abaissement du pH et augmentation de la demande chimique en oxygène (D.C.O).

- **La fermentation anaérobie**

À ce stade la température diminue et la teneur en, gaz carbonique en augmentant favorise l'apparition de bactéries anaérobies strictes. Cette phase présente l'avantage de produire du méthane (biogaz). La teneur en CH₄ dans le gaz peut varier entre 40 et 60% en volume. La production du méthane peut durer plus d'une dizaine d'années. En fonction des transformations effectuées par les différentes populations bactériennes anaérobies on peut considérer quatre étapes : l'hydrolyse de la matière organique, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse.

La figure (1) illustre les diverses étapes de la dégradation anaérobie.

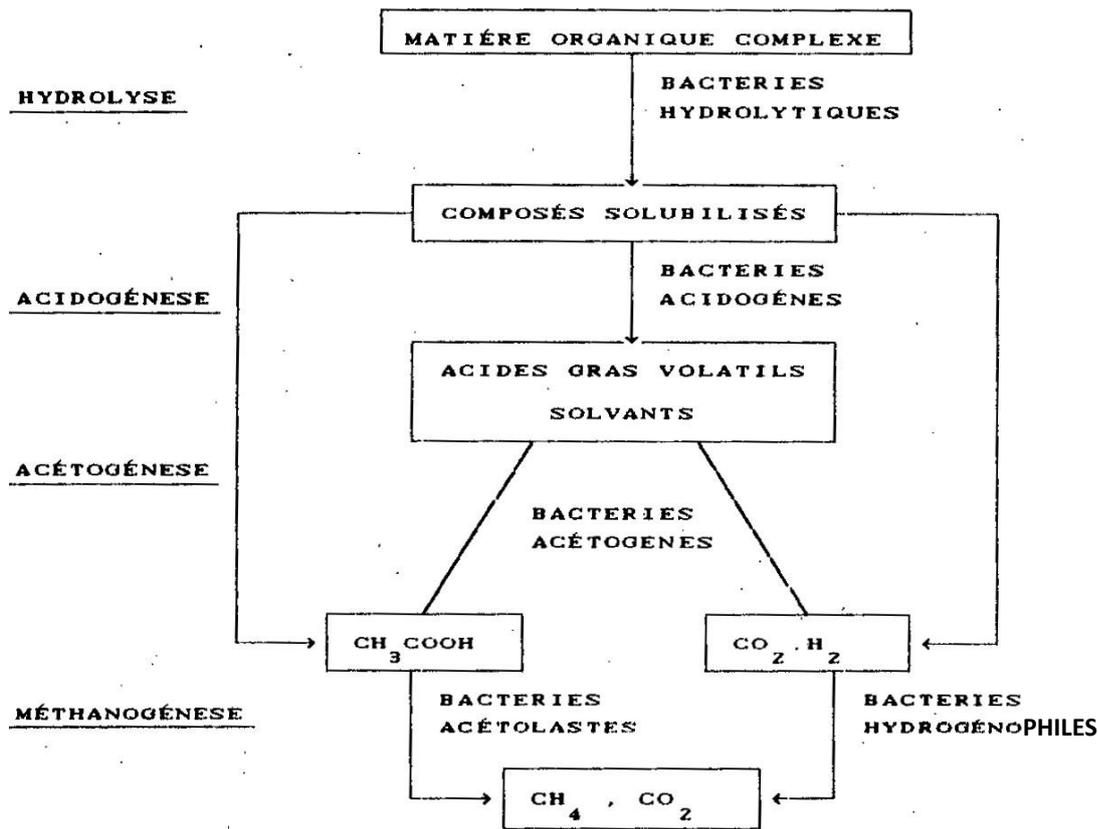


Figure 1: Etapes biochimiques de la dégradation anaérobie de la matière organique (BARRES, 1990)

- **Phase d'hydrolyse**

Au cours de cette phase les longues chaînes des matières organiques sont attaquées, notamment par divers enzymes produits par les bactéries elles-mêmes. Le stade final sera un mélange de sucres simples, d'acides aminés ou gras solubilisés. Cette phase se déroule en anaérobiose partielle

- **Phase d'acidogénèse**

D'autres bactéries transforment les produits finaux de l'hydrolyse :

- ✓ Soit, directement en acide acétique et acétates avec formation de gaz carbonique et d'hydrogène,
- ✓ Soit en alcools et acides simples de la série grasse, acides gras volatils (butyrique, propionique, formique).

- **Phase d'acétocénèse**

Cette phase est le fait d'organismes anaérobies. Les acides gras et alcools formés au stade précédent sont transformés en acétates, gaz carbonique et, hydrogène.

- **Phase méthanogénèse**

Elle est strictement anaérobie. Au cours de laquelle l'acide acétique et le méthanol sont transformés en gaz carbonique et en méthane. Le biogaz ainsi formé, comprend entre 45% et 60% de méthane, entre 35% et 50% de gaz carbonique, le reste étant constitué d'azote, de gaz sulfhydriques de divers acides plus ou moins volatiles et plus ou moins soufrés.

Dans une décharge cela se traduit par cinq étapes successives :

- ✓ Phase 1 : Mise en place des déchets, remplissage des alvéoles,
- ✓ Phase 2 : Passage progressif en anaérobiose, chute du potentiel rédox, augmentation progressive de la charge organique,
- ✓ Phase 3 : Acidogénèse, chute du pH, complexation des espèces métalliques, charges organiques très levées,
- ✓ Phase 4 : Méthanogénèse, remontée progressive du pH, diminution de la charge organique, production importante de gaz,
- ✓ Phase 5 : Maturation finale du gaz.

1.3.2. Aspect physico-chimique

Les lixiviats comprennent outre les résidus de l'activité bactérienne, un ensemble de substances qui peuvent réagir les uns avec les autres, l'étude de ces phénomènes dépend de : la nature de déchets mis en décharge (difficile à connaître avec précision), pH, l'état de division des déchets, l'état de surface des déchets, la vitesse de percolation des eaux.

1.4. Conditions influençant la biodégradation de la matière organique

1.4.1. Les nutriments

Les proportions réactives en carbone, azote et phosphore du milieu influent directement sur les processus de dégradation aérobie et anaérobie et donc sur la production du gaz.

Ainsi, si le rapport C/N est trop grand ($C/N > 35$), la décomposition est lente par déficience en azote, par contre, si le rapport C/N est faible ($C/N < 5$) l'azote est libéré sous forme d'ammoniac. Le pourcentage de méthane est élevé et la production de gaz est maximale et si C/N est égal à environ 30 (G. Tchobanoolous, 1977) ; une déficience du phosphore empêche le développement des bactéries et inhibe la fermentation (Abdi, 1993). Très peu de phosphore est retrouvé dans les lixiviats, car il précipite facilement avec les ions métalliques multivalents, en formant des précipités stables et insolubles.

1.4.2. Le pH

Le pH a un rôle important dans le développement des micro-organismes et par conséquent, la production du biogaz. Ainsi une acidification poussée du milieu peut inhiber complètement la phase acétogène, ce qui implique une grande activité des micro-organismes intervenant dans la phase acidosène (Marae.j et *al.*, 1987). La tendance à l'acidification du milieu est due à la formation et l'accumulation en quantité importante d'acides gras volatils, lors de la phase acidogène.

1.4.3. Potentiel redox

Dans la décharge, l'accès de l'oxygène atmosphérique, diminue en fonction de la hauteur des déchets, donc il y a passage progressive d'un milieu aérobie et oxydant à un milieu anoxique, puis au milieu strictement anaérobie et réducteur. Les lixiviats de décharge représentent généralement un milieu réducteur. La figure (2) montre l'influence de la concentration en acides gras volatils sur la variation du pH (Barres et *al.*, 1985).

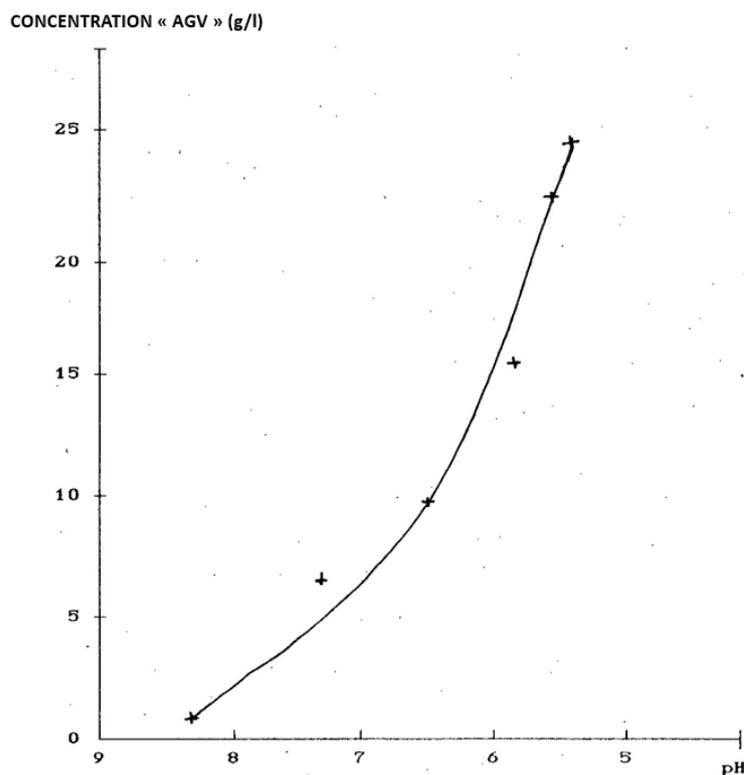


Figure 2: Concentrations en acides gras volatils (A.G. V) en fonction du Ph (Barres et *al.*, 1985).

1.4.4. La température

L'activité enzymatique des bactéries dépend étroitement de la température. Ainsi au-dessous de 5°C, il y a près qu'un arrêt total de l'activité bactérienne, et au-dessus de 65°C les enzymes sont détruits par la chaleur (Melamby.K., 1976). En climat froid, l'activité biologique sera plus lente qu'en climat chaud.

1.4.5. L'humidité

Un taux d'humidité trop important conduit à une hydrolyse excessive des déchets, se traduisant par une accumulation trop importante d'acides gras volatils qui font baisser le pH et inhibent la méthanogenèse. Ces acides gras volatils restent alors dans le lixiviat et leur taux élevé peut atteindre une charge encore plus importante lorsque le contact entre l'eau et les déchets est intime et le temps de contact est long.

1.4.6. Les inhibiteurs

Ils entrent en action surtout dans la digestion anaérobie, leurs effets varient avec leurs concentrations, les principaux inhibiteurs sont :

1.4.6.1. Les alcalins et les alcalino-terreux

Ils sont souvent rencontrés au sein d'une décharge. Le tableau (1) ci-dessous montre l'échelle de toxicité de certains éléments.

Tableau 1: Echelle de toxicité de certains éléments

(Attou, 1990)

Ions (mg/l)	Stimulateur	Légèrement inhibiteur	Toxique
Na	100 - 200	3500 - 5500	8000
K ⁺	200 - 400	2500 - 4500	12000
Ca ²⁺	100 - 200	2500 - 4500	8000
Mg ²⁺	75 - 150	1000 - 1500	3000

1.4.6.2. Les métaux

En général les métaux lourds se trouvent dans les décharges sous forme de composés insolubles ou peu solubles (hydroxydes, carbonates, sulfures, phosphates). Ainsi par exemple dans la zone où il y a réduction du Fe(III), on observe une diminution de réduction des sulfates de 86 à 100% qui s'accompagne aussi par la production du méthane ; chose qui s'explique par une limitation du substrat, car le potentiel de réduction des sulfates et production du méthane

se trouve emmagasiné dans un excès d'hydrogène et d'acétates qui en présence de Fe (III), deviennent principaux donneurs d'électrons pour sa réduction (Lovley & Phillips, 1987).

A l'échelle du laboratoire sur un digesteur anaérobie, on a obtenu une inhibition de 20% de la méthanogenèse pour les teneurs suivantes : Ni^{2+} (200 mg / kg de matière sèche), Cd^{2+} (2200 mg / kg de matière sèche), Cu^{2+} (2700 mg / kg de matière sèche), Zn^{2+} (3400 mg / kg de matière sèche).

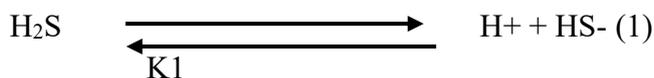
1.4.6.3. Sulfures

Les sulfures résultent de la réduction des sulfates.

L'équilibre entre H_2S dans la phase gazeuse et H_2S libre en solution dépend de la loi de Henry (Lawrence & McCarty, 1970).

H_2S en solution se comporte comme un acide faible et se dissocie comme suit :

Équation 2



à pH de neutralité et dans les conditions d'anaérobiose, seulement la dissociation H_2S est, importantes (Lawrence & McCarty, 1970).

En présence de forte concentration en sulfate (5 g/l), il y a inhibition de la méthanogenèse à cause de leur toxicité (en forme de sels) (Isa et al., 1986).

1.4.6.4. L'ammoniac

La teneur en azote total (Azote ammoniacal et organique) doit être suffisamment importante pour assurer le métabolisme bactérien (C/N varie de 20 à 30). Le NH_3 produit lors de la dégradation de la matière organique en anaérobiose se trouve sous forme de NH_4 qui en très fortes concentrations devient un facteur limitant de la croissance bactérienne : effet bénéfique pour le développement (50-200 mg/L), effet indifférent (200 -1000 mg/L), effet inhibiteur (1500 - 3000 mg/L) et effet toxique (> 3000 mg/L).

1.4.6.5. Les hydrocarbures chlores

Le chloroforme est celui par lequel des faibles concentrations arrivent à inhiber jusqu'à 20% la production du gaz.

1.5. Caractérisation des lixiviats

La difficulté d'avoir un échantillon représentatif des déchets de la charge minérale et organique de ces solutions, font en sorte que l'on obtient, plutôt des ordres de grandeurs que des valeurs strictes.

Le tableau 2 comporte le résumé des valeurs moyennes de certains paramètres physico-chimiques d'un lixiviat de décharge (Barres, 1990).

Tableau 2: Caractéristiques physico-chimiques moyennes d'un lixiviat (Barres, 1990).

Paramètre	Valeurs moyennes	Qualification
pH	6,1	
DCO	5000 mg/l	Pollution organique
DBO ₅	2500 mg/l	
COT	1700 mg/l	
Na ⁺ , K ⁺	3000 mg/l	Pollution saline
Ca ²⁺ , Mg ²⁺	2000 mg/l	
Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻	5000 mg/l	
P Total	700 mg/l	
Fe ²⁺	900 mg/l	Pollution due aux métaux lourds
Mn ²⁺	25 mg/l	
Zn ²⁺	10 mg/l	
Autres métaux : CO, Ni, Cu, Cr, Pb, As, Hg	< 10 mg/l	
MES totales	500 mg/l	Pollution environnementale
Couleur	Noir	
Odeur	Fetide	

1.6. Evolution de la qualité des lixiviats au cours de temps

En règle générale, les lixiviats, au fil du temps, tendent à refléter l'évolution de la charge ; néanmoins, d'autres déchets sont ajoutés progressivement. Les courbes figurant ci-dessous (fig. 3) offrent une représentation adéquate des tendances générales de ces phénomènes. Deux éléments méritent d'être soulignés :

- ✓ Le rapport DBO₅/DCO, qui caractérise le caractère organique d'un milieu est supérieur à 0,5 pour les jeunes décharges et, décroît jusqu'à 0,05 pour les anciennes (Barres, 1990).
- ✓ Si à la longue, la DBO₅ peut atteindre des valeurs presque nulles, il n'en est pas de même de la DCO qui reste notable de l'ordre de gramme par litre.

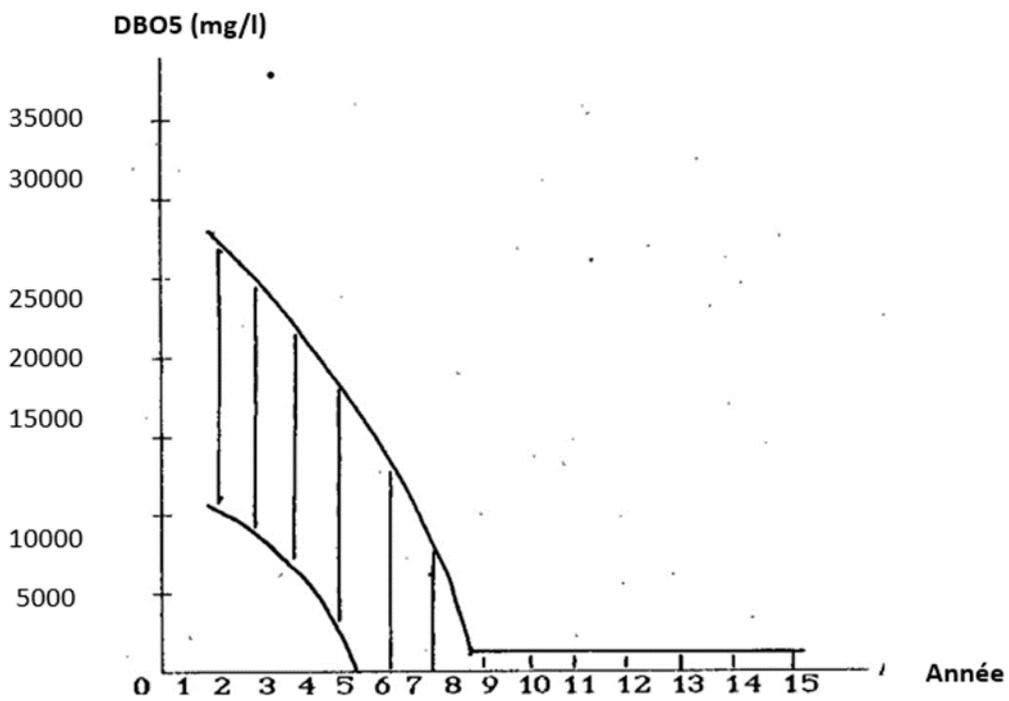
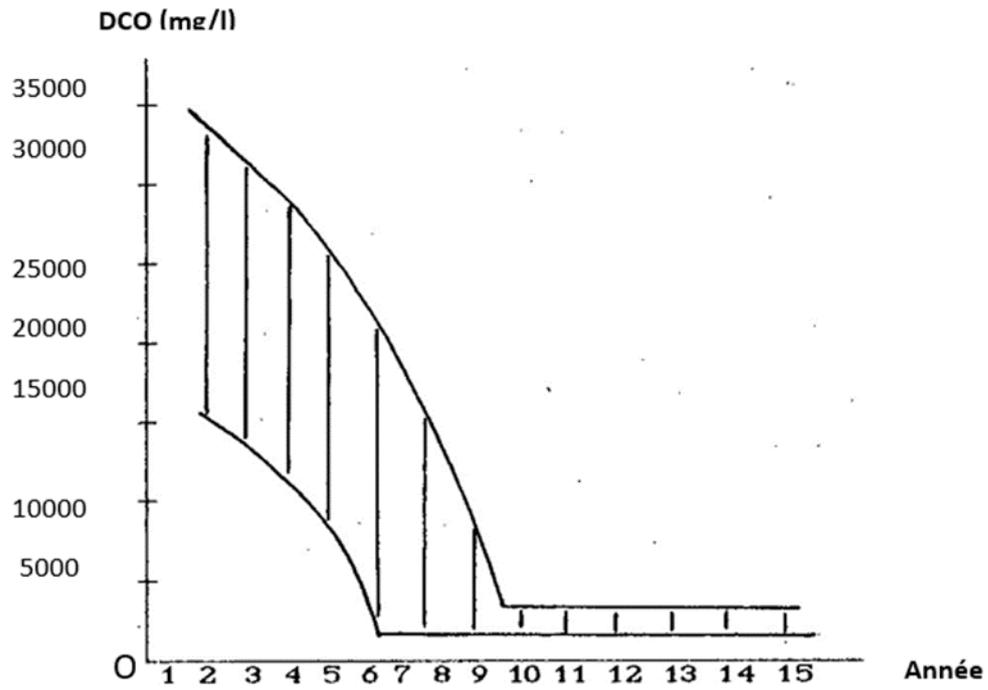


Figure 3: Evolution de la qualité des lixiviats en fonction du temps (Barres, 1990).

D'autres études ont montré une dépendance assez étroite entre la DCO et la teneur en acides gras volatils (A.G.V), du moins lors des phases d'acidogénèse, d'acétogénèse.

D'après Millot.n, on peut classer les lixiviats en trois grandes familles (Barres, 1990).

- 1) Les lixiviats jeunes : qui présentent : une charge organique élevée ($DCO > 20\text{g/l}$), une biodégradabilité moyenne ($DB0_5/DCO > 0,3$), un pH de l'ordre 6,5, une concentration en acides carboxyliques importante qui représente plus de 80% de la Charge organique, une teneur en métaux élevée (jusqu'à 2g/l), un rapport COT/DCO voisin de 0,3, forte concentration en A.C. V dans les charges organiques et, relativement faible des composés de haut poids moléculaires.
- 2) Les lixiviats stabilisés : qui présentent : une charge organique assez faible ($DCO < 2\text{g/l}$), une biodégradabilité très faible ($DB0_5/DCO < 0,1$), une absence d'acide carboxyliques, un pH légèrement $> 7,5$, une teneur en métaux faible, un rapport COT/DCO de l'ordre de 0,4 qui indique la présence de composés difficilement oxydables, une forte concentration en composés de poids moléculaire élevé.
- 3) Les intermédiaires : Puisqu'au cours du temps la composition des percolat évolue de celle typique des lixiviats jeunes vers celle des lixiviats stabilisés. Ils présentent notamment : une charge organique avec DCO comprise entre 3 et 15 g/ l, une biodégradabilité assez faible ($DB0_5/DCO$ sensiblement égale à 0,2), un pH voisin de la neutralité, une concentration en acide carboxyliques, représentant 20 à 30% de la charge organique.

1.7. Pollution engendrée par les lixiviats

La formation des lixiviats au sein des décharges est à l'origine de deux types de pollution en plus des mauvaises odeurs dégagées : la pollution atmosphérique et la pollution hydrique (eaux superficielles, eaux souterraines).

1.7.1. Pollution atmosphérique

La fermentation génère une production limitée de gaz malodorants, tels que l'hydrogène sulfuré (H_2S), les mercaptans, les vinyles et les amines organiques. Ces gaz, généralement d'une densité supérieure à celle de l'air, sont évacués de la décharge par le méthane, qui est un gaz plus léger, et peuvent ainsi être transportés sur de longues distances.

Des risques d'explosion se manifestent principalement à la surface du dépôt, car un mélange d'air et de méthane peut devenir dangereux lorsque la concentration de méthane atteint des proportions comprises entre 5 et 15 %.

1.7.2. La pollution hydrique

La contamination des eaux affecte tant les eaux souterraines que les eaux de surface. En ce qui concerne les eaux de surface, la pollution peut survenir soit par lessivage du dépôt lors du ruissellement des eaux pluviales, soit par résurgence à la base du dépôt.

La pollution des eaux souterraines est causée par les interactions entre les lixiviats et le sous-sol. Ces interactions dépendent des particules effectivement retenues par les minéraux argileux, qu'ils soient plus ou moins hydratés, ainsi que des propriétés physico-chimiques des argiles et de leur comportement au fil du temps. Elles dépendent également de l'interaction des produits organiques avec les matières argileuses, ainsi que du comportement des métaux lourds.

1.8. Exploration géophysique : Dispositifs de mesure

Plusieurs dispositifs permettent de déterminer la distribution des résistivités dans le sous-sol. La figure 4 montre les configurations d'électrodes couramment utilisées pour la prospection électrique, avec le coefficient géométrique associé

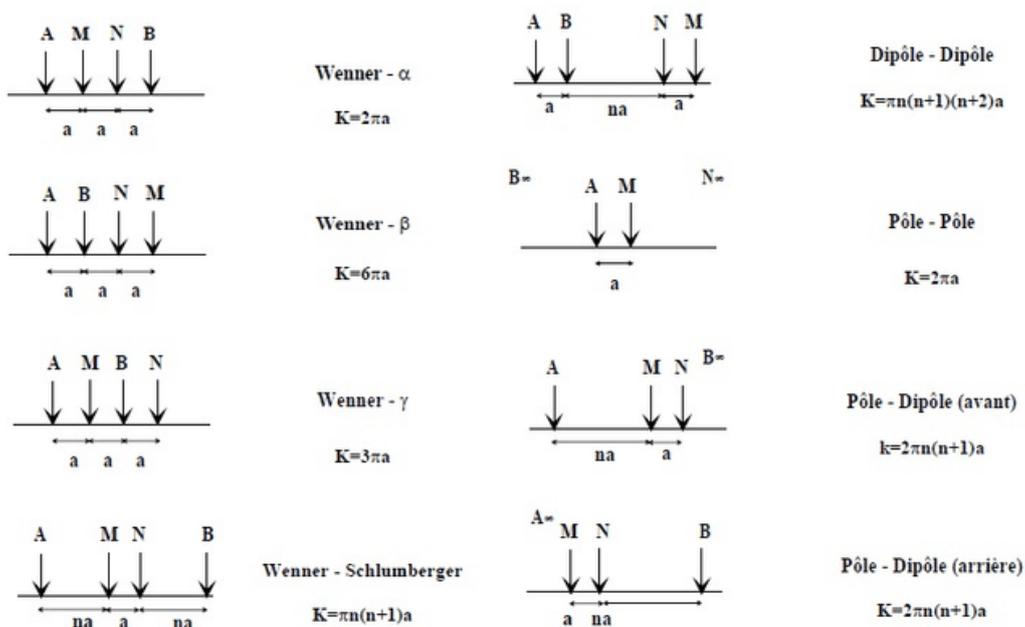


Figure 4: Différentes configurations pour la méthode électrique, ainsi que le coefficient géométrique K (Parasnis et al., 1986).

Les techniques de mesure se basent sur la comparaison du potentiel généré par un courant avec ce qu'il serait dans un milieu homogène (Parasnis et *al.*, 1986). On distingue notamment le sondage, le trainé, la cartographie et le panneau.

1.9. Les méthodes choisies dans le cadre de nos travaux

Les méthodes géophysiques sont des outils utiles pour répondre à des questions sur les eaux souterraines (Oulaaross, 2009). Pour maximiser leur efficacité, les hydrogéologues doivent poser des questions précises. Dans notre recherche, le choix des méthodes, des techniques de mesure et leur mise en œuvre a été orienté par des interrogations spécifiques liées à notre étude.

1.9.1. Tomographie de Résistivité Électrique (TRE)

La prospection du sous-sol par tomographie électrique, ou imagerie électrique, est une extension des sondages électriques verticaux. Cette technique offre une sensibilité tant verticale qu'horizontale, visant à créer un modèle 2D du sous-sol où la résistivité varie dans ces deux dimensions. L'objectif principal est d'analyser de manière multidimensionnelle les propriétés électriques du sous-sol (Comte, 2008).

1.9.1.1. Historique des Méthodes Géo-électriques à courant continu (DC)

Depuis plus d'un siècle, des courants électriques sont injectés dans le sol pour la prospection géologique (Dahlin, 2001). Initialement, la méthode consistait à déplacer une électrode de mesure (électrode de potentiel) par rapport à un dipôle d'injection fixe (électrodes de courant) pour localiser qualitativement des anomalies conductrices (Belle, 2008). En France et aux États-Unis, des travaux pionniers par Schlumberger (Schlumberger, 1930) et Wenner (Kunetz, 1966) ont jeté les bases du sondage électrique vertical (VES) et du profilage horizontal dans les années 1920. L'interprétation qualitative des résistivités a évolué avec le développement d'abaques dans les années 1930 (Stefanescu et *al.*, 1930). Les années 1970 ont vu l'émergence de modèles de simulation numériques, d'abord 1D (Johansen, 1977), puis 2D et 3D (Dey & Morrison, 1979). Dans les années 1980, des câbles multi-électrodes ont accéléré l'acquisition de données, par la mise au point de câbles multi-électrodes avec des systèmes d'acquisitions d'abord manuel (Barker, 1981), puis automatique assisté par ordinateur (Dahlin, 1989). Les années 1990 ont marqué l'essor des systèmes de mesure 2D et 3D avec des techniques d'inversion numérique, menant à la tomographie de résistivité électrique (ERT) (Griffiths et *al.*, 1990). Aujourd'hui, l'ERT 2D est couramment utilisée en hydrogéologie, tandis que la 3D reste limitée par des contraintes informatiques et pratiques (Dahlin, 2001).

1.9.1.2. Principe de la Tomographie de Résistivité Électrique (ERT)

La tomographie de résistivité électrique (ERT) est une méthode qui repose sur la mesure des résistivités électriques apparentes du sous-sol. Cette technique utilise un dispositif constitué de plusieurs électrodes disposées en lignes, permettant de réaliser des mesures à différentes positions et espacements (Chalikakis, 2006). Elle est particulièrement efficace pour l'étude des aquifères, la localisation de failles et la caractérisation des capacités de stockage.

L'implémentation de l'ERT nécessite l'installation d'un grand nombre d'électrodes en contact avec le sol, interconnectées à un système d'injection de courant et de mesure de potentiel par le biais de câbles multiconducteurs. Ces électrodes, disposées le long d'un profil déterminé, permettent de générer un champ électrique dans le sous-sol. Deux électrodes, appelées électrodes d'injection ou de courant (notées A et B ou C1 et C2), sont utilisées pour l'injection du courant, tandis que deux autres électrodes (notées M et N ou P1 et P2) mesurent la différence de potentiel résultante (Figure 5).

Les résultats de la tomographie sont généralement visualisés sous forme de coupes 2D, appelées « pseudo-sections », qui représentent des isolignes. Ces pseudo-sections permettent d'évaluer la qualité des mesures, mais ne fournissent pas une interprétation exacte des résistivités réelles. Pour obtenir un modèle synthétique des résistivités électriques effectives, illustrant les variations latérales et verticales, il est donc indispensable d'inverser ces pseudo-sections (Chalikakis, 2006).

Cependant, des limitations subsistent, telles que l'absence de contraste de résistivité et la présence de structures métalliques enfouies, qui peuvent affecter les résultats.

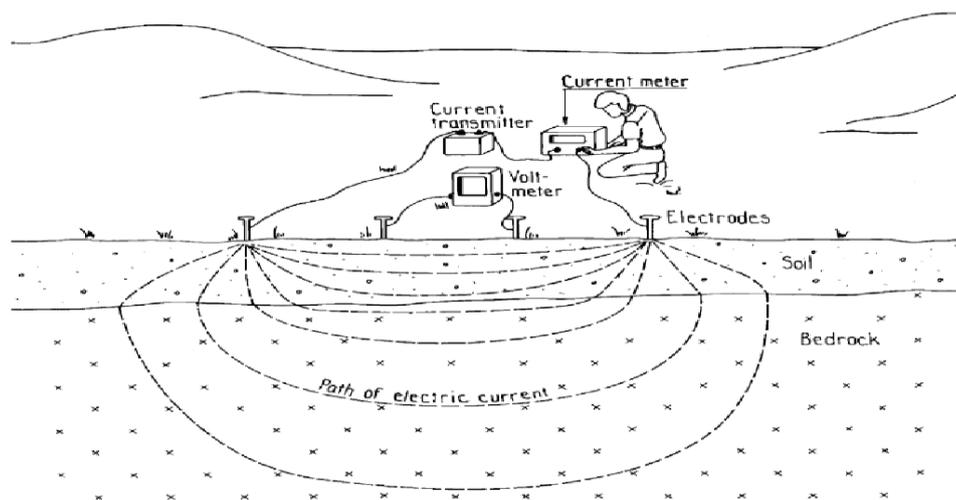


Figure 5 : Principe de la mesure de résistivité électrique DC sur le terrain.

[Tiré de (Dahlin, 2001), d'après (Robinson & Çoruh, 1988)].

1.9.1.3. Acquisition des données et dispositifs en ERT

En imagerie par résistivité électrique (ERT), des mesures de résistivités apparentes sont réalisées avec un dispositif quadripôle ABMN, où la position du dipôle de mesure AB reste constante par rapport au dipôle d'injection MN, les espacements entre électrodes variant pour maintenir les proportions (Figure 6). L'usage de câbles multi-électrodes permet une large gamme de mesures, offrant une couverture 2D sous forme de pseudo-sections de résistivité, ces mesures prenant en compte les variations latérales et verticales (Hallof, 1957). Pour une interprétation précise des structures 3D, l'acquisition en 3D est préférable (Loke & Barker, 1996 b).

Les configurations courantes incluent Wenner (α et β), Schlumberger et dipôle-dipôle, chacune avec des performances spécifiques en profondeur d'investigation, résolution spatiale et sensibilité aux anomalies (Dahlin, 1993). Le dispositif le plus largement utilisé en ERT est Wenner- α ($W\alpha$). Les quatre électrodes sont disposées à équidistance avec le dipôle de mesure situé à l'intérieur du dipôle d'injection : $AB = 3 MN$ (Figure 3), permettant un bon rapport signal/bruit. Sa couverture 2D est parfaitement homogène et sa profondeur d'investigation moyenne. Le Schlumberger (SC) offre une plus grande profondeur d'investigation et une meilleure résolution pour les structures obliques. Wenner- β ($W\beta$) présente une résolution élevée pour structures verticales ou obliques, bien que son rapport signal/bruit soit faible (Loke & Dahlin, 2002).

Pour le traitement des données, les modèles RES2DMOD et RES3DMOD (Loke et al., 2003) sont utilisés pour les interprétations 2D et 3D respectivement, calculant les pseudo-sections via des méthodes des éléments finis ou des différences finies selon la structure du maillage et les dimensions du dispositif.

Les logiciels d'inversion géo-électrique les plus utilisés sont RES2DIN pour l'ERT 2D et RES3DINV pour l'ERT 3D (*Geotomo Res2DInv*), qui reposent sur des méthodes d'optimisation et des techniques de simulation de modèle par éléments finis ou différences finies.

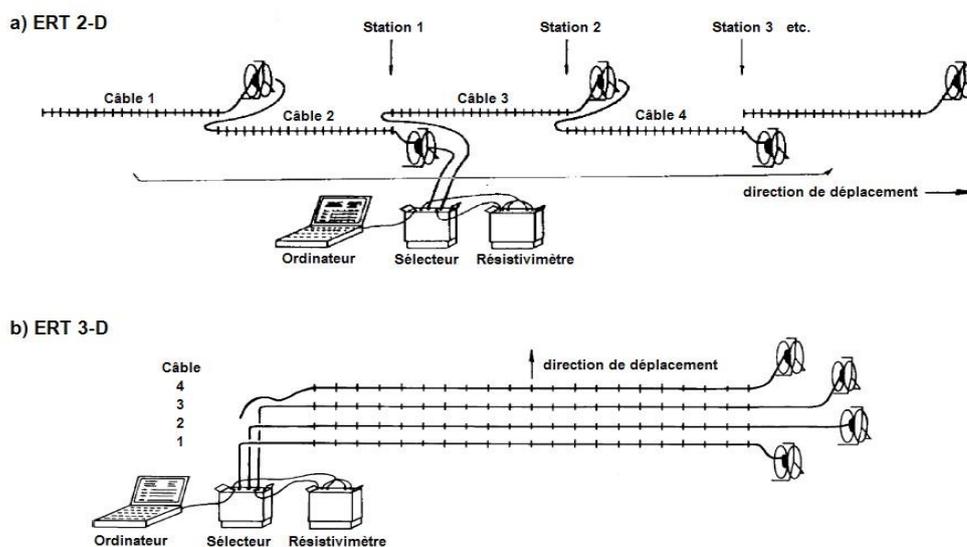


Figure 6: Schéma d'investigations ERT à l'aide de câbles multi-électrodes : a) prospection 2D (levé sur un profil), à la fin de la séquence de mesure à quatre câbles centrée sur la station 1, le premier câble est déplacé à la suite du câble 4 et le matériel d'acquisition est déplacé en station 2 ; b) prospection 3D (levé sur une surface), à la fin de la séquence de mesure à 3 câbles, le câble 4 inutilisé est placé en parallèle du câble 3 et le matériel d'acquisition est déplacé d'un espacement inter-câbles

[D'après (Dahlin & Bernstone, 1997)].

1.9.2. Magnétométrie

1.9.2.1. Introduction au magnétisme des sols

E. Le Borgne fut le pionnier dans l'étude de la susceptibilité magnétique des sols, contribuant ainsi à l'identification des caractéristiques fondamentales de leurs propriétés magnétiques (Borgne, 1955). Il a observé que l'horizon humifère supérieur A présente généralement une susceptibilité magnétique plus élevée que les horizons inférieurs et la roche mère. Cela s'explique par l'apparition de minéraux ayant des propriétés magnétiques dans cet horizon, résultant de processus pédologiques naturels ou anthropiques, indépendamment de la roche mère. Toutefois, cette dernière influence également le comportement magnétique du sol. Parmi les minéraux identifiés par Le Borgne, la magnétite et la maghémite, toutes deux ferrimagnétiques, sont responsables des fortes valeurs de susceptibilité. De surcroît, une analyse granulométrique a révélé que ces deux minéraux se retrouvaient principalement dans la fraction argileuse, ce qui signifie que les phénomènes pédologiques associés à cette fraction déterminent le comportement magnétique des sols.

1.9.2.2.Principe théorique de la magnétométrie

La magnétométrie repose sur les contrastes de susceptibilité magnétique présents dans le sol et le sous-sol, une propriété définie comme la capacité d'un matériau à acquérir une aimantation induite par un champ magnétique (Mat, 2023). Cette aimantation résulte principalement de la quantité d'oxyde de fer (Fe_2O_3) contenue dans les roches ou dans les objets ferromagnétiques. Ainsi, tout corps placé dans un champ magnétique, tel que celui généré par la Terre, présente une aimantation proportionnelle à ce champ et orientée dans la même direction. En conséquence, le champ magnétique total mesuré correspond à la somme du champ terrestre, de l'aimantation induite, qui dépend de la susceptibilité magnétique des éléments, et de l'aimantation rémanente, caractérisée par un champ permanent inscrit dans les roches. Par conséquent, la méthode de prospection magnétique au sol s'appuie sur l'analyse des variations locales du champ magnétique, causées par les différences de susceptibilité magnétique des éléments géologiques et anthropiques présents dans le sol et le sous-sol, notamment les cibles métalliques (Borgne, 1955).

1.9.2.3.Champ magnétique terrestre

En 1600, William Gilbert présente pour la première fois la notion d'un champ magnétique terrestre d'origine interne dont la direction varie en fonction de la position (Olliewood, 2024). Ce champ est généré par les courants électromagnétiques du noyau externe liquide. Il participe à hauteur de 98% au champ total en surface selon Hinze et *al.*, en 2013, de 80 à 90% selon Nabighian et *al.*, en 2005. Ce champ de type dipolaire fait que la Terre se comporte comme un aimant dont les lignes de champ magnétique vont du pôle Sud vers le pôle Nord magnétique. L'axe de ces pôles forme actuellement un angle de $11,5^\circ$ par rapport à l'axe de rotation de la Terre.

Dans la théorie du champ magnétique, l'excitation (H) donne lieu à un flux magnétique dont la densité est notée B. Ces deux champs de vecteurs sont souvent appelés champ magnétique. Dans le vide et pour les matériaux très peu ferromagnétiques, ils sont reliés par la relation suivante : (Equation 2)

$$B = \mu H$$

Où μ est la perméabilité magnétique du milieu. B est aussi appelé l'induction magnétique. C'est la grandeur que nous appellerons par la suite champ magnétique. L'induction magnétique s'exprime en Tesla (T) ou en $\text{Kg.S}^{-2}.\text{A}^{-1}$ en unité du système international.

La représentation dans l'espace des lignes d'un champ magnétique dipolaire est présentée ci-dessous (Figure 7).

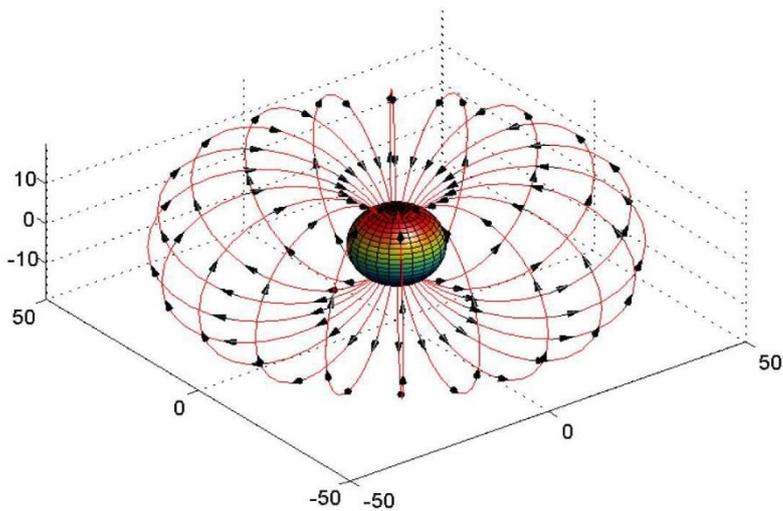


Figure 7: Représentation dans l'espace des lignes d'un champ magnétique dipolaire orientées du pôle Sud au pôle Nord géomagnétique

(Fleury, 2011).

Localement, le champ magnétique est caractérisé par trois grandeurs (Figure 8) :

1. Son intensité : la norme du vecteur.
2. Son inclinaison I : l'angle formé par la composante horizontale du vecteur (R_h) et le vecteur.
3. Sa déclinaison D : l'angle formé par la composante horizontale du vecteur et l'axe Ox orienté vers le Nord géographique.

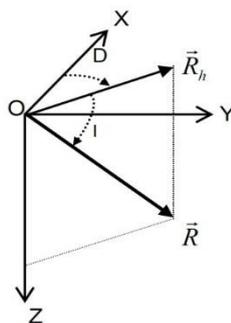


Figure 8 : Représentation du champ magnétique dans le repère géographique local. Les axes Ox et Oy sont respectivement orientés vers le Nord et l'Est géographique

(Fleury, 2011).

1.9.2.4. Modèle du champ magnétique terrestre

La Terre présente un champ magnétique comparable à celui d'un dipôle, mais souffre de variations appelées anomalies magnétiques, qui résultent notamment de la composition du sous-

sol (Borgne, 1955). Des modèles mathématiques, issus de l'analyse des harmoniques sphériques des mesures magnétiques, permettent de décrire ce champ. Ces modèles reposent sur des données collectées par des observatoires géomagnétiques et des satellites, offrant ainsi une évaluation précise du vecteur du champ magnétique à chaque point du globe, durant une période déterminée (Figure 9 et 10).

Parmi ces modèles, le Champ Géomagnétique International de Référence (IGRF) est couramment utilisé ; sa onzième version, publiée en 2010, est recalculée tous les cinq ans. Selon l'IGRF-11, l'intensité du champ magnétique à la surface de la Terre varie entre 24 000 et 64 000 nT (Finlay et al., 2010).

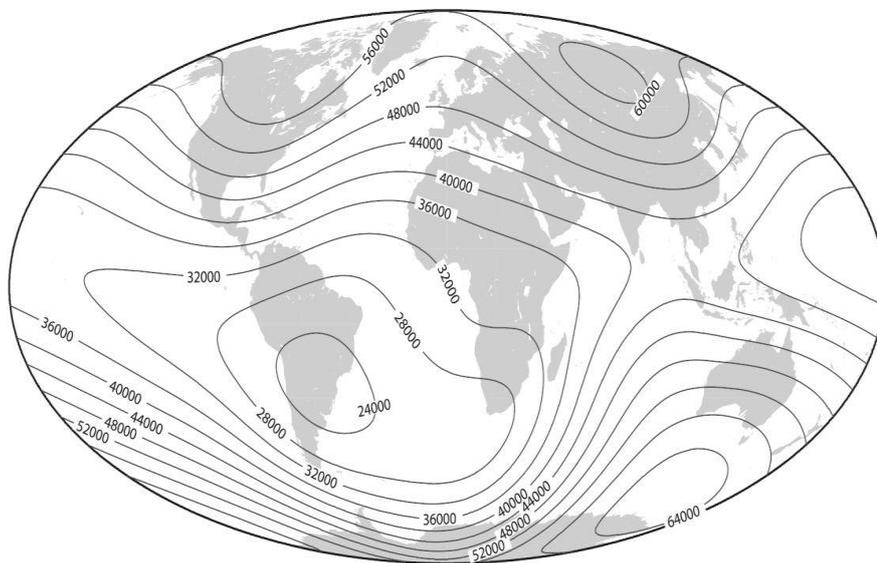


Figure 9 : Représentation du champ magnétique dans le repère géographique local. Les axes O_x et O_y sont respectivement orientés vers le Nord et l'Est géographique ;

(Fleury, 2011).

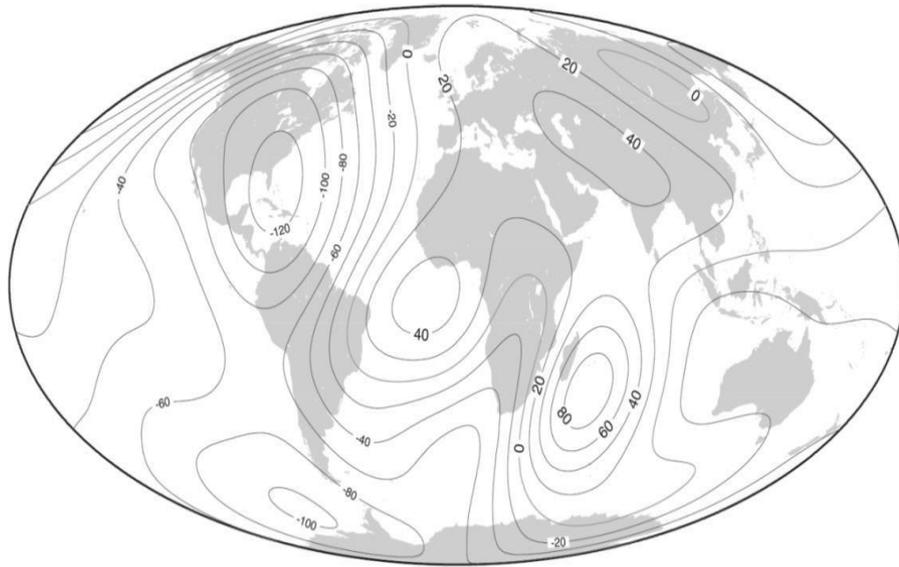


Figure 10 : Prédiction de la variation annuelle moyenne de l'intensité du champ magnétique en Nt/an entre 2010 et 2015 ;

(Finlay et al., 2010).

La mesure du champ magnétique s'effectue à l'aide d'un magnétomètre, constitué d'un liquide ionisé au sein d'une bobine. Lorsque le champ terrestre agit sur le liquide, les ions se mettent à osciller. Un courant intense est ensuite introduit dans la bobine, créant un champ magnétique dominant qui réoriente les ions. Après la coupure de ce courant, les ions retournent à leur position initiale, générant ainsi un courant dont la période est fonction du champ mesuré (Spighel, 1957).

La méthode la plus courante consiste à mesurer le champ magnétique total à un point donné, en soustrayant la valeur du champ de référence mesurée simultanément à une station de référence. Cette différence permet d'appréhender les déformations des lignes de champ causées par divers facteurs géologiques, tels que des failles ou des minéraux magnétiques. Pour ce faire, deux magnétomètres synchronisés sont généralement employés : l'un est fixe à la station de référence, tandis que l'autre suit l'opérateur sur le terrain, les mesures étant prises selon un intervalle défini en fonction de l'anomalie recherchée (Spighel, 1957).

1.9.2.5. Traitement et Interprétation

Le traitement des mesures consiste à filtrer les données des valeurs aberrantes correspondant aux artefacts liés aux influences externes. Il est également possible de calculer le gradient magnétique correspondant à la variation du champ magnétique terrestre à deux hauteurs différentes, permettant de mettre en évidence plus facilement les éventuelles cibles recherchées.

Les résultats sont présentés sous la forme de cartes iso-contour du champ magnétique mesuré ou du gradient magnétique calculé (Milsom & Eriksen, 2011).

1.9.2.6. Contraintes et limites des appareils utilisés

La principale limite des appareils de prospection magnétique est leur extrême sensibilité à la présence de toute pollution métallique (fer, acier). Cette contrainte constitue un lourd handicap et restreint le nombre de terrains qui peuvent être prospectés en magnétisme : ceux-ci devront par conséquent se trouver loin de toute habitation (la prospection en milieu urbain est impossible) ; les barbelés et les clôtures électriques réduisent aussi la surface prospectable. La variation temporelle du champ magnétique terrestre oblige, pour les magnétomètres, à revenir régulièrement à une base, ce qui diminue le rendement de prospection (Charlene, 2020).

Conclusion partielle

La problématique liée à la pollution des eaux souterraines par les lixiviats issus des décharges est particulièrement préoccupante, notamment dans le contexte urbain du Togo. Les études examinées révèlent une contamination inquiétante des ressources en eau, mettant en évidence la présence de polluants tels que les nitrates, les métaux lourds et les agents pathogènes, qui compromettent gravement la qualité de l'eau potable. De plus, les rencontres entre la composition géologique de la région et la dynamique des lixiviats suggèrent que certaines zones sont plus vulnérables à la pollution. L'analyse des risques sanitaires souligne les conséquences directes de cette contamination sur la santé publique, avec une prévalence accrue de maladies hydriques parmi les populations, en particulier les plus vulnérables. Ces éléments mettent en lumière l'urgence d'une gestion intégrée des déchets, ainsi que d'une surveillance active et continue des aquifères, afin de protéger les ressources en eau essentielles pour les communautés. Pour en approfondir la compréhension et envisager des solutions appropriées, il est essentiel de procéder à une caractérisation géophysique et hydrogéologique rigoureuse des zones d'étude. Cette étude nécessite la présentation de matériel et des méthodes utilisés dans le cadre de notre étude qui fait l'objet du chapitre II.

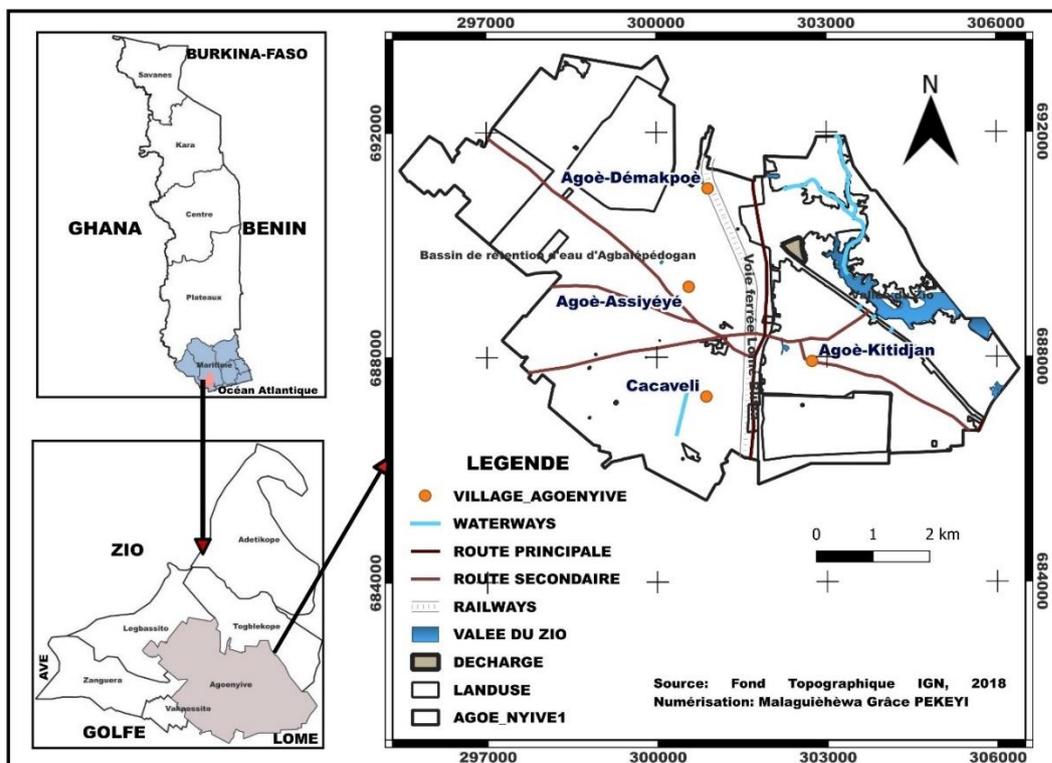
CHAPITRE II

MATERIEL ET METHODES

2.1. Matériel

2.1.1. Situation géographique

L'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé, située à quinze kilomètres au nord du centre-ville de Lomé, fut la principale décharge de la commune depuis 2001. Son emplacement, au bord de la route nationale N°1, la place à environ 5 km de la limite nord du 5ème arrondissement. Elle est délimitée au nord par la route d'Agoè-Nyivé-Dikamé et le centre d'entraînement « moto-cross », au sud par le Grand Contournement, à l'ouest et à l'est par le quartier Bernard Kopé. Initialement, la zone était une ancienne carrière de sable de 39 ha, qui servait clandestinement de dépotoir au début des années 1990. Depuis son officialisation en tant que décharge municipale en début 2001, le taux de collecte des ordures ménagères est passé de 30% en 1995 à 70% en 2015, avec des estimations indiquant que le site a reçu jusqu'à 3 millions de tonnes de déchets durant cette période (D'après le DAGL). Le climat de la région est de type équatorial bimodal, caractérisé par deux saisons pluvieuses (d'Avril à juillet avec le maximum en juin et de septembre à octobre) et deux saisons sèches (de novembre à Mars et d'une petite saison sèche d'un mois en août), avec une pluviométrie d'environ 900 mm par an. Les températures varient entre 25° et 26° C en moyenne, atteignant un maximum absolu de 32° C en février et un minimum de 21° C en juin et juillet. La figure 11 indique la localisation de la zone d'étude.



2.1.2. Relief et Topographie

Lomé se distingue par un relief caractérisé par un plateau monotone, dont les altitudes varient de 20 à 55 mètres. Ce plateau présente des pentes légères, de l'ordre de 1 %, marquées par des variations locales significatives et un réseau de dépressions, souvent sujettes à des inondations et à diverses nuisances. D'après le DAGL, la zone de la décharge elle-même est implantée dans une ancienne dépression résultant de l'exploitation de gravillons, atteignant une altitude de 55 mètres, tandis que les terrains environnants oscillent entre 39 et 45 mètres.

La ville de Lomé, comme beaucoup d'autres localités du golfe de Guinée, est traversée par un système lagunaire qui la segmente en deux parties. Ce système comprend trois lacs : le lac Est, le lac de Bè et le lac Ouest de Nyekonakpoè, auxquels s'est ajouté, en 2018, un quatrième lac (Steck, 2018).

- La basse ville, noyau originel de Lomé, s'étend entre le système lagunaire et l'océan Atlantique, avec une largeur variant de 2 à 3 km. Elle se caractérise par une topographie sub-plane et des pentes allant de 2 à 4 %, constituant l'exutoire des eaux pluviales du plateau de Tokoin.
- En revanche, la haute ville, ou plateau de Tokoin, s'étend sur plus de 8 km au nord de la lagune et se présente comme un glacis parsemé de dépressions fermées où l'eau stagne durant la saison des pluies. À Tokoin-Ouest, le plateau incline vers l'ouest, tandis que le rebord septentrional forme une ligne de reliefs à structure monoclinale, s'inclinant vers le sud de 1 à 3 %. Ce dernier surplombe une paléo falaise d'une dénivellation de 10 à 15 mètres par rapport à la plaine littorale basse, dont l'altitude ne dépasse guère 6 mètres. Enfin, le plateau s'estompe vers l'est de la ville, se confondant avec une série de trièdes successifs (Bruno & Turq, 2023).

2.1.3. Contexte géologique

La zone d'étude s'inscrit au sein d'un ensemble géologique constitué par le bassin sédimentaire côtier. Ce substratum géologique se compose principalement du Maestrichtien, du Paléocène–Éocène et du Continental Terminal (Figure 12). Il est à noter que le bassin sédimentaire côtier du Togo fait partie d'un vaste ensemble s'étendant de la Côte d'Ivoire au Nigeria.

Morphologiquement, cette région se présente comme un plateau modérément élevé, oscillant entre 30 et 150 mètres d'altitude, et est entaillé par les vallées des principaux cours d'eau. La zone centrale, caractérisée par une dépression, correspond à la dépression de Lama qui s'étire d'est en ouest. Par ailleurs, la partie déprimée située en bordure de l'océan est occupée par un

système lagunaire. Il convient également de mentionner que la largeur du bassin augmente en direction de l'ouest, passant de 30 km à la frontière du Ghana à 60 km à celle du Bénin.

Dans la zone côtière, les terrains sédimentaires recouvrent un socle précambrien et se composent principalement de sables, de grès, d'argile et de calcaire du Crétacé supérieur (Maestrichtien), ainsi que des formations paléocènes et éocènes. L'épaisseur de ces strates varie, s'accroissant du nord au sud. Les formations marines sont surmontées de dépôts sablo-argileux d'origine continentale ou lagunaire constituant le Terminal Continental. En outre, en bordure de mer, on trouve une accumulation de sables dunaires superficiels.

Concernant l'Éocène, bien qu'il soit souvent amalgamé avec le Paléocène, il n'est observable que dans la moitié méridionale du bassin. Des calcaires phosphatés émergent au sud-ouest et au centre, avec une épaisseur variant de 15 à 20 mètres à Lomé, et quelques mètres à Agoè-Nyivé. La base de ces calcaires phosphatés se situe à des profondeurs allant de -30 mètres à l'ouest à -93 mètres au nord de Lomé. Il convient de mentionner que, en raison de leur compacité et de la présence de marnes, les calcaires de l'Éocène ne sont pas considérés comme des aquifères.

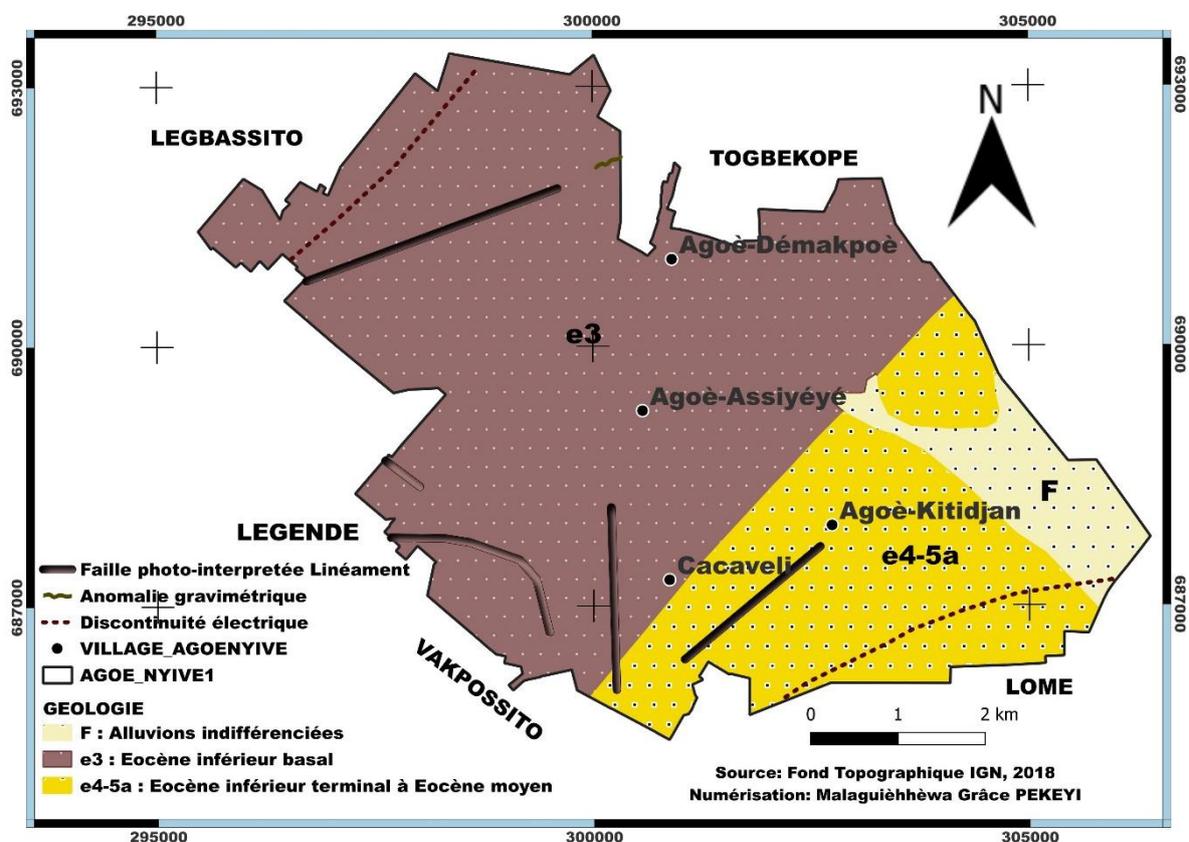


Figure 12 : Carte géologique de la commune d'Agoè-Nyivé.

2.1.4. Hydrogéologie

La détermination des différentes nappes souterraines sur le site a été réalisée en 2008 par le District Autonome du Grand Lomé (DAGL) grâce à l'installation de trois piézomètres, stratégiquement disposés en tenant compte du pendage des couches géologiques. Le premier piézomètre, d'une profondeur de 27 mètres, est situé en amont hydraulique, au nord-ouest de la décharge ; le second, quant à lui, atteint 64 mètres et se trouve au centre de la décharge ; enfin, le troisième est localisé en aval hydraulique, à l'est de la décharge.

À la faveur de ces investigations, deux nappes principales ont été identifiées à des profondeurs distinctes, séparées par des niveaux argileux imperméables, plus précisément des argiles grises de l'Éocène-paléocène. La première nappe, peu profonde, se situe entre 12 et 20 mètres, dans les sables fins blancs du Continental Terminal. La seconde nappe, en revanche, s'étend à une profondeur dépassant 120 mètres et se trouve dans les calcaires blancs du Crétacé, ainsi que dans le Maestrichtien.

De surcroît, un aquifère intermédiaire a été reconnu à une profondeur de 49 à 52 mètres, situé dans un horizon de sable moyen à passé calcaire du Continental Terminal. Il est à noter que cette nappe est sans doute confinée localement, car elle n'a pas été observée au sud du site.

L'aquifère de la nappe superficielle est principalement exploité par les populations environnantes, qui utilisent des puits domestiques. Ceux-ci, larges et maçonnés, permettent un prélèvement en surface à l'aide de récipients et atteignent des profondeurs maximales de 10 à 20 mètres. Les usages de cette eau sont essentiellement domestiques, incluant le lavage, la cuisine et l'abreuvement des animaux. Cependant, en raison de la qualité douteuse de cette ressource, les habitants évitent de l'utiliser comme eau potable.

Concernant le niveau statique de cet aquifère superficiel, il oscille entre 5 et 10 mètres de profondeur aux abords du site, son écoulement général étant orienté vers le sud-sud-ouest. En opposition, la nappe profonde requiert des forages d'une grande profondeur pour son exploitation, celle-ci devant atteindre au moins 150 mètres. À cet égard, un certain nombre de forages réalisés par la compagnie Togolaise des Eaux (TdE), qui assure l'alimentation en eau potable au niveau national, prélèvent dans cette nappe, à environ 500 mètres au nord-est de la décharge.

Les caractéristiques de la nappe profonde, exploitée par la TdE, issues des calcaires du Crétacé et du Maestrichtien dans la région de Lomé, peuvent être synthétisées comme suit : la nature de cet aquifère se compose de calcaires blancs coquilliers fissurés surmontant des sables fins. L'épaisseur de cet aquifère varie entre 15 et 30 mètres ; les forages effectués, quant à eux,

s'étendent de 50 mètres à plus de 250 mètres de profondeur. En matière de transmissivité, une moyenne de 5.10^{-3} m²/s a été mesurée (les valeurs oscillent entre $2.5.10^{-5}$ et $1.7.10^{-2}$ m²/s), avec une chute notable à l'est de Zio. Par ailleurs, le coefficient d'emménagement est estimé entre 1.5×10^{-4} et 6.10^{-5} , plaçant cet aquifère dans la catégorie des aquifères semi-captifs. Le débit observé varie de 60 à 100 m³/h, atteignant jusqu'à 150 m³/h pour un rabattement de 17 mètres, au nord d'Agoè-Nyivé, tandis que le niveau de l'eau fluctue de 10 mètres, à Agoè-Nyivé, à plus de 50 mètres.

Il est également crucial de mentionner que le site de la décharge ne présente pas de réseau hydrographique clairement identifié ; son bassin versant est composé de quelques terrains adjacents situés à l'ouest. De plus, la commune d'Agoè-Nyivé, bâtie sur une plaine inondable, souffre de l'absence d'un réseau moderne d'assainissement. Cette ville est érigée sur des anciens marais, dont beaucoup ont été plus ou moins comblés et mal drainés. Par conséquent, les lixiviats émanant de la décharge s'écoulent régulièrement vers les zones riveraines, et ce, particulièrement à l'est, où les eaux d'écoulement se dirigent vers les rues. En période de fortes pluies, les zones d'exutoires présentent une tendance à se transformer en marais, localisées à moins de 500 mètres à l'est de la décharge (Informations tirées du rapport 2018 du DAGL).

2.1.5. Outils de collecte

Pour mener à bien cette étude, différents types d'outils ont été utilisés pour la prise des mesures géophysiques et pour la collecte du lixiviat brut et des eaux souterraines. Il s'agit de :

- Un Résistivimètre
- Un Magnétomètre muni de ces accessoires
- Quatre bobines
- De câbles de connexion pour les électrodes
- Quarante-huit électrodes en Inox
- Cinq marteaux
- Deux décamètres de 100 m chacun
- Trois batteries de 12 volts
- Les EPI
- Une glacière pour la conservation des échantillons
- Deux GPS pour la prise des coordonnées géographiques ;
- Les talkies-walkies
- Un appareil photo pour les prises de vue ;

- Une sonde multi paramètres pour la prise des mesures in-situ (pH, de la conductivité électrique, la température, les matières en suspension)

Quant à ce qui concerne les analyses de laboratoire et compte tenu des paramètres physico-chimiques, microbiologiques et éléments métalliques à déterminer, il a été essentiellement utilisé :

- Pour les paramètres physico-chimiques : le pH-mètre WTW (3110) pour la mesure du pH de l'eau ; le Turbidimètre HACH (2100N turbidimeter) qui permet de mesurer les particules dans l'eau ; le Spectrophotomètre GENESYS 10S UV-VIS (pour le dosage des nitrites et des nitrates) bain d'eau bouillante / la plaque chauffante (oxydabilité) permettent de chauffer les solutions.
- Pour les paramètres microbiologiques : l'incubateur (qui permet de réguler les facteurs de croissance viables tels que la température, l'humidité, la ventilation afin de maintenir le développement progressif des cultures), le stérilisateur (qui permet de retirer les micro-organismes vivants de matériaux), une anse de platine (qui permet de transférer une goutte de solution), l'autoclave (qui permet de réaliser la stérilisation sous pression d'objets de formes pleines ou creuses tels que les tubes), le bec bunsen (qui est un brûleur permettant la stérilisation des objets pendant les manipulations).

2.1.6. Outils de traitements et d'analyse de données

Ces logiciels que voici ont été utilisés pour les traitements et l'analyse de données. Il s'agit de :

- ✓ Quantum Geographic Information System (QGIS) 3.4 a été utilisé pour représenter sous forme de carte les différentes données à caractère géographique ;
- ✓ Le logiciel R commander version 4.05 a été utilisé pour le traitement et l'analyse des données ;
- ✓ Le logiciel Diagram de Piper pour l'analyse hydro chimique de l'eau ;
- ✓ Le tableur Excel a été utilisé pour faire sortir les graphiques ;
- ✓ Le logiciel Word 2021 a été utilisé pour la rédaction du document final ;
- ✓ Le logiciel Sufer 11 version 11.6.1159 pour la cartographie de la distribution spatiale de la conductivité électrique et celle de la distribution spatiale des chlorures ;
- ✓ Le logiciel RESD2Inv pour l'inversion des données de la TRE ;
- ✓ Le logiciel Geosoft pour la cartographie magnétique.

2.2. Méthodes

La démarche méthodologique qui a été adoptée pour atteindre nos objectifs est la suivante :

- ✓ Recherche documentaire ;
- ✓ Échantillonnage ;
- ✓ Analyse des données.

2.2.1. Recherche documentaire

La recherche documentaire a été une étape cruciale pour contextualiser et enrichir notre étude portant sur la caractérisation géophysique et géochimique du site de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé au sud du Togo.

Nous avons effectué une collecte exhaustive d'informations à partir de diverses sources scientifiques, incluant des mémoires, des thèses, des rapports et des articles traitant de la problématique de l'impact du lixiviat sur les eaux souterraines et sur la santé publique. La consultation de ces documents nous a permis d'acquérir une connaissance antérieure sur le sujet étudié, facilitant ainsi une meilleure compréhension de notre sujet d'étude.

Par ailleurs, nous avons eu à parcourir les archives et les documents relatifs à l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé, disponibles au siège du District Autonome du Grand Lomé (DAGL). Ces documents nous ont fourni des informations précieuses sur l'histoire et la gestion de la décharge, ainsi que sur les impacts environnementaux déjà observés.

Parallèlement, les recherches menées sur Internet ont été d'une importance capitale. Elles nous ont permis d'accéder à des publications récentes et à des études de cas similaires, enrichissant ainsi notre compréhension des méthodes géophysiques telles que la Tomographie de Résistivité Électrique (ERT) et la magnétométrie.

Cette recherche documentaire s'est déroulée tout au long de la rédaction du mémoire, nous permettant d'actualiser continuellement nos informations et d'orienter la collecte et le traitement des données. En intégrant ces éléments, nous avons pu renforcer la pertinence et la rigueur scientifique de notre étude.

2.2.2. Échantillonnage

2.2.2.1. Cartographie géophysique

2.2.2.1.1. Application de la méthode magnétique

L'objectif principal de cette prospection magnétique est de détecter et de caractériser les anomalies magnétiques susceptibles d'être liées aux zones de contamination par le lixiviat. La présence de ce dernier peut altérer localement les propriétés magnétiques des matériaux souterrains, en raison des variations dans la concentration de certains métaux ou de modifications de la composition du sol. Cette prospection vise donc à cartographier les zones potentiellement contaminées et à orienter les études hydrogéologiques futures. Notre zone d'étude, la décharge fait une hauteur de 15 m.

Les mesures du champ magnétique ont été collectés suivant une maille carrée plus ou moins régulière de 50m x 50 mètres constituant des stations de mesures. À chaque station, on mesure le magnétisme tout en enregistrant les coordonnées géographiques du point via un GPS (Planche 1 et 2).

Les données recueillies ont été transférées sur un ordinateur pour le traitement et pour l'interprétation des données en vue de la réalisation des cartes magnétiques. Différentes cartes ont été réalisées en différentes profondeurs. Ce qui a permis de visualiser les différents comportements des anomalies.



Planche 1 : Image illustrant le magnétomètre et ces accessoires ;

(Cliché PEKEYI, 2024).



Planche 2 : a, b et c représente des illustrations de photos montrant quelques étapes de prise de données magnétiques sur l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé ;
(Cliché PEKEYI, 2024).

2.2.2.1.2. Tomographie de Résistivité Électrique (TRE)

Dans cette étude, nous employons la méthode de tomographie par résistivité électrique (ERT) pour analyser le site de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé. Selon Marescot en 2003, la procédure de commutation des dispositifs multi-électrodes est essentielle pour établir un tableau électrique de tomographie. Le réseau Wenner, un dispositif phare dans cette méthodologie, a été largement diffusé grâce aux recherches initiales du groupe de l'Université de Birmingham (Griffiths et al., 1990). Le tracé de sensibilité associé à ce réseau présente des contours quasi-horizontaux sous le centre, ce qui le rend particulièrement sensible aux variations verticales de la résistivité souterraine (M. Loke, 2001). Cette caractéristique en fait un outil efficace pour détecter des évolutions verticales, notamment le flux de contaminants du sol vers les couches sous-jacentes.

Le dispositif Wenner- α ($W\alpha$) se distingue par sa configuration, où quatre électrodes sont disposées à équidistance, permettant une mesure précise grâce à un dipôle de mesure entre les électrodes d'injection, avec un espacement de 3 m ; $AB = 3 MN$ (Figure 13). Bien que $W\alpha$ offre une résolution spatiale modérée, il garantit une bonne détermination en profondeur, se révélant particulièrement adapté à l'imagerie des structures horizontales, telles que les aquifères sédimentaires, tout en étant moins efficace pour les structures verticales (Dahlin & Zhou, 2004).

Lors de l'acquisition des données, les électrodes 1 et 4 sont utilisées pour l'injection de courant (A et B), tandis que les électrodes 2 et 3 mesurent le potentiel (M et N). L'ensemble de l'appareil est ensuite automatiquement déplacé à la position suivante sur la ligne d'électrodes, à une distance « a » de la première mesure. Par la suite, les électrodes 2 et 5 sont employées pour l'injection de courant, tandis que les électrodes 3 et 4 assurent la mesure du potentiel. Ce processus est répété jusqu'à la 22^e électrode, engendrant ainsi 19 possibilités de mesure pour le premier niveau d'acquisition (22 - 3).

Les spécificités du dispositif Wenner incluent le maintien d'une distance constante entre les électrodes, ce qui permet aux acquisitions des niveaux subséquents d'explorer des profondeurs plus importantes en doublant la distance entre les électrodes pour chaque niveau. Ainsi, pour le deuxième niveau, les électrodes 1 et 7 sont utilisées pour l'injection de courant, tandis que les électrodes 3 et 5 mesurent le potentiel. Ce schéma se répète également jusqu'à la 22^e électrode, fournissant 16 possibilités pour le deuxième niveau de mesure (22 - 2 x 3). Par conséquent, les mesures se poursuivent pour les niveaux ultérieurs en suivant la même logique, en augmentant l'espacement à 3x « a », 4x « a », etc. Il est à noter que, bien que l'élargissement des distances entre les électrodes favorise l'exploration de profondeurs plus grandes, il réduit également le nombre de configurations disponibles.

Pour le site de la décharge d'Agoè Nyivé, un profil ERT a été déployé sur une distance de 225 m selon la configuration Wenner-Alpha. Ce dispositif a utilisé quatre câbles de 100 m de long avec un espacement inter-électrode de 10 m, portant à un total de 22 électrodes, et un écartement maximal des électrodes de courant de 360 m (Planche 3, 4 et 5). Les conditions de contact galvanique entre les électrodes et le terrain étaient d'excellente qualité, grâce aux travaux de réhabilitation effectués sur le site.

Enfin, l'interprétation des données a été réalisée à l'aide du logiciel de modélisation géo-électrique RES2DINV (Geotomo Res2DInv, s. d.), en appliquant les méthodes de contrainte L1-normée et L2-normée. Cette approche intégrée garantit une analyse précise et approfondie des caractéristiques géophysiques du site étudié. En effet, avant de procéder à l'inversion des données, un "nettoyage" minutieux des informations recueillies a été réalisé. Ce processus de nettoyage permet d'éliminer les valeurs aberrantes qui pourraient fausser les résultats, telles que celles où la différence de potentiel mesurée est trop faible pour être significative. De même, les valeurs où le Coefficient de Qualité, qui reflète la stabilité de la mesure lors des stacks, est trop élevé, sont également écartées. Ce nettoyage rigoureux des données est une étape cruciale pour garantir la fiabilité des interprétations qui seront effectuées par la suite. Ce processus permet de s'assurer que les résultats obtenus sont fiables et représentatifs de la réalité du site étudié.

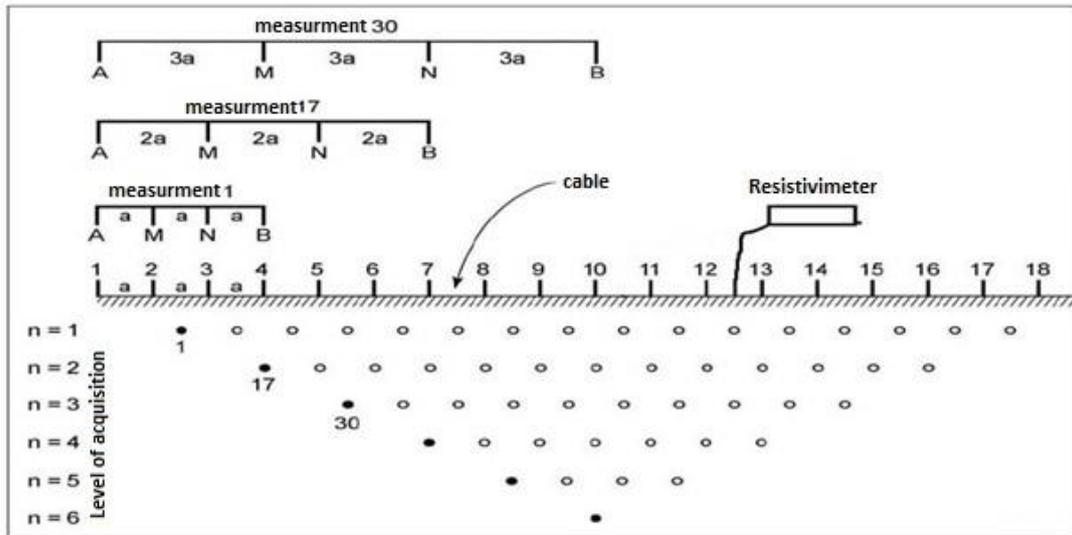


Figure 13: Disposition des électrodes pour une acquisition 2D et une séquence de mesure pour un dispositif alpha de Wenner ;
(Yalo, 2014).

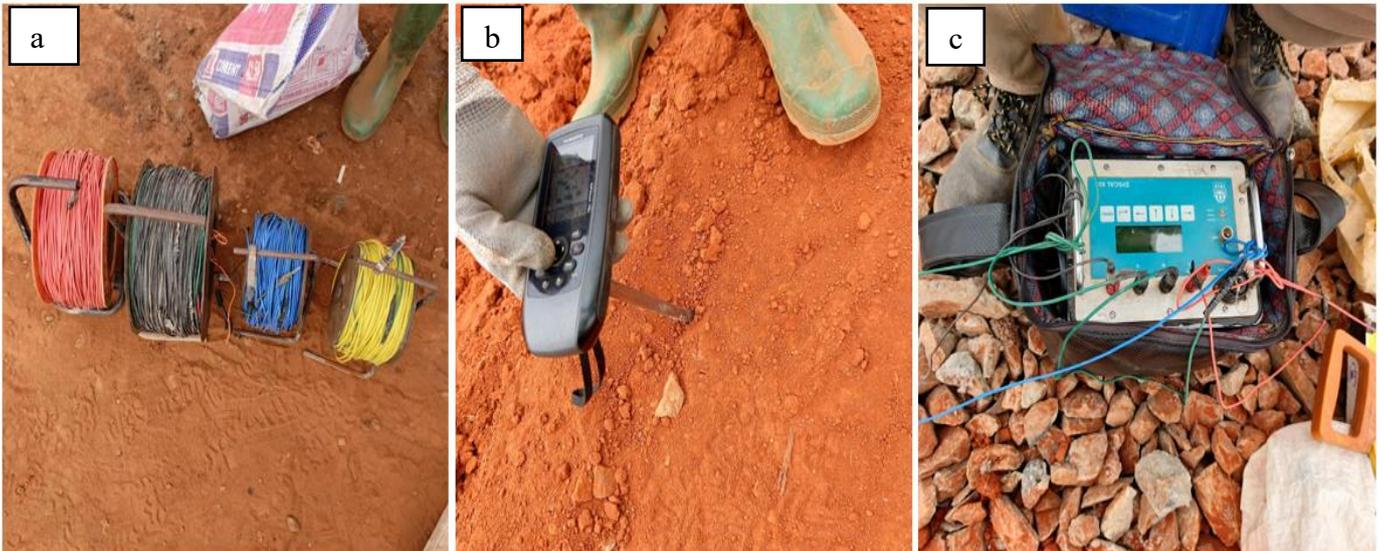


Planche 3 : Images illustrant les équipements de la TRE : en a (Les bobines) ; en b (un GPS) et en c (Électromètre) ;
(Cliché PEKEYI, 2024).



Planche 4 : Images illustrant les travaux de terrains de la TRE : a (Contact électrique de l'électrode avec le sol à l'aide d'un Marteau) ; b (Bobines) ; c (Électromètre) ; (Cliché PEKEYI, 2024).

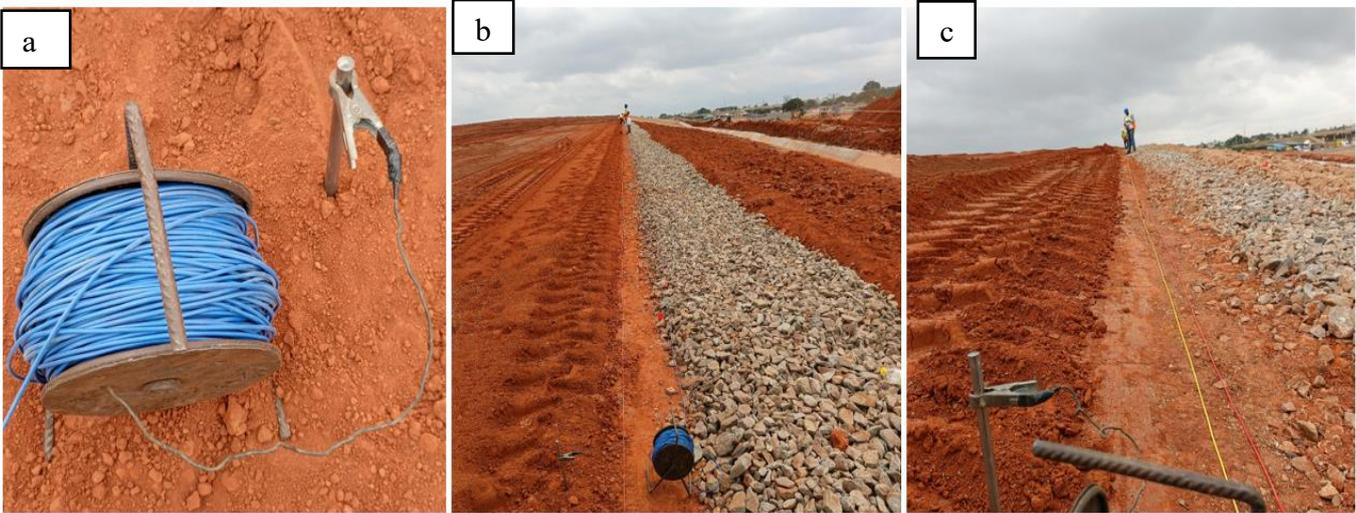


Planche 5 : Images montrant le profil de TRE : a (Un câble de connexion avec son électrode) ; b et c (Profil TRE) ; (Cliché PEKEYI, 2024).

2.2.2.2. Prélèvements d'échantillons d'eaux souterraines

L'échantillonnage des eaux de puits, de forages et du lixiviat a été mené dans la même période (Août 2024). Dans le cadre des travaux de réhabilitation de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé, initiés par le District Autonome du Grand Lomé (DAGL), un système de captage par tranchée drainant a été mis en place pour capter les flux de lixiviats avec une largeur de 1m et la profondeur de 1.5 mètre à partir du terrain naturel décapé des déchets (Planche 6). À partir de cette tranchée drainante, le lixiviat a été prélevé et analysé. Curieux d'avoir une idée de la répartition du lixiviat, c'est-à-dire si elle quitte la décharge ou non, dix (10) prélèvements ont été effectués dans des puits et dans des forages situés à proximité de la décharge. Ces prélèvements ont été réalisés au niveau de huit forages et de deux puits, situés en amont et en aval de l'ancienne décharge (Figure 14). Les différents points de prélèvements des eaux souterraines ont été sélectionnés en fonction de leur disponibilité autour de la décharge.

Le lixiviat a été prélevé à l'aide d'un bidon auquel a été fixée une ficelle permettant de la faire descendre dans la tranchée drainante.

Les échantillons d'eau pour les analyses bactériologiques ont été prélevés dans des sachets whirl-paks, conformément au protocole de Rodier en 1996 et placés à 4 °C dans une glacière pour prévenir toute contamination. Les échantillons d'eau destinés aux analyses physico-chimiques ont ensuite été prélevés dans des flacons de 1,5 litre remplis à ras. Les analyses ont été effectuées dès le retour au laboratoire. La caractérisation a porté sur la charge organique, minérale, métallique et bactériologique. Pour éviter l'évolution des échantillons, les paramètres : température (T), conductivité électrique (CE), potentiel hydrogène (pH), matières en suspension (MES) ont été mesurés in situ à l'aide d'un multi paramètre portatif.

Les concentrations des chlorures (Cl^-), sulfates (SO_4^{2-}), calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), les bicarbonates (HCO_3^-), la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande Biologique d'oxygène (DBO5) ont été déterminés par volumétrie (AFNOR, 1987). Les concentrations en sodium (Na^+) et en potassium (K^+) ont été mesurées à l'aide d'un spectrophotomètre à flamme. Les métaux lourds, incluant le chrome, le cadmium, l'arsenic, le zinc, le cuivre, le plomb et le nickel, ont été analysés par spectrophotométrie d'absorption atomique (Unicam 929 AA Spectrometer). Les nitrates (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) et ortho phosphates (PO_4^{3-}) ont été déterminés par méthodes colorimétriques, également à l'aide d'un spectrophotomètre. Les coliformes totaux et fécaux, ainsi que les Escherichia Coli, les Clostridium perfringens, ont été quantifiés par dénombrement, toutes les manipulations bactériologiques ont été effectuées en zone stérile. Les analyses des paramètres physico-chimiques et bactériologiques ont été

réalisées par la Société Togolaise des Eaux, tandis que l'évaluation des métaux lourds a été effectuée à la Faculté des Sciences et Techniques (FAST).

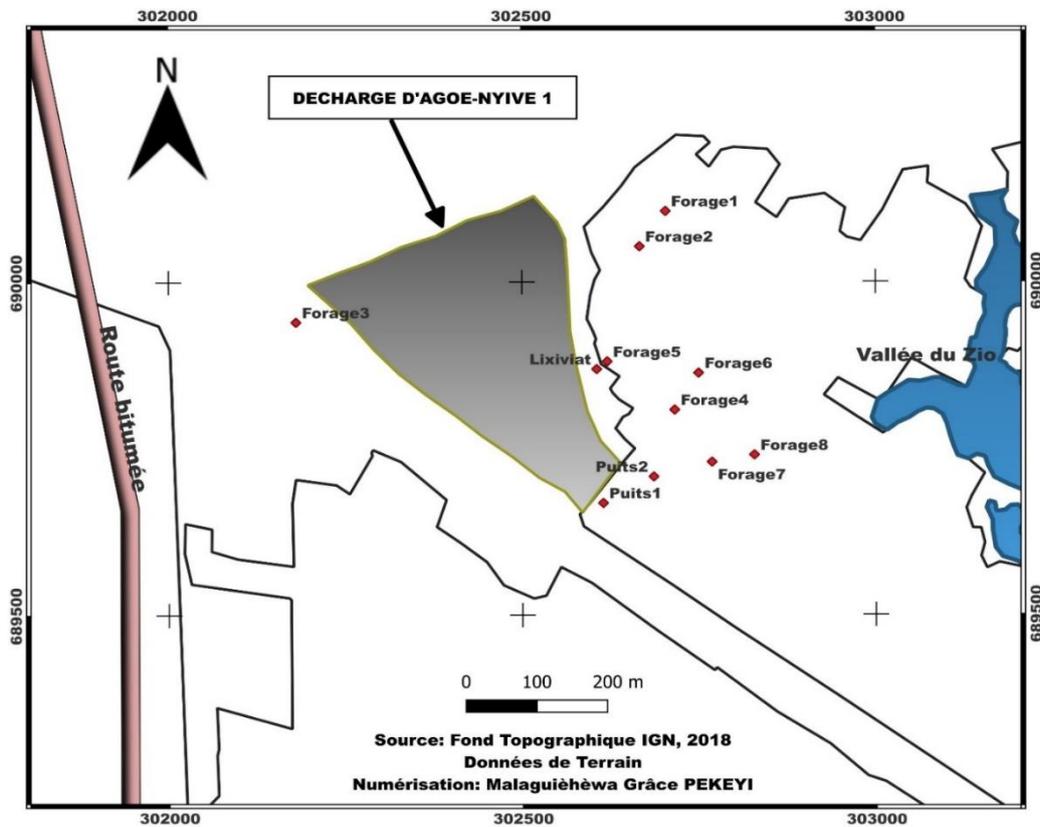


Figure 14 : Positionnement des points de prélèvements de lixiviat, des eaux souterraines par rapport à l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé.



Planche 6 : Images indiquant les prélèvements du lixiviat sur l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé : a (Une tranchée drainante avec le flux du lixiviat) ; b (Un bidon auquel a été attaché une ficelle), c (Prélèvement du lixiviat) ; (Cliché PEKEYI, 2024).

2.2.3. Méthode de traitements et d'analyse des données

Après la collecte, il y a eu une vérification primaire de la concordance des réponses collectées (épuration) ainsi que la détection des erreurs dans la base de données et la reprise de quelques analyses qui semblaient être trop élevées (cas de l'arsenic). Ces résultats ont été importés dans les logiciels R et le tableur Excel pour le traitement et l'analyse des données collectées. Les statistiques descriptives ont ensuite permis de représenter de façon synthétique les résultats sous forme de graphiques.

CHAPITRE III

RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Caractérisation géophysique

Dans le domaine de la prospection géophysique, les méthodes magnétiques et la Tomographie de Résistivité Électrique (TRE) ont démontré leur pertinence et leur efficacité depuis de nombreuses années. En effet, ces techniques se sont révélées particulièrement précieuses pour l'exploration et la gestion du proche sous-sol dans divers champs d'application tels que le génie civil, l'hydrogéologie, la géologie, la prévention des risques, la pédologie ou encore l'archéologie (Chalikakis, 2006).

Il convient de souligner que les propriétés magnétiques des sols constituent un paramètre fondamental dans l'étude des processus pédologiques et anthropiques affectant le sous-sol. À cet égard, ces méthodes offrent l'avantage considérable de permettre une cartographie détaillée de ces propriétés sur de vastes étendues. En outre, ces représentations cartographiques peuvent être avantageusement complétées par des analyses approfondies sur des échantillons prélevés in situ.

Néanmoins, il est important de noter que, quelle que soit la méthode géophysique employée, la mise en œuvre d'une prospection est assujettie à deux types de contraintes : d'une part, celles inhérentes à la méthode elle-même, et d'autre part, celles spécifiques à l'appareillage utilisé. Dans ce contexte, les méthodes magnétique et TRE présentent une complémentarité particulièrement intéressante. Cependant, c'est au niveau même de la nature des informations recueillies par chacune d'elles que leur utilisation conjointe trouve sa pleine justification.

En effet, la méthode TRE permet de mesurer la résistivité électrique apparente du sous-sol, tandis que la méthode magnétique quantifie les variations du champ magnétique terrestre induites par divers types d'aimantations, sans toutefois pouvoir les différencier (Borgne, 1955). C'est précisément cette complémentarité qui a motivé notre choix de combiner ces deux approches dans le cadre de notre étude sur l'ancienne décharge publique d'Agoo Nyivé.

Ainsi, cette approche synergique vise à caractériser de manière plus précise et exhaustive le panache de contamination de la nappe phréatique. En conjuguant les forces de ces deux méthodes, nous aspirons à obtenir une compréhension plus fine et plus complète des processus en jeu, permettant ainsi une évaluation plus rigoureuse des risques environnementaux associés à ce site.

3.1.1. Cartographie magnétique

L'interprétation d'une carte d'anomalies magnétiques repose sur plusieurs paramètres dont les plus importants sont :

- La qualité du levé magnétométrique, qui est étroitement liée à la précision et à la densité des points de mesure ;
- Les transformations apportées aux anomalies, dont l'objectif est de montrer clairement les détails qui n'apparaissent pas sur la carte initiale ;
- Toute autre information, d'ordre géologique, géophysique ou géochimique est précieuse afin de compléter et d'éclaircir les renseignements contenus dans la carte magnétique.

Les résultats de la cartographie magnétique sont présentés figure 15.

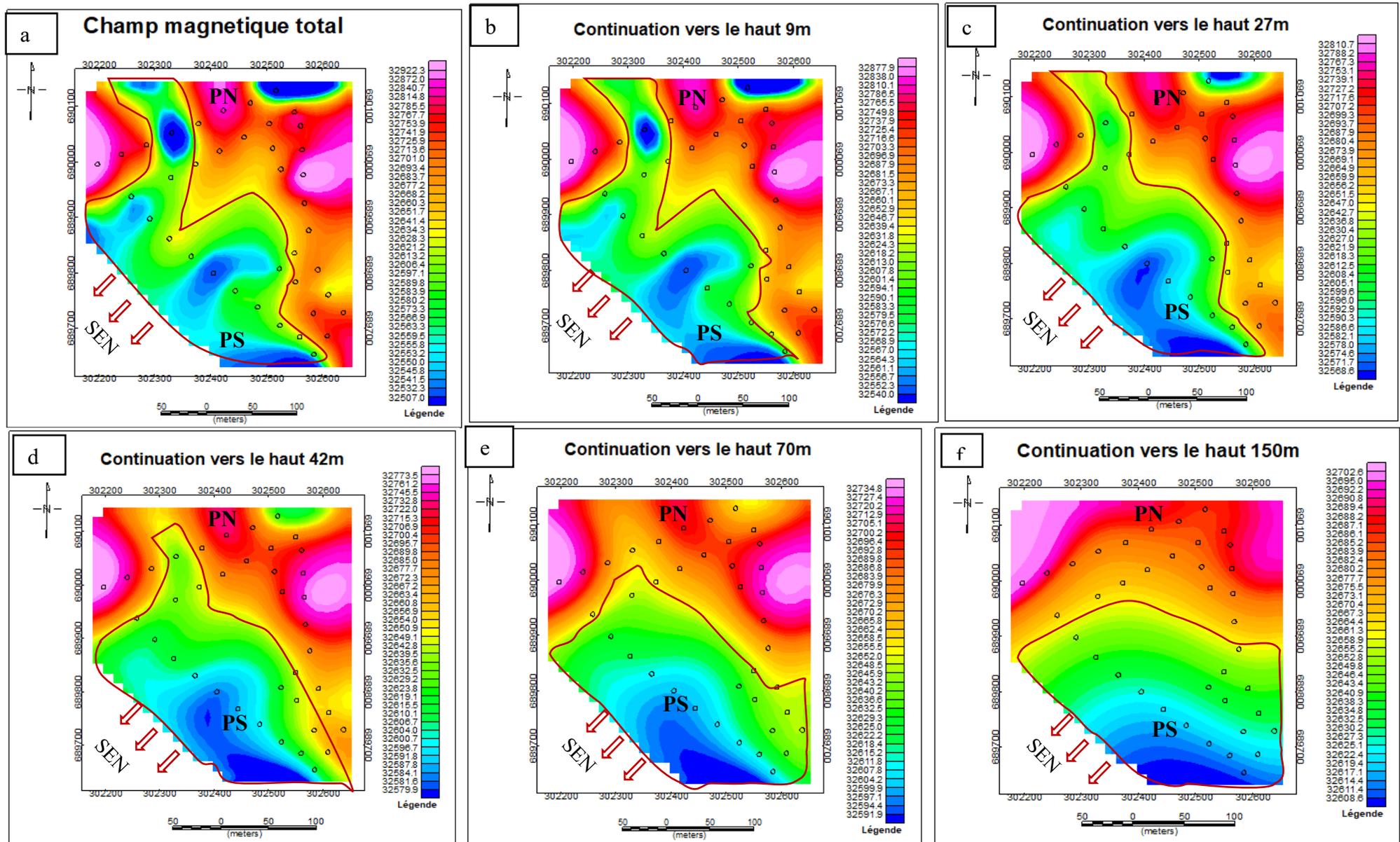


Figure 15 : Prospection magnétique (PN : Partie Nord ; PS : Partie Sud) / (SEN : Sens d'écoulement de la nappe) ; a (Champ magnétique total), b (9 m de profondeur), c (27 m de profondeur), d (42 m de profondeur), e (70 m de profondeur), f (150 m de profondeur).

 : Le couloir d'écoulement

La prospection magnétique réalisée sur l'ancienne décharge publique d'Agoè Nyivé a permis de mettre en évidence des structures ou anomalies significatives. Ces structures pourraient être des zones d'accumulation ou des panaches du lixiviat piégé à l'intérieur de la décharge ou drainé vers la nappe qui se trouve à 5 m de profondeur sous la décharge comme on peut le constater sur la carte de rehaussement à 27m de profondeur. Les variations mesurées (en nanoteslas, nT), s'étalant entre 32267 nT (faible) et 32372 nT (élevé), révèlent des informations cruciales sur la nature des matériaux sous-jacents et leur distribution. Ainsi, 32267 nT indique les zones d'accumulation du lixiviat représentées en bleu tendant vers le vert sur la carte magnétique et 32372 nT indique les zones probables d'accumulation de matériaux ferreux ou ferrallitiques ou des zones d'accumulation de gaz générés par la décharge représentée en rouge et violet sur les différentes cartes magnétiques.

À la surface, la carte du champ magnétique total révèle une dichotomie marquée entre la partie nord (PN) et la partie sud (PS) de la zone étudiée. La PN se caractérise par une forte intensité magnétique, avec des valeurs allant de 32360 nT (zone en rouge) à 32372 nT (rose). Cette anomalie persistante, bien que s'atténuant avec la profondeur, suggère la présence de matériaux fortement magnétiques, probablement d'origine anthropique liés à l'ancienne décharge. À l'inverse, la PS présente des valeurs magnétiques plus faibles, autour de 32300 nT (zones en bleu et vert), indiquant une moindre concentration de matériaux magnétiques. Un élément notable est l'identification d'un couloir d'écoulement, particulièrement visible dans les couches superficielles. Ce couloir d'écoulement pourrait être attribué à la migration verticale du lixiviat, transportant des particules métalliques qui perturbent localement le champ magnétique. Cette observation corrobore l'hypothèse d'une infiltration du lixiviat dans les couches sous-jacentes.

L'analyse des continuations vers le haut révèle une diminution progressive de l'intensité des anomalies magnétiques avec la profondeur. À 9 mètres, la zone Nord conserve une anomalie marquée (32350-32372 nT), tandis que la PS montre une diminution (32300 nT). À 27 mètres, l'intensité dans la PN diminue légèrement (32340-32360 nT) et la PS davantage (32290-32310 nT). Le couloir d'écoulement devient moins prononcé.

À 42 mètres, les anomalies sont largement atténuées, avec la PN entre 32320-32340 nT et la PS devenant plus homogène (32280-32300 nT, couleurs jaune et vert). Le couloir d'écoulement se réduit significativement.

À 70 mètres, l'anomalie PN diminue encore (32300-32320 nT) et la PS chute à 32270-32290 nT, avec un couloir d'écoulement presque invisible.

Enfin, à 150 mètres, la diminution de l'intensité magnétique est marquée. La PN, bien que toujours présente, est fortement atténuée (32290-32310 nT), tandis que la PS montre une homogénéité totale (32267-32280 nT). Le couloir d'écoulement a totalement disparu.

Cette distribution verticale des anomalies magnétiques permet de tirer des conclusions importantes sur la propagation du lixiviat et la contamination potentielle des aquifères. Il apparaît que les panaches de pollution sont essentiellement confinés aux couches superficielles et intermédiaires du sol. À 150 mètres, les anomalies sont pratiquement absentes, indiquant que les panache de lixiviat et les poches d'accumulation probable de gaz annoncé plus haut sont confinés près de la surface. Les aquifères profonds semblent, à ce stade, être épargnés par la migration des contaminants, ce qui pourrait s'expliquer par la présence d'une barrière géologique naturelle ou une faible perméabilité des couches profondes.

3.1.2. Résultat de la Tomographie de Résistivité électrique (TRE)

Le choix du profil de tomographie électrique s'est basé sur la carte magnétique de la distribution latérale du lixiviat (Figure 16) afin de traverser le couloir ou la zone de lixiviation en sous-surface. Le trait noir en pointillé sur les cartes représente le profil de TRE réalisé et son orientation sur la décharge. Il est orienté en Ouest-Sud-Ouest et Est-Nord-Est (WSW-ENE).

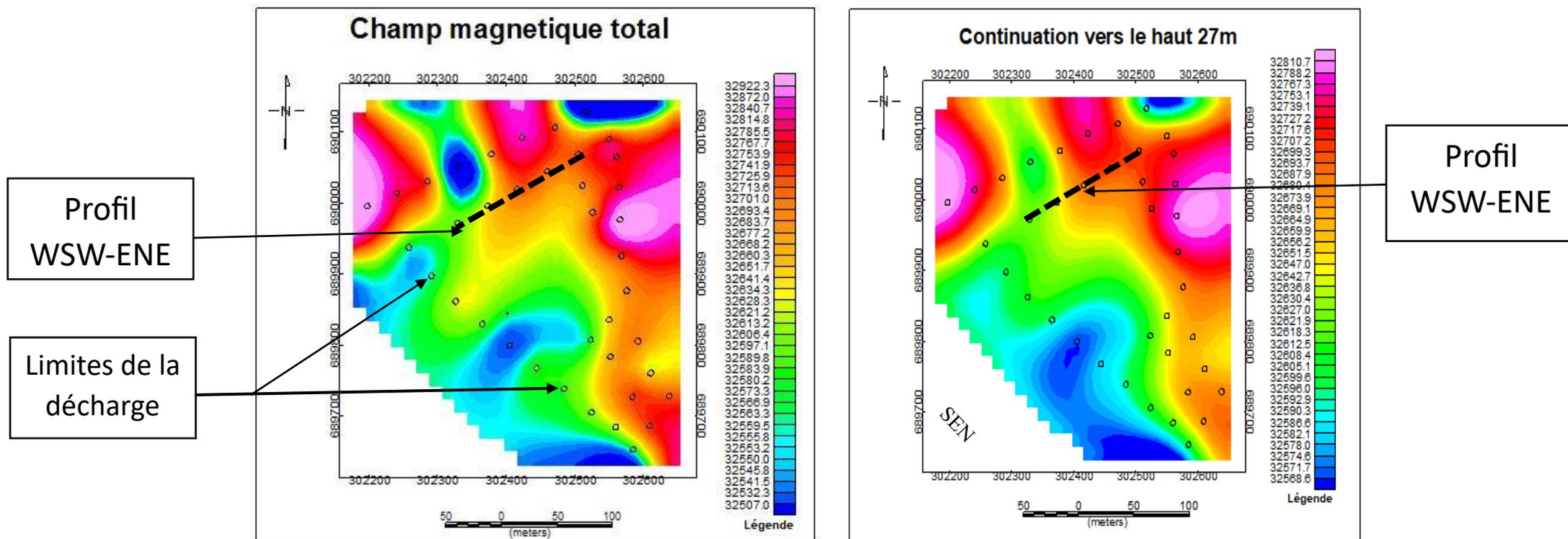


Figure 16 : Localisation des profils TRE sur les cartes magnétiques Prospection.

Les données obtenues à partir de l'analyse de la tomographie de résistivité électrique (TRE) sur le site de l'ancienne décharge publique d'Agoe Nyivé, située au sud du Togo, apportent des éléments essentiels pour comprendre les dynamiques des contaminants (Figure 17).

Les zones de faible résistivité identifiées dans les pseudo-sections peuvent être interprétées comme des accumulations de fluides à faible résistivité (Monteiro et al., 2006), principalement des lixiviats issus de la décharge.

En utilisant la loi d'Archie, la résistivité calculée de l'aquifère continental terminal non pollué est égal à 340 Ohms.m. Sachant que la résistivité moyenne du lixiviat est égale à 2 Ohms.m (Fetter, 2018), les couches à faible résistivité (inférieures à 340 Ohms.m) sont supposées être polluées par le lixiviat et représentent le panache de lixiviat en profondeur. Les couches avec des résistivités réelles supérieures à 340 Ohms.m ne sont pas censées être polluées par le panache de lixiviat. La limite de ce panache marque le contact entre la zone polluée par le panache de lixiviation et la zone non polluée. Les pseudo-sections de tomographie électrique montrent la variation 2D de la résistivité vraie des masses en fonction de la profondeur.

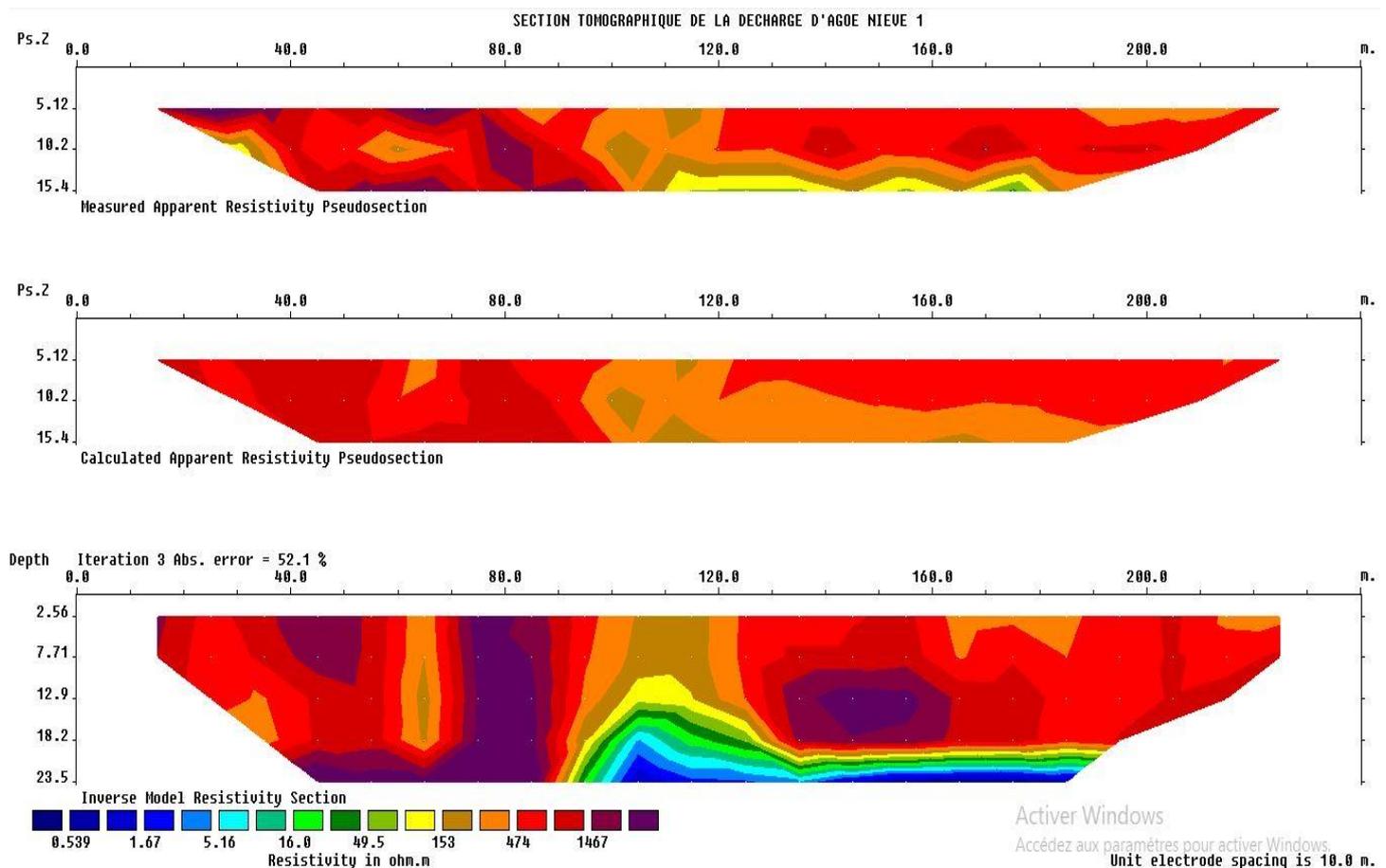


Figure 17 : Coupe TRE interprétée selon le profil WSW-ENE.

L'analyse approfondie des trois sections de résistivité (apparente mesurée, apparente calculée, et modélisée inversée) met en évidence une stratification marquée du sous-sol. Ainsi, les zones de faible résistivité ($< 5 \Omega.m$; (de 0.539 à 5.16)), représentées en bleu et en vert sur la section inversée, sont particulièrement significatives. Situées principalement entre 15 et 23 mètres de profondeur, elles suggèrent fortement la présence d'un panache de lixiviat. Cette interprétation est corroborée par la concordance entre ces valeurs et la résistivité typique des lixiviats (2 Ohms.m). Par ailleurs, les zones de résistivité intermédiaire (153 - 474 $\Omega.m$), en orange et jaune, pourraient correspondre à des matériaux géologiques tels que des graviers saturés ou des sables, potentiellement affectés par une contamination modérée. Enfin, les zones de haute résistivité ($> 1000 \Omega.m$), en rouge et violet, sont vraisemblablement associées à des matériaux plus résistants, comme des remblais non saturés, des formations rocheuses peu altérées ou les poches de gaz dont nous avons fait cas sur les cartes magnétiques. Cette observation concorde avec la réalité de la décharge.

De plus, la géométrie du panache de lixiviat présente une caractéristique notable. En effet, son interface inférieure n'est pas linéaire mais ondulée, oscillant entre 11 et 23,5 mètres de profondeur. Cette configuration pourrait s'expliquer par des variations locales de la perméabilité du sol ou par l'hétérogénéité des dépôts de déchets. De surcroît, un point particulièrement préoccupant émerge de ces résultats, le niveau statique de l'aquifère continental terminal, estimé entre 5 et 10 mètres de profondeur, se trouve en contact direct avec le panache de lixiviat qui atteint localement 23,5 mètres. Cette interaction soulève des inquiétudes quant à la contamination potentielle des ressources en eau souterraine.

3.2. Caractérisation du lixiviat de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé

Le terme « lixiviat », également désigné sous le nom de percolat, fait référence à l'eau ayant traversé les déchets, au cours de laquelle elle se charge de substances organiques et minérales, tant sur le plan bactériologique que chimique (Razak & Zanguina, 2020). Il est crucial de noter que ces eaux, si elles ne sont pas récupérées et traitées adéquatement avant leur rejet dans le milieu naturel, peuvent entraîner une contamination des nappes phréatiques, des eaux superficielles ainsi que des sols.

De plus, la composition des lixiviats dépend d'un ensemble varié de paramètres, notamment la nature et l'âge de la décharge, le type de déchets, la méthode d'enfouissement, la nature du site et les conditions climatiques environnantes (Mejbri et *al.*, 2005). Il convient de souligner que la production de lixiviat est directement corrélée à l'humidité intrinsèque des déchets ainsi qu'aux précipitations (Chofqi, 2004).

Par ailleurs, étant donné que le massif de déchets de l'ancienne décharge publique d'Agoè Nyivé est implanté au sein d'une dépression, une grande partie des lixiviats s'infiltré dans le massif pour atteindre le niveau aquifère superficiel. Il a été établi par le District Autonome du Grand Lomé que la base de ce massif de déchets est en contact direct avec le niveau supérieur de la nappe phréatique.

3.2.1. Caractérisation physico-chimique et biologique des lixiviats

À cette variabilité spatiale, il faut ajouter celle dans le temps qui résultent de la pluviométrie ainsi qu'à l'évolution des déchets. En effet, la lixiviation de ces derniers tend à diminuer au fil du temps, une fois que la portion lixiviable des déchets a été entièrement extraite.

Les résultats des paramètres obtenus sur le lixiviat de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé révèle des teneurs alarmantes de plusieurs paramètres physico-chimiques (Tableau 7), dépassant ainsi les normes ou standards de rejet des eaux usées dans le milieu naturel fixé par le ministère de l'Environnement et des Ressources Forestières (MERF), pendant que d'autres sont plus ou moins caractéristiques d'un percolat de décharge d'ordures ménagères ou de décharge mixte.

Tableau 3 : Composition physico-chimique du lixiviat de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé (exprimées en mg/l) et normes de Rejet (NR). (F : Forage ; P : Puits).

Paramètres	Composition chimique moyenne du lixiviat (DAGL, 2023)	Composition chimique moyenne du lixiviat (Données de terrain ; 2024)	NR
T°C	28,4	28,1	<= 35°C
Ph	8,5	7,68	5,5 – 9
CE (uS/cm ⁻¹)	12030	15510	<=2500 uS/cm
MES (g/l)	580	331	<= 50 g/l
Cl ⁻	2303	3286	< =1200 mg/l
NO ₃ ⁻	10,8	31,168	< = 20
NO ₂ ⁻	0,35	0,285	< =2
SO ₄ ²⁻	143	1016,58	< = 1000 mg/l
NH ₄ ⁺	148,7	153,29	< 1,5
Silice		13,202	< 30
Ortho phosphate	7,2	3,323	–
Ca ²⁺	59	31	–
Mg ²⁺	22	13,8	50
Na ⁺	124	200	
K ⁺	13	20	
HCO ₃ ⁻	366	400	
CO ₃ ²⁻	0	0	
Oxydabilité (mgO ₂ /L)	410	829,5	< 5
DBO ₅ (mg/l)	485	572	< = 100
DCO (mg/l)	797	730	< = 300
DBO ₅ /DCO	0,60	0,78	

T° : température, pH : potentiel d'hydrogène, MES : matière en suspension, CE : conductivité ; DCO : demande chimique en oxygène, DBO₅ : Demande Biologique en oxygène, Cl⁻ : Chlorure, NO₃⁻ : Nitrate, NO₂⁻ : Nitrite, SO₄²⁻ : Sulfate, NH₄⁺ : Ammonium, Ca²⁺ : Calcium, Mg²⁺ : Magnésium, Na⁺ : Sodium, K⁺ : Potassium, HCO₃⁻ : Bicarbonate, CO₃²⁻ : Carbonate.

3.2.1.1. Conductivité électrique, pH et MES

En ce qui concerne la conductivité électrique et le pH, les mesures effectuées durant la petite saison sèche d'août affichent une conductivité de 15 510 uS /cm, chiffre qui excède largement la norme de Rejet fixée à 2500 uS/cm. Cette élévation des niveaux de conductivité est indicative d'une forte présence d'ions dissous, notamment des chlorures, qui contribuent significativement à cette hausse de concentration. Le pH pour sa part a été enregistré à 7.68, indiquant un état légèrement basique du lixiviat. Toutefois, il convient de souligner qu'une diminution légère du pH a été observée par rapport à l'année précédente, où il était de 8.5 en 2023. Les travaux de Reshadi et *al.*, en 2020 ont montré que le pH des lixiviats varie en fonction de l'âge des déchets dans les décharges. Pour les lixiviats jeunes (âge inférieur à 5 ans), le pH est compris entre 3 et 7, pour les lixiviats d'âge intermédiaire (5 à 10 ans), le pH est compris entre 6 et 8, et pour les lixiviats vieux (âge supérieur à 10 ans), le pH est supérieur à 7,5. Les échantillons de lixiviats prélevés dans la décharge d'Agoè-Nyivé présentent un pH de 7,68, ce qui suggère que ces lixiviats sont d'âge intermédiaire et ont été stockés dans les décharges depuis un certain temps. Concernant les matières en suspension (MES), une légère diminution a été constatée, passant de 580 g/l en 2023 à 331 g/l en 2024. Bien que cette baisse reste au-dessus de la norme de rejet d'eaux usées, qui est inférieure ou égale à 50g/l, elle pourrait indiquer une amélioration de la qualité des lixiviats, probablement attribuée aux travaux de réhabilitation de la décharge. Toutefois, il est essentiel de noter que, malgré cette diminution, le niveau de MES reste significativement supérieur aux seuils réglementaires, ce qui soulève des préoccupations quant à l'impact environnemental potentiel.

3.2.1.2. Les éléments inorganiques

L'analyse des éléments inorganiques révèle des concentrations préoccupantes. En effet, la quantité de chlorures (Cl⁻) s'élève à 3286 mg/l en 2024, bien au-delà de la NR de 1200 mg/l. Cette concentration élevée des chlorures constitue un facteur déterminant de la conductivité électrique des lixiviats issus de toutes les décharges d'ordures ménagères, comme le soulignent (Ozanne, 1990), Kerbachi et Belkacemi en 1994, ainsi que Khattabi en 2002.

Cette teneur élevée en chlorure du percolat ne peut être expliquée seulement par son taux de présence naturel dans les ordures ménagères. Ceci nous amène à supposer qu'il doit y avoir eu un rejet massif de sels chlorés qu'ils soient neutres ou basiques, provenant d'une activité industrielle. Le rejet d'un acide est à exclure car le pH observé est trop basique pour permettre un éventuel rejet d'HCl.

Il convient également de préciser que l'échantillonnage a été effectué durant la petite saison d'août, période durant laquelle les températures sont élevées, elle est de 28,1°C. Cette concentration de chlorures pourrait aussi s'expliquer par le fait que pendant cette période de l'année il y a une absence quasi-totale de précipitations, qui peuvent engendrer des phénomènes de dilution du percolat, d'où le fait que les lixiviats deviennent de plus en plus riches en chlorures. De surcroît, les sulfates (SO_4^{2-}) affichent une augmentation marquée, passant de 143 mg/l en 2023 à 1016,58 mg/l en 2024, ce qui dépasse également la norme de Rejet de 1000 mg/l. Ces niveaux accrus de chlorures et de sulfates indiquent une forte pollution par des sels dissous qui risquent de contaminer la nappe phréatique. Les sulfates, produits lors de la dégradation anaérobie de la matière organique contenant du soufre, peuvent être réduits en sulfures (H_2S) dans des conditions réductrices, contribuant ainsi aux mauvaises odeurs caractéristiques des décharges et pouvant affecter la qualité de l'air (Garcia et al., 2000).

L'analyse du sodium que nous avons effectuée montre qu'il s'agit certainement en une grande partie du NaCl car on n'est pas loin du stœchiométrique des teneurs en Na^+ et Cl^- .

Toute étude ultérieure d'analyse du lixiviat devrait tenir compte de cette présence massive de chlorure.

Du point de vue infiltration, les chlorures migrent certes plus ou moins rapidement. Il faut signaler que suivant le pH, les chlorures peuvent donner naissance à des composés métalliques très mobiles tels que : CuCl^+ , ZnCl^+ , PbCl^+ , FeCl_2 , etc... qui assurent la diffusion des métaux lourds vers le milieu naturel (M et al., 1985).

L'azote ammoniacal (NH_4^+) quant à elle montrent des valeurs alarmantes, atteignant 153,29 mg/l en 2024, dépassant largement la NR de 1,5 mg/l. Il est également à noter que les ortho phosphates (PO_4^{3-}) et les nitrates (NO_3^-) présentent des valeurs élevées. En 2023, les nitrates étaient de 10,8 mg/l, et ils ont augmenté à 31,168 mg/l en 2024 bien supérieur à la norme de Rejet de 20 mg/l.

Concernant la pollution azotée, l'azote se présente principalement sous une forme réduite, compatible avec les déchets ménagers. Environ la moitié de cet azote se trouve sous forme ammoniacale, à pH basique, sous forme de NH_3 , résultant de la dégradation biologique de l'urée, des protéines et d'autres composés organiques azotés. En revanche, l'azote oxydé, sous forme de nitrates, affiche des niveaux anormalement élevés, en particulier parce que la nitrification sur site dans les lixiviats de décharges, qu'elles soient récentes ou anciennes, est très faible. Cela semble être un phénomène spécifique à cette décharge, dont l'origine pourrait être liée à l'accumulation de grandes quantités de sels nitrates, possiblement issus d'engrais chimiques déposés par des coopératives agricoles. L'infiltration de ces nitrates soulève

également des inquiétudes en Europe, où le lessivage des fertilisants utilisés en agriculture a conduit à l'arrêt de l'exploitation de certains forages (Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991). Nous verrons aussi dans les paragraphes suivants un taux de nitrates très élevé dans certains forages et certains puits qui pourrait être en étroite relation avec la teneur en nitrates des lixiviats.

Pour ce qui est des concentrations de silice, elles sont mesurées à 13,202 mg/l en 2024 et reste conforme à la norme de Rejet qui est de 30 mg/l. Bien qu'elle soit inférieure à la norme NR, la présence de cette substance signalerait une certaine dissolution des minéraux présents dans le sol.

Les valeurs relatives au calcium (31 mg/l) et au magnésium (13,8 mg/l) méritent également d'être notées, car elles suggèrent un processus de minéralisation des lixiviats. Néanmoins, il est important de souligner que ces valeurs restent en dessous des seuils critiques pour la santé publique.

3.2.1.3. La matière organique

La détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) et de la demande biochimique en oxygène (DBO₅) est essentielle pour évaluer la charge organique des lixiviats issus de la décharge d'Agoe Nyvé. En effet, la DCO représente la majeure partie des composés organiques et des sels minéraux oxydables présents dans les effluents (Mejraoua & Zine, 2017a). Les résultats obtenus révèlent une teneur en DCO de 730 mg/L, largement supérieure à la norme de rejet (DCO = 300 mg/L). Cette forte DCO rencontrée dans les lixiviats est due à la fraction organique constituée d'acides gras volatils dégradables, aux métabolites non biodégradables et à l'importante fraction minérale que représentent les chlorures et autres espèces chimiquement oxydables.

Cette valeur est cependant inférieure à celle enregistrée pour la décharge d'El Jadida au Maroc (1306 mg d'O₂/L) (Chofqi, 2004), mais reste très inférieure à celle obtenue pour la ville de Meknès au Maroc (4808 mg d'O₂/L) (Mejraoua & Zine, 2017b). Une teneur élevée en DCO est signe d'une importante charge organique. Les lixiviats de la décharge d'El Jadida ont les caractéristiques d'un lixiviat intermédiaire provenant d'une décharge moins vieille, à peu près similaire à celui de la décharge d'Agoè-Nyivé qui paraît encore en pleine évolution.

La formation et la composition des lixiviats sont influencées par plusieurs critères, notamment l'âge de la décharge, le type de déchets, le degré de leur décomposition, la méthode de mise en décharge, les conditions d'enfouissement et la météorologie (Khattabi et al., 2001). La DB05

qui exprime la fraction organique biodégradable est elle aussi considérable (Chofqi, 2004). Les teneurs en DBO_5 sont de 572 mg d'O₂/L supérieure à la norme de rejet (100 mg d'O₂/l).

Aussi il est important de s'intéresser au rapport DBO_5/DCO qui en évoluant dans le temps indique le caractère organique d'un milieu, son degré de biodégradabilité et donnant des informations sur la nature des transformations biochimiques qui règnent au sein de la décharge (Belle, 2008). Ainsi, pour les décharges jeunes, ce rapport atteint la valeur de 0,83, tandis que pour les anciennes et vieilles décharges, il décroît jusqu'à 0,05 où on est dans le stade de méthanogenèse (Attou, 1990).

Dans le cas de la décharge d'Agoè-Nyivé le rapport obtenu dans cette étude s'élève à 0,78 suggère que la phase méthanique de cette décharge est encore en son début.

On note ainsi dans cette décharge, la présence des lixiviats caractéristiques d'un âge intermédiaire et qui sont issus de déchets qu'on peut qualifier de déchets assez jeunes.

3.2.2. Les éléments métalliques

L'analyse comparative des concentrations de métaux lourds dans les lixiviats de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé avec d'autres sites nationaux et internationaux révèle des tendances intéressantes et préoccupantes (Tableau 8).

Tableau 4 : Comparaison des concentrations de métaux (exprimées en mg/l) dans les lixiviats de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé par rapport aux autres décharges nationales et internationales. (F : Forage ; P : Puits).

Sites	Décharge Agoè-Nyivé (Togo, 2024)	Décharge Agoè-Nyivé (DAGL, 2018)	Larache (Maroc) H. Er-raioui (2011)	Rabat (Maroc) Amhoud, (1997)	Alger (Algérie) Kerbachi and Belkacemi (1994)	Tiaret (Algérie) Mekaikia et al., 2007	Étueffont (France) Khattabi (2002)	Normes (mg/l)
Cu²⁺	---	---	0,15	0,12	0,45	---	0,27	2
Zn²⁺	---	0,11	0,34	---	0,7	6,1	0,74	<= 0,5
Cd⁺	---	---	0,03	0,01	---	---	0,01	0,001
Cr⁺	---	---	0,03	0,52	0,5	3	0,27	0,1
Co⁺	---	---	0,04	---	---	---	0,06	0,2
Fe²⁺	20,093	1,4	16,65	23	12,3	---	2,63	< 0,3
Mn²⁺	---	0,16	---	---	---	---	---	0,5
As²⁺	0,31	Sup 0,005	---	---	---	---	---	0,01
Hg²⁺	---	Sup 0,001	---	---	---	---	---	0,001
Pb²⁺	NULL	Sup 0,05	---	---	---	---	---	0,01
Ni²⁺	1,8	---	---	---	---	---	---	0,02

Cu²⁺ : Cuivre ; Zn²⁺ : Zinc ; Cd⁺ : Cadmium ; Cr⁺ : Chrome ; Co⁺ : Cobalt ; Fe²⁺ : Fer ; Mn : Manganèse ; As²⁺ : Arsenic ; Hg²⁺ : Mercure ; Pb²⁺ : Plomb ; Ni²⁺ : Nickel

Le fer se distingue comme l'élément métallique prédominant dans les lixiviats d'Agoè-Nyivé, affichant une concentration de 20,093 mg/l. Bien que cette valeur soit significative, elle se situe dans des niveaux similaires observés dans d'autres décharges telles que celles de Rabat (23 mg/l) et de Larache (16,65 mg/l) au Maroc (Er-Raioui et al., 2011). Cependant, il est crucial de noter qu'elle dépasse largement la norme acceptable de 0,3 mg/l, ce qui témoigne d'une contamination ferreuse importante. En revanche, cette concentration reste inférieure aux niveaux mesurés dans la décharge de Oued-Smar à Alger en Algérie, qui s'élèvent à 12,13 mg/l

(Kerbachi & Belkacemi, 1994). En ce qui concerne le nickel, celui-ci présente une concentration préoccupante de 1,8 mg/l à Agoè-Nyivé, bien au-delà de la norme de 0,5 mg/l. Cette valeur, particulièrement élevée par rapport aux autres sites étudiés, indique une contamination spécifique qui mérite une attention particulière.

On remarque la présence de l'Arsenic dans le lixiviat avec une valeur de 0.31 dépasse la norme de rejet (0.1).

Par ailleurs, l'analyse effectuée sur le lixiviat prélevé dans l'enceinte de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé n'a révélé la présence d'aucun cuivre, zinc, cadmium, chrome ou plomb. Cependant, il est intéressant de relever qu'une campagne réalisée en 2013 par le DAGL avait permis d'identifier des traces de manganèse et de zinc à cet endroit.

3.2.3. Résultat bactériologique du lixiviat

Pour la bactériologie, les résultats ont obtenus à partir des boîtes de Pétri et examinés à la loupe, indiquant une concentration d'environ 760 UFC/100 ml pour les coliformes totaux, supérieur à 500 UFC/100 ml pour les *Escherichia Coli* et 130 UFC/100ml pour les *Clostridium perfringens* (Tableau 11). Le nombre de bactéries est élevé et reflète un milieu contaminé (Abed et al., 2014). La planche 7 illustre quelques images des dispositifs utilisés au laboratoire.

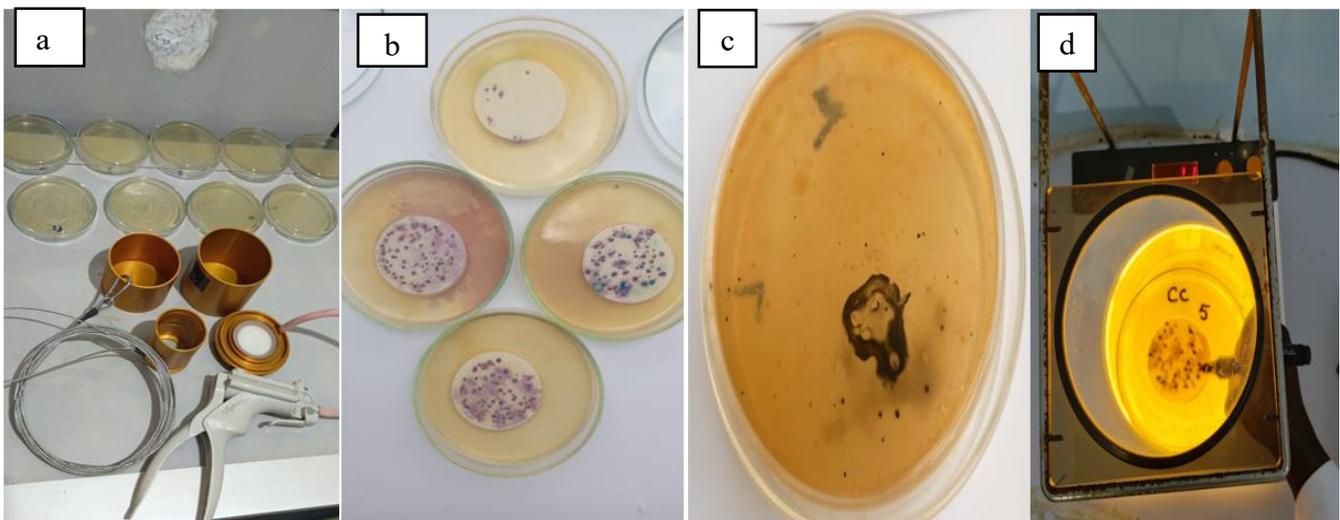


Planche 7 : Images montrant : a (les appareils de filtration bactériologique) ; b, c (les boîtes de Pétri) et d (la loupe de lecture) ;
(Cliché PEKEYI, 2024).

3.3. Évaluation de l'impact du lixiviat sur les eaux souterraines

Les dangers de contamination des eaux souterraines liés à la décharge d'Agoè-Nyivé peuvent être évalués en fonction de la composition organique ou minérale de ces déchets. En effet, à travers des processus de lixiviation, les substances polluantes peuvent se retrouver dans la nappe phréatique. Autrement dit, le principal risque de pollution réside dans le transport, par les eaux, de contaminants issus des déchets. Ainsi, la caractérisation des déchets doit prioritairement se concentrer sur l'analyse des interactions entre les eaux et les déchets, interactions à l'origine des lixiviats ou percolats. Le lixiviat agit comme un vecteur de transfert vers les milieux souterrains des éléments polluants engendrés par ces interactions et l'évolution des déchets.

La nature plutôt semi-perméable du substratum permet le soutien local (non généralisé) de nappes de lixiviats au fond du massif, qui en absence d'un système de drainage s'exfiltrent en pied de massif sur la bordure Est et sud-est du site. Par conséquent, on observe un écoulement régulier des lixiviats vers les zones riveraines adjacentes, avec une prédominance vers l'Est.

Il est crucial de noter que le sens de l'écoulement de la nappe s'oriente de la décharge vers les rues environnantes et les zones marécageuses situées à moins de 500 mètres à l'Est (Planche 8). Cette configuration hydrogéologique entraîne une propagation du flux de pollution vers les puits et vers les forages situés en aval, posant ainsi un risque environnemental et sanitaire non négligeable. L'impact de la pollution engendrée par la décharge d'Agoè-Nyivé par le biais de ses lixiviats, sur la nappe phréatique se mesure par le degré de contamination des eaux souterraines de la présente étude. Bien, qu'il nous a été impossible de procéder à des forages sur le site lui-même, nous avons pu accéder à une approche du problème en utilisant les possibilités offertes par les forages et puits existants déjà à proximité de la décharge. Nous avons pu localiser ces forages par rapport au sens de l'écoulement des eaux souterraines.

Ainsi, les forages et puits peuvent donc dans une première approche être considérés comme représentatifs pour une étude préliminaire de la contamination du sous-sol.

Nous exposerons les résultats des analyses des eaux souterraines prélevées dans plusieurs puits et forages situés à proximité de la décharge (Tableau 9), notamment à l'est et au sud de celle-ci. Ces analyses nous permettront de voir s'il y a éventuellement contamination de la nappe phréatique par infiltration des percolats de déchets.

Les normes de potabilité de l'eau applicable au Togo sont celles proposées par les directives de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).

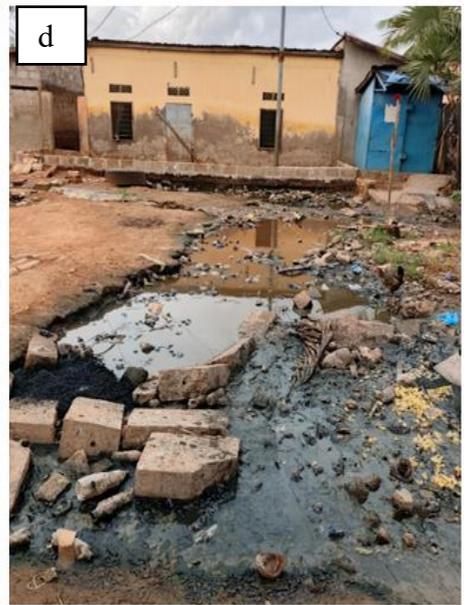


Planche 8 : a, b et c illustrent l'écoulement du lixiviat à proximité des agglomérations (Cliché PEKEYI, 2024).

3.3.1. Résultats des paramètres physico-chimiques des eaux des puits et des eaux de forages

Tableau 5 : Résultats physico-chimiques des eaux des puits, des eaux de forages (exprimées en mg/l) et normes OMS. (F : Forage ; P : Puits).

Site	T°C	Ph	MES	CE μS/cm	Couleur	Nitrates	Nitrites	Chlorures	Sulfates	Ortho phosphate	OxyMnO ₄	Ammonium
P1	29'9	7,15	676	1392,00	33,00	8,094	0,166	184,6	136,99	< 0,01	9.7	0.806
P2	29'6	6,71	855	1704,00	60,00	4,736	0,019	337,25	184,59	< 0,01	10.7	2.13
F1	27'1	7,07	91,5	1830,00	33,00	67,74	0,286	248,5	285,89	0,182	6.2	0.067
F2	28'8	7,52	41,3	831,00	11,00	0,882	0,002	106,5	240,73	< 0,01	0.5	0.126
F3	29'9	7,11	1200	2410,00	81,00	< 0,001	0,003	472,15	500,3	< 0,01	0.8	0.079
F4	29'4	6,7	1390	2770,00	15,00	15,614	0,023	752,6	337,56	0,0076	5.3	0.733
F5	28.7	6,9	958	1914,00	13,00	1,122	< 0,001	823,6	349,4	< 0,01	1.8	0.058
F6	29'2	7,1	1200	2448,00	21,00	25,72	0,069	525,4	351,4	0,077	8.1	0.086
F7	29'5	6,65	847	1691,00	33,00	10,783	0,089	355	197,2	0,033	5.3	0.171
F8	29.2	6,95	859	1719,00	20,00	17,944	0,178	301,75	201,68	0,227	8.5	0.075
Normes OMS		6,5 - 8,5	1000	400 à 800	< 20	< 50	< 3	< 250	< 250	-	< 5	< 1,5

T° : température, pH : potentiel d'hydrogène, MES : matière en suspension, CE : conductivité.

Les données illustrées dans le tableau révèlent plusieurs observations préoccupantes relatives à la qualité physico-chimique des eaux des puits et des forages situés à proximité de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé.

3.3.1.1. Conductivité électrique

L'analyse des données de conductivité électrique met en évidence une forte minéralisation des eaux souterraines à proximité de la décharge. Les valeurs mesurées oscillent entre 831 et 2770 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour les eaux de puits et de forages, dépassant largement la fourchette recommandée par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) qui se situe entre 400 et 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette forte minéralisation est particulièrement marquée pour les forages F3, F4, F5 et F6 qui présentent des conductivités supérieures à 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Chofqi en 2004 dans la région d'El Jadida au Maroc, où des conductivités allant jusqu'à 8,4 mS/cm (8400 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ont été mesurées dans les eaux de puits à proximité d'une décharge. De même, Khattabi en 2002 a observé des conductivités élevées (jusqu'à 9,5 mS/cm ; (9500 $\mu\text{S}/\text{cm}$)) dans les eaux souterraines autour de la décharge d'Étueffont en France.

La distribution spatiale de la conductivité électrique d'après la carte présentée ci-dessous montre un resserrement très marqué des courbes d'isoconductivité au centre, aux alentours et dans la partie avale proche du site de la décharge (Figure 18). Ceci traduit des valeurs importantes de conductivité et donc une salinité très élevée au niveau des puits et et au niveau des forages situés dans ces secteurs sensibles, en particulier F3, F4, F5 et F6. Cette forte salinité pourrait être due qu'à une contamination par les lixiviats générés au niveau de la décharge, comme l'ont démontré Khattabi en 2002 et Chofqi en 2004 sur d'autres sites.

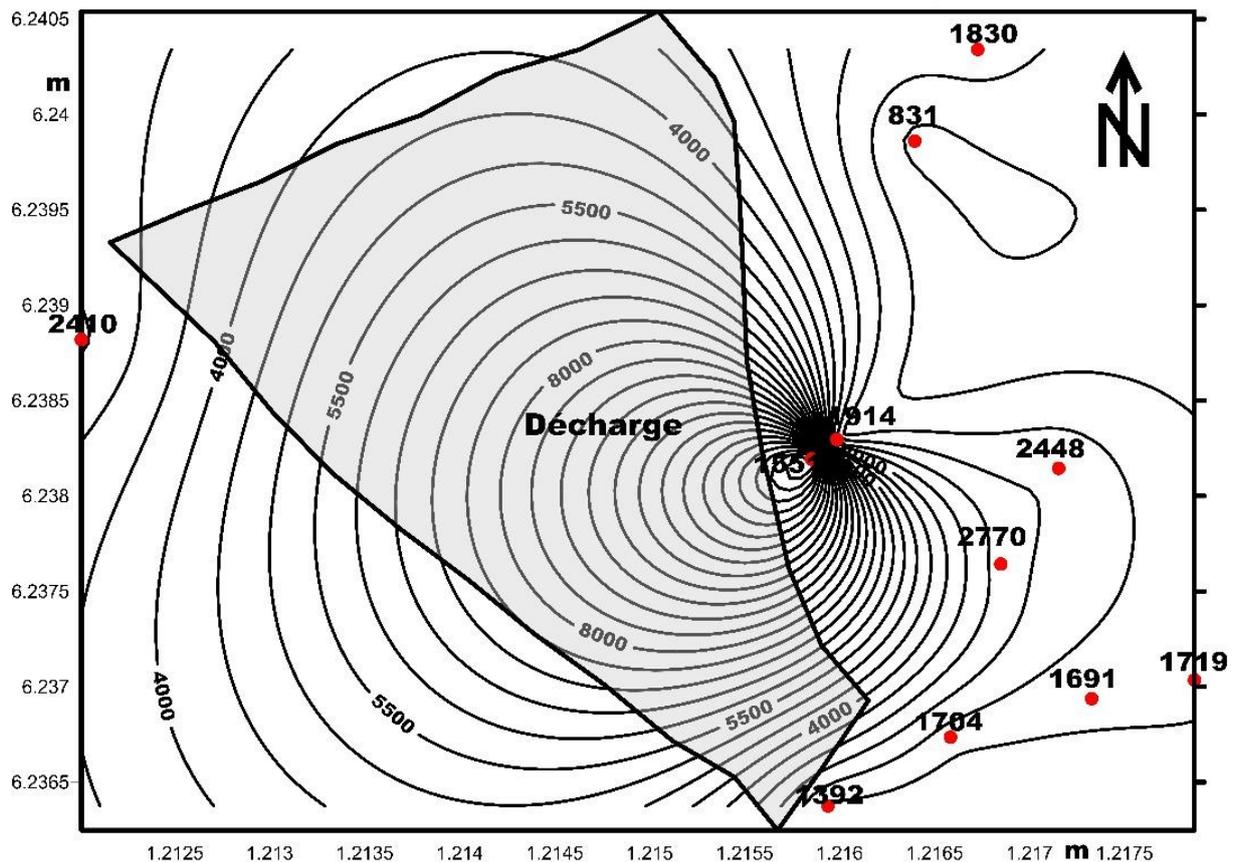


Figure 18 : Distribution spatiale de la conductivité électrique ;

(Source : PEKEYI Grâce).

3.3.1.2. Les chlorures

Les concentrations en chlorures relevées dans les puits et dans les forages excèdent les seuils établis par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), atteignant des valeurs comprises entre 106,5 et 823,6 mg/l, notamment dans les forages F3, F4, F5 et F6. En revanche, le lixiviat présente une concentration significativement plus élevée, s'élevant à 3286 mg/l. Ces fortes teneurs en chlorures témoignent d'une probable contamination par les lixiviats.

Il est important de noter que les chlorures, étant des ions très mobiles, migrent aisément dans l'aquifère sans être retenus par le sol ou les complexes argilo-humiques. Cette caractéristique facilite leur propagation dans les eaux souterraines (Appelo & Postma, 1993). Par ailleurs, la distribution spatiale des chlorures dans les eaux souterraines (Figure 19) suit un schéma semblable à celui de la conductivité. En effet, on observe des concentrations plus élevées à proximité immédiate et en aval de la décharge, confirmant ainsi le rôle des chlorures en tant que traceurs de la contamination par les lixiviats, comme l'ont indiqué Appelo et Postma en 1993 ainsi que Khattabi en 2002.

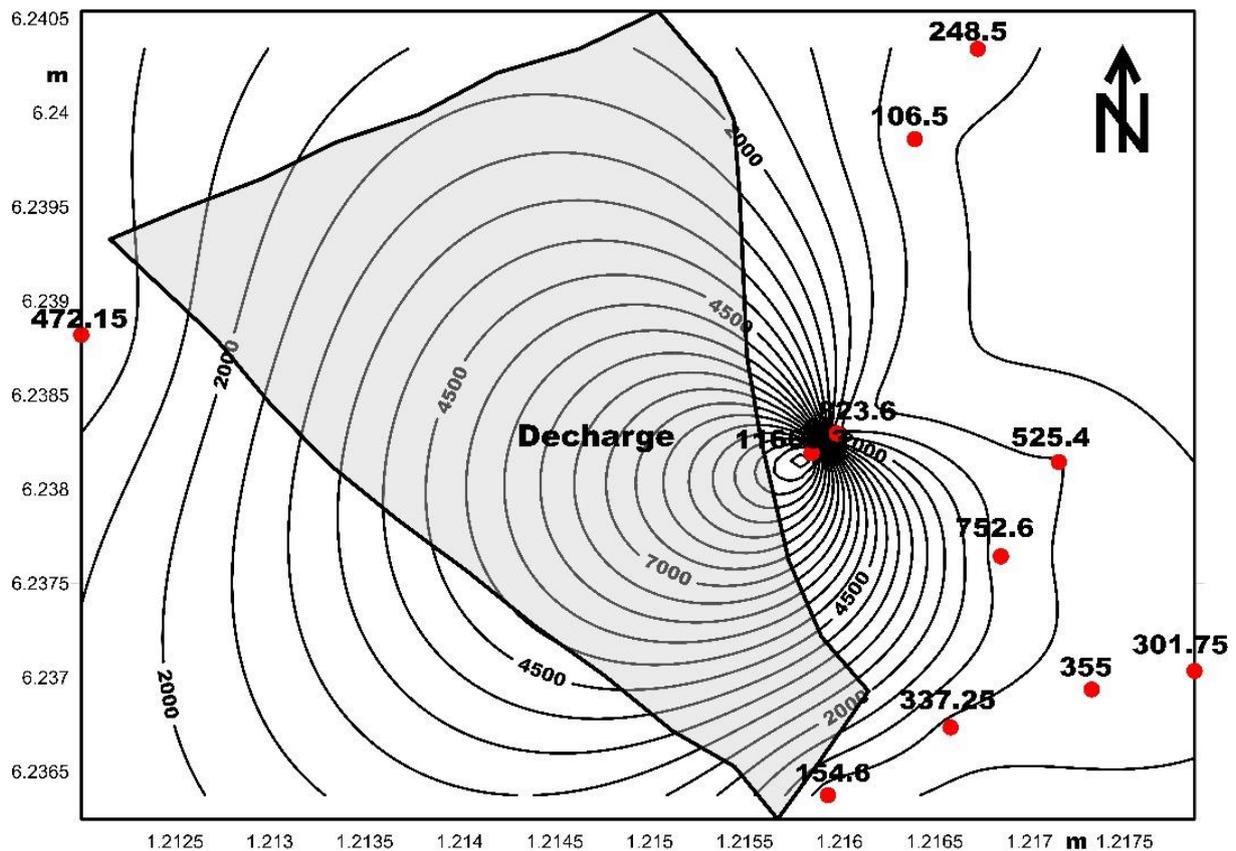


Figure 19 : Distribution spatiale des chlorures ;

(Source : PEKEYI Grâce).

3.3.1.3. Les éléments inorganiques

La température joue un rôle très important dans l'augmentation de l'activité chimique ou bactérienne et de l'évaporation des eaux. En effet, la température de l'eau est un élément essentiel dans le fonctionnement des systèmes aquifères, elle varie en fonction de la température extérieure (l'air), des saisons, de la nature géologique et de la profondeur du niveau de l'eau par rapport à la surface du sol. La température mesurée oscille entre 27°C et 29°C et restent importantes par rapport au mois d'observation ; ces températures sont favorables au développement des micro-organismes. Etant donné que la plupart des micro-organismes, y compris les bactéries et les champignons, se développent mieux dans des conditions chaudes, où la température est optimale pour leur métabolisme.

Les matières en suspension (MES) quant à eaux, se révèlent également préoccupantes, la plupart des échantillons dépassent la norme OMS de 1000 mg/l. Notamment, les forages F3 et F4 enregistrent des valeurs alarmantes de 1200 et 1390 mg/l respectivement, ce qui témoigne d'une turbidité marquée de ces eaux.

En ce qui concerne le pH, bien que la majorité des échantillons se situe dans les limites fixées par l'OMS (6,5-8,5), il convient de noter que F4 et F7 affichent des valeurs légèrement acides, démontrant l'influence du dégagement de CO₂ de la décharge sur les eaux souterraines.

De plus, les teneurs en nitrates varient fortement (de -0,043 à 67,74 mg/L), avec un dépassement de la norme OMS (50 mg/L) pour le forage F1. La forte charge polluante en nitrates, souvent associée à la prolifération d'algues, peut induire des risques sanitaires importants, notamment la méthémoglobinémie, surtout chez les nourrissons qui consomment de l'eau contaminée (Aghzar et al., 2002). Ces nitrates présents dans les eaux souterraines proviennent principalement des activités anthropiques, notamment l'utilisation d'engrais azotés en agriculture. Cependant, la présence de nitrates dans le lixiviat, suggère que la décharge elle-même pourrait contribuer à la charge en nitrates des eaux souterraines.

Les nitrites, quant à eux, demeurent dans des limites acceptables et se situe dans une plage de -0,001 mg/l à 0,286 mg/l.

En ce qui concerne les sulfates observés dans les eaux souterraines, elles oscillent entre 136,99 et 500,3 mg/l pour certains points, notamment F3, F4, F5 et F6, alors que le lixiviat affiche des niveaux alarmants de 1016,58 mg/l, dépassant ainsi la norme OMS fixée à moins de 250 mg/l. Cette surcharge en sulfates pourrait induire des phénomènes de réduction, influençant ainsi la chimie des eaux souterraines.

La présence d'ions ammonium à des concentrations alarmantes de 153,29 mg/l dans le lixiviat représente un risque grave pour l'environnement. Ce taux largement au-dessus de la norme de rejet des eaux usées de 1,5 mg/l pourrait avoir des implications sérieuses sur la santé publique, en particulier en raison de leur toxicité avérée. Il est particulièrement inquiétant de noter que le puits P2 affiche une concentration élevée en ammonium (2,13), ce qui reflète la migration des contaminants générés par la décharge.

Enfin, les concentrations de l'oxydabilité (mesurée par mgO₂/L) sont élevées dans certains points d'eau (jusqu'à 10,7 mg O₂/L pour P2) et dépassent la norme OMS de 5 mg O₂/L. Ces valeurs élevées témoignent d'une contamination organique, probablement liée à l'infiltration des lixiviats qui présentent une oxydabilité extrême de 829,5 mg O₂/L.

Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Chofqi en 2004 à El Jadida, où des concentrations élevées en azote ont été mesurées dans les eaux souterraines à proximité de la décharge. La présence d'azote sous différentes formes (nitrates, nitrites, ammonium) témoigne de processus de nitrification/dénitrification complexes au sein de l'aquifère contaminé par les lixiviats.

3.3.2. Les éléments métalliques présent dans les eaux souterraines

Les résultats concernant la contamination par les métaux lourds dans les eaux souterraines sont préoccupants et soulèvent des questions importantes de santé publique (Tableau 10).

Tableau 6 : Résultats des analyses des ions métalliques des eaux des puits, des forages (exprimées en mg/l) et normes OMS. (F : Forage ; P : Puits) ; ND : Non détecté.

Site	Ca ²⁺	Fe ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Pb ²⁺	Cd ⁺	Cr ⁺	Mg ²⁺	Ni ⁺	As ²⁺	Si ⁺
P1	25,6	0,169	ND	ND	ND	ND	ND	4,4	ND	0,012	32,236
P2	26	0,23	ND	ND	ND	ND	ND	7,1	ND	0,27	26,804
F1	31	0,035	ND	ND	ND	ND	0,76	13,8	ND	ND	17,779
F2	18,2	0,202	ND	ND	ND	ND	ND	10,5	ND	ND	31,710
F3	33,2	1,536	ND	ND	ND	ND	0,1	43,6	ND	0,13	22,357
F4	26	0,303	ND	ND	ND	ND	ND	17,9	ND	0,61	24,068
F5	38,4	0,146	ND	ND	ND	ND	0,93	31,9	0,38	0,41	62,7
F6	38,6	0,029	ND	ND	ND	ND	0,6	27,4	0,31	ND	70,83
F7	21,6	0,079	ND	ND	ND	ND	ND	12,4	1,8	ND	140,03
F8	32	0,085	ND	ND	ND	ND	ND	23,2	ND	0,52	52,015
Normes		< 0,3	2	<= 0,5	0,01	0,001	0,1	50	0,002	0,01	< 30

En premier lieu, la contamination par l'arsenic est particulièrement alarmante. Les analyses des échantillons prélevés dans les puits et dans les forages indiquent que P2, F3, F4, F5 et F8 révèlent des concentrations d'arsenic dépassant la norme de l'OMS, fixée à 0,01 mg/l, atteignant 0,61 mg/l pour le forage F4. Cette situation n'est pas isolée, car le lixiviat présente également une concentration d'arsenic de 0,31 mg/l, ce qui souligne la gravité de la situation. D'après l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS,2018) l'arsenic s'infiltrer naturellement dans les lacs, les rivières ou l'eau souterraine lorsque des dépôts minéraux ou des roches qui en contiennent s'altèrent. L'arsenic peut aussi s'infiltrer dans l'eau lors du déversement de déchets industriels ou lorsque des particules se mêlent à la poussière où ils sont dissouts dans l'eau lors des précipitations. Ces particules peuvent être rejetées dans l'environnement par : la combustion de combustibles fossiles (notamment le charbon) ; la production de métaux (extraction d'or et

de métaux communs, par exemple) ; les activités agricoles (utilisation de pesticides et d'additifs pour l'alimentation animale) et par l'incinération de déchets.

L'arsenic, métalloïde hautement toxique, est connu pour ses effets cancérigènes et son accumulation dans la chaîne alimentaire représente une menace potentielle pour la santé humaine (Islam et *al.*, 2017). Une exposition prolongée à des niveaux élevés d'arsenic dans l'eau potable est associée à des risques accrus de cancers, comme l'ont démontré des études épidémiologiques à Taiwan (OMS, 2018), en plus d'entraîner divers effets néfastes sur la peau, le cœur et le système nerveux.

D'autres métaux lourds présentent également des concentrations préoccupantes. Par exemple, le fer dépasse la norme de l'OMS de 0,3 mg/l, atteignant des niveaux alarmants jusqu'à 1,536 mg/l dans le forage F3. Cette contamination est cohérente avec la forte concentration en fer observée dans le lixiviat (20,093 mg/l) et va dans le sens des conclusions de (Kerbachi & Belkacemi, 1994), qui indiquent que la charge métallique des lixiviats issus de diverses décharges est souvent exacerbée par des apports industriels inappropriés. De plus, des niveaux de chrome ont été mesurés dans les forages F1, F5 et F6, dépassant la norme OMS de 0,1 mg/l, avec des concentrations atteignant 0,93 mg/l dans F5.

En outre, une concentration inquiétante de nickel a été détectée à 1,8 mg/l dans le puits F7, largement supérieure à la norme OMS de 0,02 mg/l. Cette contamination est potentiellement liée à l'infiltration de déchets métalliques, tels que des piles et des équipements électroniques, dans les aquifères (Er-Raioui et *al.*, 2011). Enfin, le silicium présente des concentrations de 14,341 à 71,697 mg/l, dépassant la norme de 30 mg/l, bien qu'il ne soit généralement pas considéré comme toxique. D'autres éléments tels que le cuivre, le zinc, le plomb, et le cadmium n'ont pas été détectés dans ces échantillons.

3.3.3. Qualité bactériologique des eaux souterraines

Le dénombrement des bactéries met en lumière une contamination fécale significative des eaux souterraines, en particulier par les Coliformes totaux. Le tableau 7 ci-dessous représente ces résultats bactériologiques les comparants aux normes OMS

Tableau 7 : Résultats bactériologiques du lixiviat, des eaux des puits et de forages situés autour de la décharge publique d'Agoè-Nyivé et normes OMS. (F : Forage ; P : Puits).

Paramètres	Lixiviat	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	P1	P2	Normes
Escherichia Coli/100	Sup 500	0	15	10	10	30	15	5	80	60	10	0
Coliforme/100	760	220	35	270	25	5	5	255	340	115	125	<10
Clostridium perfringens	130											0

Les résultats montrent des concentrations variant de 0 à 80 UFC/100 mL dans certains puits, dépassant largement les normes de l'OMS qui exigent l'absence totale de cette bactérie dans l'eau potable. À l'exception du site F1, tous les autres points de prélèvement présentent des niveaux de contamination fécale significatifs, F8 et P1 étant particulièrement touchés. De plus, les coliformes totaux sont présents en quantités considérables, allant de 5 à 340 UFC/100 mL. Cette contamination est particulièrement préoccupante pour les points d'eau P1, P2, F3, F7 et F8, où l'impact des lixiviats provenant de la décharge est manifeste. En effet, ces lixiviats affichent des concentrations élevées en bactéries fécales, atteignant jusqu'à 760 UFC/100 mL pour les coliformes totaux. Cette situation souligne la dégradation des conditions sanitaires et environnementales autour du site.

En ce qui concerne le *Clostridium perfringens*, les données disponibles indiquent son absence dans les eaux de puits et dans les eaux de forages prélevées.

Les résultats obtenus s'alignent avec ceux de travaux antérieurs, tels que ceux de Richiardi et al., en 2023, et sont également corroborés par les études de Chennaoui en 2011 concernant la nappe de Marrakech au Maroc, ainsi que par Bordalo et Savva-Bordalo en 2007 en Guinée-Bissau, qui ont observé une forte contamination fécale des eaux souterraines à proximité de décharges non contrôlées.

Face à cela, la présence de bactéries fécales dans les eaux souterraines représente un risque sanitaire considérable. Elle peut conduire à des maladies diarrhéiques et gastro-entérites, surtout chez les populations les plus vulnérables, telles que les enfants et les personnes âgées et les personnes immunodéprimées, comme le souligne Gundry et al., en 2009.

La figure 20 ci-dessous illustre une représentation graphique des résultats bactériologiques.

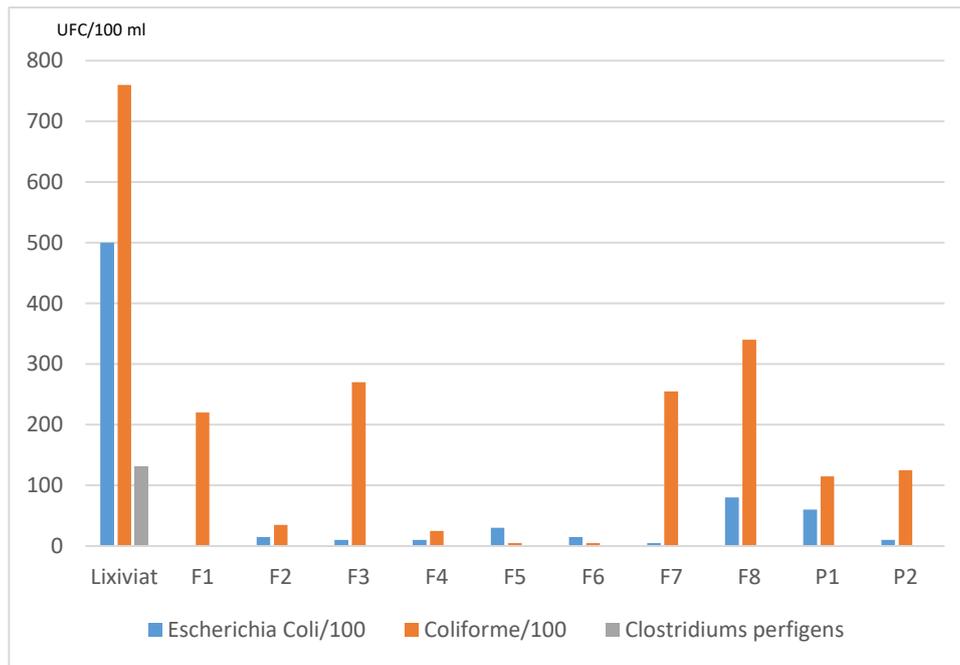


Figure 20 : Analyse comparative de la qualité bactériologique du lixiviat et des eaux souterraines

L'étude des eaux souterraines réalisée par le District Autonome du Grand Lomé (DAGL) révèle que les résultats obtenus principalement dans de deux forages (F1 et F4), de profondeur moyenne et situés respectivement à 30 et 140 mètres en amont de la décharge, présentent des caractéristiques organoleptiques et chimiques adéquates. La qualité bactériologique est également jugée satisfaisante, indiquant qu'il n'y a pas de contamination liée à la décharge, d'autant plus que ces forages se trouvent en amont du flux d'eau souterraine. En revanche, ces données diffèrent significativement de celles relevées dans les forages et dans les puits de notre étude, situés à l'est et au sud de la décharge, dans le sens de l'écoulement de l'eau souterraine. Cela confirme l'hypothèse selon laquelle la nappe phréatique serait contaminée par le lixiviat généré par l'ancienne décharge d'Agoè-Nyivé.

3.4. Analyse hydro chimique des eaux de puits et de forages

Cette section est dédiée à l'analyse hydro chimique de l'eau à l'aide du diagramme de Piper (1944). Ce diagramme se compose de deux triangles illustrant la distribution des anions et des cations, ainsi qu'un losange qui synthétise la répartition des ions majeurs (Figure 21). Grâce à cet outil, il est possible non seulement d'évaluer les pourcentages des éléments chimiques et leurs classifications, mais également de catégoriser les faciès chimiques des eaux de puits et de forages.

Ainsi dans le cadre de cette étude deux (02) diagrammes (Eaux de forage et eaux de puits) ont été réalisés dans le but de mettre en évidence les faciès hydro chimiques des eaux de puits et des eaux de forage durant la petite saison sèche d'Août.

La répartition des cations dans les eaux de forage révèle une prévalence des ions sodium (Na^+) et potassium (K^+), représentant environ 70% des échantillons, principalement dans la zone sodique-potassique du diagramme de Piper. En revanche, les cations calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}) sont présents dans environ 30% des échantillons. Concernant les anions, environ 60% des échantillons d'eau de forage se situent dans la zone chlorurée, dominée par les chlorures (Cl^-), suivis des sulfates (SO_4^{2-}) à hauteur de 20% et des bicarbonates (HCO_3^-) pour 20%. Près de 70% des échantillons sont classés sous le faciès chloruré sodique et potassique, tandis qu'environ 20% présentent des signes de migration vers un faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien.

Pour les eaux de puits, une répartition similaire se dessine, avec environ 80% des échantillons montrant une prédominance des cations sodium et potassium. Près de 70% des échantillons sont également dans la zone chlorurée, et la présence de sulfates et de bicarbonates est constatée à respectivement 20% et 10%. Les eaux de puits se caractérisent également par le faciès chloruré sodique et potassique à hauteur de 70%, ainsi qu'une légère migration vers le faciès bicarbonaté sodique et potassique.

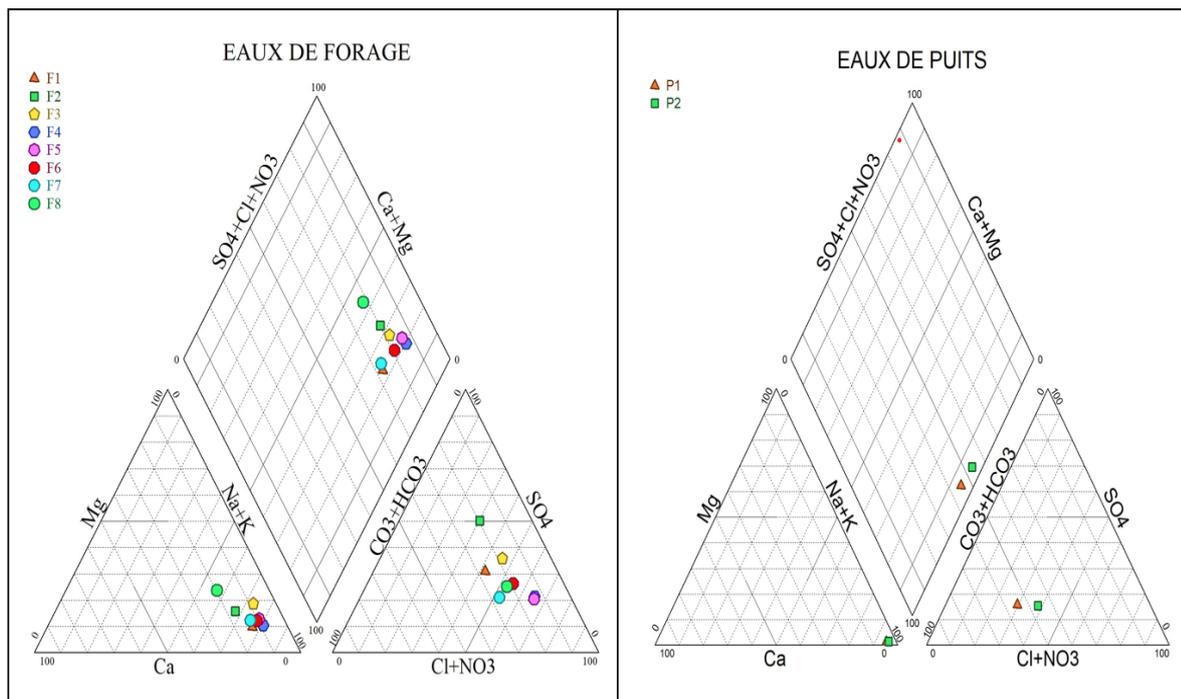


Figure 21 : Diagrammes de Piper des eaux de puits et des eaux de forage au voisinage de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé.

Les résultats d'analyses physico-chimiques projeté sur le diagramme de piper révèlent une forte minéralisation des échantillons avec une émergence d'un faciès chimique majoritairement chloruré sodique et potassique tant dans les eaux de forage que de puits, avec des traces de processus hydrogéologiques plus complexes illustrées par les variations de sulfates et de bicarbonates. Ce type de faciès indique une influence des lixiviats provenant de la décharge, car les niveaux de chlorures (Cl⁻) à 3286 mg/l, de sulfates (SO₄²⁻) à 1016,58 mg/l et d'azote ammoniacal (NH₄⁺) à 153,29 mg/l sont tous élevés dans le lixiviat, dépassant ainsi les normes de rejet pour les eaux usées.

3.5. Analyses en composantes principales les différents paramètres hydro chimiques

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact du lixiviat de l'ancienne décharge publique d'Agoè Nyivé au Togo sur la qualité de la nappe phréatique environnante. Pour ce faire, nous avons réalisé une Analyse des Composantes Principales (ACP) sur les données physico-chimiques collectées à différents points de mesure (Lixiviat, puits et forages). Les analyses ont été effectuées à l'aide du logiciel R et du package FactoMineR.

3.5.1. Valeurs propres et pourcentages exprimés pour les axes principaux

Les résultats de l'ACP sont présentés dans le tableau 8 ci-dessous, qui indique que les deux premières composantes principales (CP1 et CP2) concentrent respectivement 54,41 % et 19,35%, soit un cumul de 73,76 % des variations observées, ce qui est suffisant pour assurer une interprétation fiable. Toutefois, nous constatons que la variable T°C n'est prise en compte que dans la première composante principale, tandis que d'autres variables, telles que MES, sont mieux représentées dans la deuxième composante. Étant donné cela, nous avons retenu les trois premières composantes principales, qui ensemble expliquent 87,99 % des variations initiales, pour appréhender les liens entre les paramètres chimiques.

Tableau 8 : valeurs propres et pourcentage de variances cumulées.

	CP1	CP2	CP3
Valeur propre	8.16	2.90	2.13
Variabilité (%)	54.41	19.35	14.23
(%) cumulé	54.41	19.35	14.23

3.5.2. Corrélation entre les variables

La matrice de corrélation a été réalisée pour 15 paramètres mesurés durant la période du mois d'Août correspondant à la petite saison sèche. L'analyse des corrélations entre les variables prises deux à deux indique une forte liaison entre elle (Tableau 9).

Les valeurs des corrélations varient entre -1, ce qui représente une corrélation négative parfaite, et +1, qui indique une corrélation positive parfaite. De plus, une valeur proche de 0 signale une faible corrélation, voire l'absence de corrélation.

Les corrélations positives observées indiquent qu'une augmentation de l'une des variables est souvent accompagnée par une augmentation de l'autre. Cela pourrait indiquer des sources communes ou des facteurs environnementaux similaires influençant ces variables. Ainsi, la Conductivité Électrique (CE) montre une forte corrélation avec des ions tels que Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} et NH_4^+ , avec des valeurs de corrélation proches de 0,99. Cette relation élevée suggère que l'augmentation de la conductivité est directement liée aux concentrations de ces ions, souvent associés à la présence de sels solubles ou de minéraux provenant de lixiviats ou d'autres sources de contamination. De même, la couleur de l'eau présente des corrélations très fortes

avec la CE, Cl^- , SO_4^{2-} et NH_4^+ (entre 0,98 et 0,99), ce qui suggère que ces mêmes ions responsables de l'augmentation de la conductivité influencent également la couleur de l'eau, possiblement en raison de composés dissous ayant un effet colorant.

En ce qui concerne le pH, une corrélation positive modérée est observée avec la CE, Cl^- et SO_4^{2-} (environ 0,6), ce qui peut indiquer qu'un pH plus élevé est associé à des concentrations accrues de ces anions, influençant indirectement la conductivité et la couleur. Par ailleurs, la température ($T^\circ\text{C}$) montre une corrélation positive avec les Matières en Suspension (MES) ($r = 0,67$), suggérant qu'à des températures plus élevées, la quantité de particules en suspension pourrait augmenter, probablement à cause d'une intensification de l'activité biologique.

À l'inverse, les corrélations négatives révèlent qu'une augmentation d'une variable s'accompagne d'une diminution de l'autre, reflétant possiblement des mécanismes compensatoires ou des effets de dilution. Par exemple, une corrélation négative forte est observée entre la température ($T^\circ\text{C}$) et les nitrates (NO_3^-), avec un coefficient de -0,81. Cela suggère que l'élévation de la température pourrait réduire la concentration de NO_3^- , peut-être en raison de la volatilisation, de la dilution, de la dénitrification bactérienne accrue sous l'effet de la chaleur ou de dégradation microbienne dans le lixiviat. De plus, la température présente des corrélations négatives modérées avec le pH, Cl^- , et SO_4^{2-} (r entre -0,35 et -0,41), ce qui pourrait indiquer qu'une augmentation de température conduit à une réduction de ces ions, possiblement par évaporation ou par des réactions chimiques sensibles à la chaleur. Enfin, les matières en suspension (MES) sont négativement corrélées avec le pH ($r = -0,62$), ce qui laisse entendre qu'à des niveaux de pH plus élevés, la concentration de MES pourrait diminuer, peut-être en raison d'une précipitation accrue de certaines matières en suspension en milieu basique.

Cette analyse de corrélation met en lumière des interactions complexes entre les paramètres de qualité de l'eau. La Conductivité Électrique est fortement influencée par les concentrations d'ions comme Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} et NH_4^+ , tandis que la température a un effet contrasté sur les nitrates et les MES. Ces relations peuvent indiquer des processus chimiques et biologiques diversifiés qui influencent la qualité de l'eau en fonction des variations de température, de pH et de la présence d'ions spécifiques.

Tableau 9 : Matrice de corrélation entre les variables.

	TC	Ph	MES	CE	Co le ur	NO3	NO2	Cl	SO4	PO4	Oxy MnO 4	NH4	HCO3	Na	K
TC	1.00	0.39	0.67	0.35	0.32	-0.81	-0.62	0.37	0.35	-0.41	-0.37	-0.37	-0.01	0.10	0.13
Ph	0.39	1.00	-0.62	0.59	0.62	0.16	0.39	0.63	0.61	0.64	0.64	0.64	-0.12	-0.28	-0.25
ME S	0.67	0.62	1.00	0.22	0.29	-0.42	-0.54	0.31	0.12	-0.34	-0.32	-0.32	-0.01	0.06	0.08
CE	0.35	0.59	-0.22	1.00	0.98	0.26	0.53	0.99	0.94	0.99	0.99	0.99	0.07	-0.25	-0.14
Co le ur	0.32	0.62	-0.29	0.98	1.00	0.22	0.53	0.99	0.92	0.98	0.99	0.99	0.05	-0.25	-0.14
NO 3	0.81	0.16	-0.42	0.26	0.22	1.00	0.79	0.24	0.21	0.30	0.25	0.24	0.08	0.05	-0.01
NO 2	0.62	0.39	-0.54	0.53	0.53	0.79	1.00	0.54	0.36	0.60	0.56	0.55	0.36	0.14	0.22
Cl	0.37	0.63	-0.31	0.99	0.99	0.24	0.54	1.00	0.91	1.00	1.00	1.00	0.09	-0.25	-0.13
SO 4	0.35	0.61	-0.12	0.94	0.92	0.21	0.36	0.91	1.00	0.90	0.90	0.91	-0.02	-0.26	-0.25
PO 4	0.41	0.64	-0.34	0.99	0.98	0.30	0.60	1.00	0.90	1.00	1.00	1.00	0.13	-0.20	-0.06
Ox yM nO 4	0.37	0.64	-0.32	0.99	0.99	0.25	0.56	1.00	0.90	1.00	1.00	1.00	0.09	-0.25	-0.12
NH 4	0.37	0.64	-0.32	0.99	0.99	0.24	0.55	1.00	0.91	1.00	1.00	1.00	0.08	-0.25	-0.12
HC O3	0.01	0.12	-0.01	0.07	0.05	0.08	0.36	0.09	0.02	0.13	0.09	0.08	1.00	0.86	0.88
Na	0.10	0.28	0.06	0.25	0.25	0.05	0.14	0.25	0.26	-0.20	-0.25	-0.25	0.86	1.00	0.80
K	0.13	0.25	0.08	0.14	0.14	-0.01	0.22	0.13	0.25	-0.06	-0.12	-0.12	0.88	0.80	1.00

Les valeurs en gras sont significativement différentes de 0 à un niveau de signification $\alpha = 0,05$.

La figure 22 ci-dessous représente le cercle de corrélations entre les variables de départ (les valeurs varient en effet de -1 à 1 sur les deux axes qui en réalité représentent les deux premières composantes principales). L'information de cette figure n'est rien d'autre que celle contenue dans le tableau présentant les corrélations entre chacune des variables de départ et chacune des deux premières composantes principales. Il faut préciser que le tableau donne des précisions sur les valeurs, ce que nous n'avons pas avec la figure qui permet quand même d'avoir une idée de la tendance globale.

Dans le premier graphique, le fait que Dim 1 capture 54,41% de la variance et qu'il soit fortement associé aux variables de contamination minérale (PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NO_3^- , pH) souligne le rôle majeur des lixiviats dans l'enrichissement en ions polluants dans l'eau. La forte corrélation entre ces ions et le pH montre également que l'acidité ou l'alcalinité de l'eau est influencée par la présence de lixiviats, ce qui peut avoir des effets importants sur la biologie aquatique et la santé des écosystèmes environnants. La minéralisation de l'eau, mise en évidence par Dim 1, témoigne de l'imprégnation des nappes phréatiques par les déchets, suggérant un risque accru d'eutrophisation et d'altération des équilibres chimiques naturels.

Les matières en suspension (MES) et la température, qui varient de manière moins marquée avec Dim 1, sont captées par Dim 2. Cela indique que, bien que les lixiviats impactent principalement la pollution minérale, des facteurs physiques comme la température, qui affecte la solubilité et la dynamique des particules, jouent un rôle distinct. Cette séparation des dimensions souligne l'importance d'évaluer simultanément les effets chimiques et physiques pour mieux comprendre l'impact du lixiviat sur la qualité des eaux souterraines.

Dans le second graphique, l'analyse de Dim 3 met en avant un aspect complémentaire : l'influence des ions comme Na^+ , K^+ et HCO_3^- sur l'alcalinité de l'eau. La présence significative de ces ions, souvent associés à des activités anthropiques et aux processus de lixiviation, indique que les lixiviats ne causent pas seulement une pollution ionique mais modifient également les propriétés physico-chimiques de l'eau, créant des conditions potentielles pour une réaction biochimique accrue. L'association entre NO_2^- et les paramètres de Dim 3 renforce cette idée, suggérant que la pollution organique et chimique pourrait être le résultat des mêmes sources de lixiviat, créant une synergie complexe entre les contaminants.

En résumé, le lixiviat produit par l'ancienne décharge d'Agoè-Nyivé représente une menace significative pour la qualité de l'eau, impactant à la fois la minéralisation ionique (comme le montre Dim 1) et les propriétés physico-chimiques telles que l'alcalinité (illustrée par Dim 3). Cette interconnexion indique que les processus de contamination sont à la fois chimiques et physiques, nécessitant une approche intégrée pour gérer et atténuer les impacts sur les nappes phréatiques et les écosystèmes aquatiques. La séparation nette des paramètres de pollution sur les plans Dim 1 - Dim 2 et Dim 1 - Dim 3 fournit une base solide pour élaborer des stratégies de suivi et de remédiation adaptées aux défis posés par la pollution due aux lixiviats.

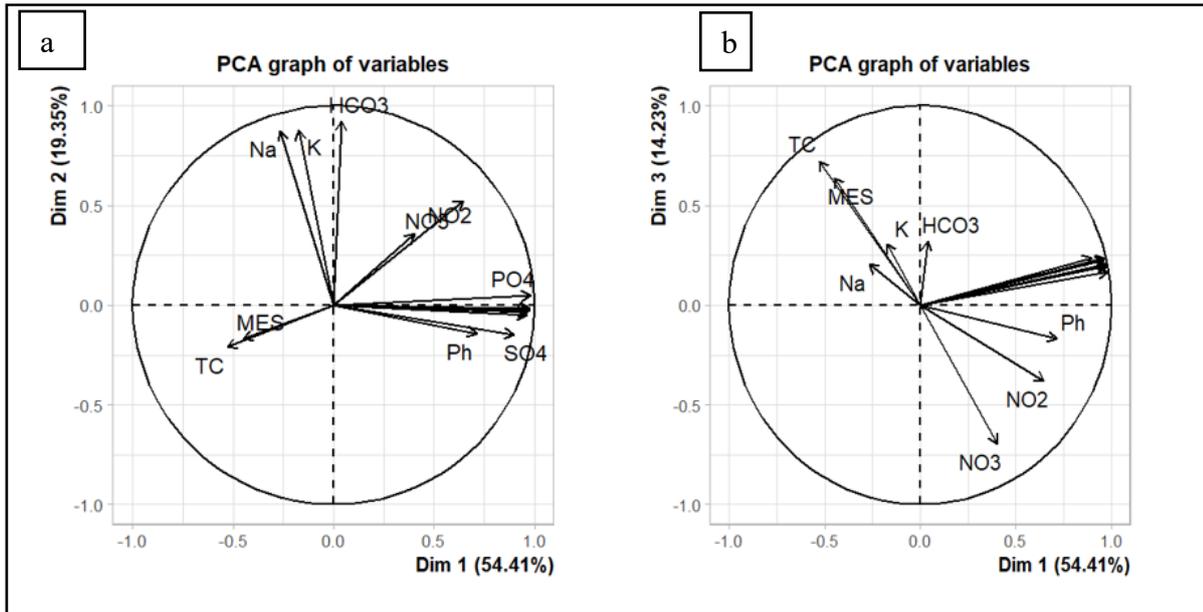


Figure 22 : Cercle de corrélations entre les variables de départ : a (Dim 1 et Dim 2) et b (Dim 1 et Dim2).

3.5.3. Projection des groupes d'accessions dans le système d'axe formé par (a) CP1 et CP2, (b) CP1 et CP3

Les figures a et b présentent la projection des échantillons des **forages (F1 à F8)**, des **puits (P1 et P2)**, ainsi que du **lixiviat (L)**, dans les plans formés respectivement par **Dim1 et Dim2** d'une part, et **Dim1 et Dim3** d'autre part. L'analyse de la projection des individus montre que les échantillons se répartissent en trois groupes en fonction des paramètres étudiés dans l'eau souterraine.

Plan Factoriel Dim 1 - Dim 2 (CP1 et CP2)

Dans le cadre de cette analyse, le premier groupe, représentant le lixiviat (L), se distingue clairement sur la droite du premier axe (Dim 1). Cette position met en lumière une concentration élevée de contaminants typiques du lixiviat. En effet, l'association significative avec Dim 1, qui explique 54,41 % de la variance, indique que ce point est principalement influencé par la pollution ionique issue des déchets. Les paramètres tels que le PO_4^{3-} , le SO_4^{2-} , le NO_3^- et le pH montrent une forte corrélation, illustrant ainsi l'impact direct des lixiviats sur la composition chimique de l'eau.

En revanche, le deuxième groupe, composé des forages F1, F7 et F8, se situe dans le quadrant supérieur gauche. Ce groupe est principalement influencé par Dim 2, qui explique 19,35 % de

la variance. Son éloignement du lixiviat suggère soit une influence minimale de la pollution directe, soit des caractéristiques physico-chimiques spécifiques qui pourraient résulter de conditions géologiques ou hydrologiques particulières. Ainsi, ces forages semblent moins contaminés par les lixiviats en comparaison avec d'autres échantillons.

Le troisième groupe, englobant les forages F2, F3, F4, F5, F6, ainsi que les puits P1 et P2, est localisé dans le quadrant inférieur gauche, où il regroupe des échantillons ayant des caractéristiques physico-chimiques similaires. Bien que ces échantillons montrent une certaine influence de la pollution, celle-ci est moins marquée qu'au niveau des lixiviats. Leur proximité dans le plan Dim 1 - Dim 2 suggère des processus de diffusion ou de dilution des polluants, ce qui pourrait refléter une homogénéité des conditions environnementales au sein de ce groupe.

Plan Factoriel Dim 1 - Dim 3 (CP1 et CP3)

Dans le plan Dim 1 - Dim 3, le lixiviat maintient sa position isolée sur Dim 1, ce qui renforce une fois de plus la singularité de sa composition, caractérisée par des concentrations élevées de contaminants. Cette cohérence entre les deux plans confirme que le lixiviat possède des propriétés chimiques distinctives, résultant sans doute de la pollution intense liée aux déchets.

Pour le deuxième groupe, qui comprend les forages F2 à F8 ainsi que le puits P1, les échantillons s'organisent dans le quadrant central gauche, formant ainsi un ensemble homogène. Cet alignement indique une similitude chimique qui semble être le résultat d'une influence équilibrée des conditions environnementales, ainsi qu'une moindre contamination par les lixiviats. En d'autres termes, ces points d'échantillonnage sont affectés par des processus de diffusion moins prononcés.

Le dernier groupe, constitué uniquement du forage F1, se démarque dans ce plan en étant influencé par Dim 3, qui explique 14,23 % de la variance. Sa position distincte pourrait refléter des caractéristiques physico-chimiques particulières, possiblement liées à des facteurs géologiques spécifiques ou à une profondeur différente. Ainsi, Dim 3, qui englobe des paramètres physico-chimiques plus subtils, pourrait révéler la présence de certaines concentrations ioniques ou des conditions environnementales propres à ce forage.

Comparaison et Interprétation des Projections

En examinant les résultats, l'isolation constante du lixiviat dans les deux plans souligne sa composition chimique unique et sa forte concentration en polluants. Cela confirme le rôle du lixiviat comme source significative de contamination, ayant un impact notable sur la qualité des

eaux souterraines. Par ailleurs, l'homogénéité relative observée parmi les forages et puits dans les deux plans met en évidence des similarités chimiques, tout en soulignant les variations dues à des facteurs environnementaux ou hydrogéologiques. Plus précisément, dans le plan Dim 1 - Dim 2, les points F2 à F6 et P1 et P2 forment un groupe homogène, tandis que dans le plan Dim 1 - Dim 3, le forage F1 se distingue davantage. Cela indique que certains paramètres spécifiques, mis en évidence par Dim 3, influencent particulièrement certains points d'échantillonnage, possiblement en raison de conditions locales distinctes.

La dimension supplémentaire apportée par Dim 3 offre une perspective enrichissante sur les caractéristiques physico-chimiques des échantillons. Bien qu'elle semble capter des paramètres moins influents dans l'explication de la variance totale, elle introduit des nuances cruciales, surtout pour des échantillons comme F1, qui pourraient être associés à des concentrations spécifiques ou à des processus environnementaux moins dominants.

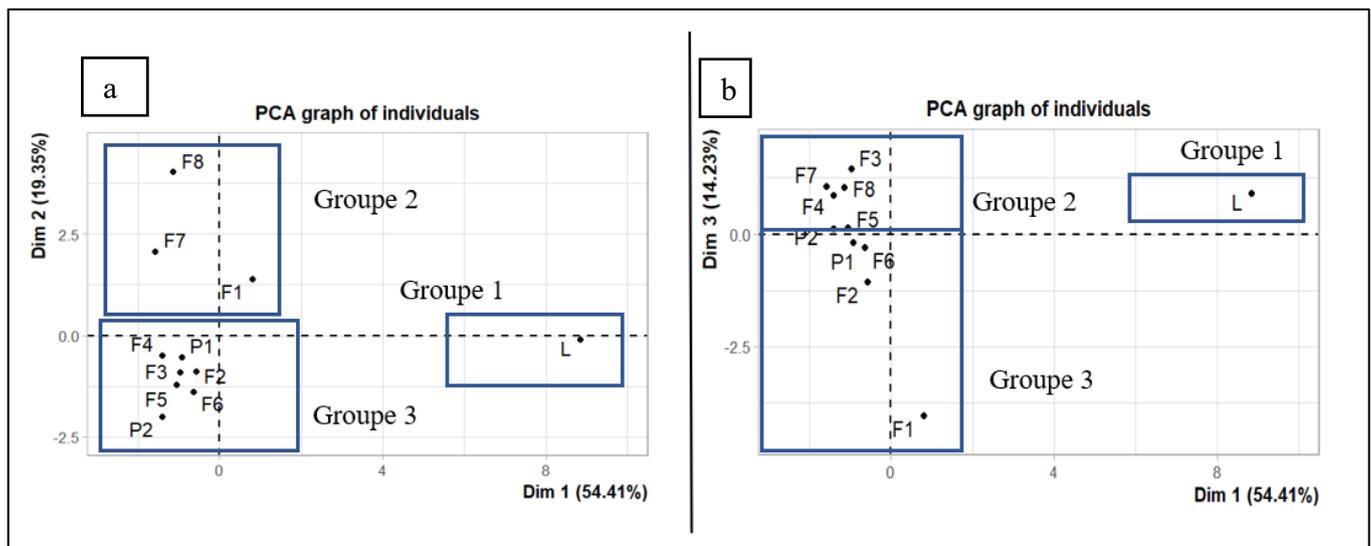


Figure 23 : Projection des groupes d'accessions dans le système d'axe formé par (a) CP1 et CP2, (b) CP1 et CP3

3.6. Dispersion des contaminants de la décharge : Impacts et atténuation

L'analyse approfondie des résultats obtenus permet de mettre en évidence un impact différencié de la pollution issue de l'ancienne décharge publique d'Agoè Nyivé sur les différents points d'eau échantillonnés. Ainsi, certains ouvrages se distinguent par des niveaux de contamination plus importants, révélant une vulnérabilité accrue.

Les forages F3, F4, F5 et F6, de par leur proximité immédiate avec la décharge et leur position en aval hydraulique, présentent systématiquement les concentrations les plus élevées en ions majeurs tels que les chlorures et les sulfates, ainsi qu'en métaux lourds. Cette répartition spatiale de la contamination s'explique aisément par la direction d'écoulement de la nappe, orientée de la décharge vers l'est et le sud-est. Il est donc logique que les points d'eau situés dans cette trajectoire soient les plus exposés à la pollution par les lixiviats.

De même, les puits P1 et P2 montrent des signes de contamination marquée, notamment en termes de conductivité, de matière organique et de contamination bactériologique. À l'inverse, le forage F1 se distingue par des concentrations élevées en nitrates et en chrome, tandis que le forage F7 présente la concentration la plus importante en nickel.

Cette disparité dans la répartition spatiale de la pollution s'explique par les mécanismes de contamination des eaux souterraines, tels que décrits par (Chofqi, 2004). D'une part, une contamination directe peut avoir lieu au niveau des zones où la nappe est en contact avec les déchets, favorisée par la faible profondeur de la nappe (5 à 10 m selon le DAGL). D'autre part, une contamination indirecte par infiltration et percolation des lixiviats à travers le sol et la zone non saturée peut également se produire, facilitée par la nature sablo-argileuse des terrains.

Cependant, il convient de noter que les concentrations mesurées dans les eaux souterraines restent généralement inférieures à celles du lixiviat brut, ce qui suggère l'existence de processus d'atténuation naturelle. Comme l'ont souligné Yanful et *al.* (1988) et Howari (2004), plusieurs mécanismes tels que la filtration mécanique, l'adsorption, les réactions d'oxydo-réduction et la biodégradation peuvent contribuer à réduire la charge polluante lors du transfert des lixiviats vers la nappe.

3.7.Synergie entre prospection géophysique et analyses géochimiques

La convergence des données géophysiques issues de la prospection magnétique et de la Tomographie de Résistivité Électrique (TRE) ainsi que des analyses géochimiques constitue un atout majeur pour la caractérisation du panache de contamination de la nappe phréatique à Agoe Nyivé. Cette approche intégrée permet non seulement de visualiser l'étendue de la contamination, mais également de comprendre les processus dynamiques qui affectent les ressources en eau souterraine.

En premier lieu, une analyse comparative des anomalies magnétiques et des zones de faible résistivité révèle des corrélations significatives. Le couloir d'écoulement identifié sur les cartes magnétiques s'étendant du Nord vers le sud et qui disparaît quand on va en profondeur (72-150m) sont en concordance avec les zones à faibles résistivités identifiées par la TRE. Les

faibles résistivités mesurées entre 15 et 23 mètres de profondeur indiquent des accumulations de lixiviats s'inscrivant dans une tendance cohérente avec la présence de contaminants, corroborant ainsi l'idée d'une migration verticale du lixiviat. Cette concordance entre les anomalies magnétiques et les zones de faible résistivité illustrent non seulement la localisation des matériaux polluants, mais établit également des corrélations importantes quant à leur dynamique d'infiltration. Tandis que la magnétométrie suggère une atténuation des anomalies avec la profondeur, la TRE précise l'étendue verticale du panache, atteignant localement 23,5 mètres.

En se basant sur des données géochimiques, on note que les forages F3, F4, F5 et F6, qui coïncident avec les zones de forte pollution, montrent des concentrations élevées en ions majeurs, métaux lourds et contaminants organiques. Cette concordance entre les résultats géophysiques et géochimiques atteste de la dynamique de contamination, qui semble s'étendre vers l'est et le sud-est, en accord avec le sens d'écoulement de la nappe phréatique. Les analyses hydro chimiques révèlent également un faciès chloruré sodique et potassique, confirmant l'influence des lixiviats sur la qualité des eaux souterraines.

Ainsi, la convergence des données obtenues par ces différentes techniques renforce les conclusions des études environnementales menées sur site et permet d'orienter efficacement les stratégies de gestion de l'eau et de dépollution nécessaires pour protéger les ressources hydriques de la région.

CONCLUSION

Au terme de cette étude sur la caractérisation géophysique et géochimique de la propagation du lixiviat issu de l'ancienne décharge d'Agoè-Nyive au sud du Togo, nous avons pu mettre en évidence plusieurs aspects clés concernant la contamination de cette ressource vitale. Cette recherche, ancrée dans une approche scientifique rigoureuse, a intégré des méthodes géophysiques et géochimiques pour dresser un panorama complet de l'impact environnemental de cette décharge.

Tout d'abord, les résultats des prospections géophysiques, notamment par Tomographie de Résistivité Électrique (TRE) et mesures magnétiques, ont permis de cartographier les zones de contamination du sous-sol. Les anomalies détectées à la fois en surface et à des profondeurs variées indiquent une migration significative du lixiviat, indiquant une interaction préoccupante avec les aquifères. La TRE a mis en lumière des zones de faible résistivité, corrélées avec la résistance typique du lixiviat, renforçant l'hypothèse de la présence d'un panache de contamination particulièrement marqué aux profondeurs intermédiaires de la nappe s'étendant jusqu'à 23,5 mètres de profondeur.

La caractérisation des lixiviats d'une décharge nous renseigne sur la nature et, l'ampleur de la charge polluante que génèrent les déchets à la suite de leurs interactions avec le milieu et en particulier avec l'eau. L'étude a ainsi montré que les lixiviats de la décharge non contrôlée d'Agoè-Nyivé se caractérisent par des variations spatiales assez prononcées. Les lixiviats de la décharge d'Agoè-Nyivé présente les caractéristiques d'une décharge d'âge intermédiaire où la phase méthanogène est en ces début. En outre, l'analyse physico-chimique et

bactériologique des échantillons d'eau prélevés dans les puits et dans les forages environnants révèle une dégradation significative de la qualité des eaux souterraines. La présence d'éléments polluants tels que les nitrates, ammoniums, sulfates et métaux lourds, ainsi qu'une contamination microbiologique élevée, soulève des préoccupations majeures pour la santé publique et l'environnement. Les concentrations en métaux, en particulier en fer et arsenic, dépassent les normes de potabilité établies par l'Organisation Mondiale de la Santé, positionnant ces ressources en danger pour les populations environnantes. Cette étude souligne également les impacts cumulatifs des lixiviats sur les ressources en eau, accentués par des conditions géologiques favorables à l'infiltration des contaminants. Rappelons qu'un sous-sol même imperméable s'altère avec le temps et facilite la contamination des eaux souterraines ; ceci est d'autant plus important que le lixiviat de la décharge d'Agoè-Nyivé n'est pas drainé.

Face à l'impact alarmant de la pollution de la nappe phréatique par le lixiviat sur la santé des habitants d'Agoè-Nyivé, nous suggérons quelques mesures limitant la pollution et les nuisances.

Nous citerons à titre d'exemple les points suivants :

- ✓ Mise en place d'une collecte sélective des produits recyclables au niveau des ménages, des administrations et des industries. Cette mesure permettra de réduire le volume des déchets mis en décharge,
- ✓ Procéder 'à une couverture finale de la partie exploitée de la décharge
- ✓ Aération prolongée des lixiviats en fosse et leur évacuation de la décharge d'Agoè-Nyivé vers la station d'épuration d'Akekpe.

Rappelons que le DAGL a engagé des efforts de réhabilitation de l'ancienne décharge publique, dans le but de réduire, ne serait-ce qu'en partie, le risque que celle-ci représente pour la santé des populations environnantes ainsi que pour la nappe phréatique. Cette initiative constitue une première étape significative vers l'atténuation des conséquences environnementales et sanitaires liés à la contamination des ressources en eau.

Limites de l'étude et recherches futures : Bien que cette étude fournisse une caractérisation détaillée de la pollution, certaines limites subsistent, notamment dans la compréhension des mécanismes de transport des contaminants à long terme. Des recherches futures pourraient se concentrer sur :

1. La modélisation hydrogéologique du transport des contaminants pour prédire l'évolution future de la pollution ;
2. L'évaluation des risques sanitaires à long terme pour les populations exposées ;
3. L'étude des processus d'atténuation naturelle et leur potentiel pour la remédiation du site ;
4. Faire des analyses hydrogéologiques saisonnière du lixiviat et des eaux souterraines.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ABDI (1993). Cours de réacteurs biologique ; E.N.P, 34-50.

Abed Hicham, Ahmed Esamil, Mohammed Barrahi, Nadia Chahboun, Ahmed Khadmaoui, & Mourad Ouhssine (2014). Evaluation analytique de la qualité microbiologique des eaux de lixiviats de la décharge publique de Kénitra/[Analytical Evaluation of the microbiological water quality of landfill leachate Kenitra]. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 7(3), 1225.

Aggeri, François. (2005). L'environnement en quête de théories. *Natures Sciences Sociétés*, 13(2), 138-140.

Aghzar Nadia, Hassan Berdai, Abdelkhalek Bellouti, & Bouchaib Soudi (2002). Pollution nitrique des eaux souterraines au Tadla (Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 15(2), 459-492.

AKPAKI Joseph Adam, GBEDO Victor, & N'BESSA Benoît (2019). Thème : Les déchets solides ménagers à Cotonou : Un défi d'assainissement urbain.

Appelo Claude & Dieke Postma (1993). *Geochemistry, groundwater and pollution*, 99.

Attou Fadila (1990). Caractérisation du lixiviat de la décharge d'Oued Smar et estimation de son impact sur la nappe souterraine [Thesis], 8-15.

Badassan Tarek El-Ebid, Awomavi Moudji Djahassou Avumadi, Kossi Ouro-Sama, Komlan Gnandi, Sandrine Jean-Dupuy, & Jean-Louis Probst (2020). Geochemical composition of the Lomé lagoon sediments, Togo : Seasonal and spatial variations of major, trace and rare earth element concentrations. *Water*, 12(11), 3026.

Barres, Bouster, Colin, Navarro, Pillay, Revin, Roulph, Roussy, Veron, Ziane, Henin; CC E. (1985). Etude bibliographiques sur les lixiviats produits par la mise en décharge de déchets industriels. CCE. <https://side.developpementdurable.gouv.fr/ACCRDD/doc/SYRACUSE/60255/etude-bibliographiques-sur-les-lixiviat-produits-par-la-mise-en-decharge-de-dechets-industriels>, 50-70.

Barker Raymond (1981). The Offset System of Electrical Resistivity Sounding and Its Use with a Multicore Cable. *Geophysical Prospecting*, 29(1).

Belle Erwan (2008). Évolution de l'impact environnemental de lixiviats d'ordures ménagères sur les eaux superficielles et souterraines, approche hydrobiologique et hydrogéologique. Site d'étude : Décharge d'Étuefont (Territoire de Belfort–France) [PhD Thesis, Université de Franche-Comté], 120-200.

Bodjona Bakari, Sadia Tchegueni, Dosso Daniel Bafai, Mohamed El Meray, & Mohamed Zamama (2018). Extraction chimique des métaux lourds des argiles de la décharge finale d'Agoè-Nyivé au Togo. *Environnement, Ingénierie & Développement*, N°78-décembre 2018, 7755.

- Bordalo Amílcar Augusto & Joana Savva-Bordalo** (2007). The quest for safe drinking water : An example from Guinea-Bissau (West Africa). *Water Research*, 41(13), 2978-2986.
- Borgne Etienne** (1955). Susceptibilité magnétique anormale du sol superficiel, 45-100.
- Bruno Michel & Alain Turq** (2023). Michel Lenoir. Préhistorien-Géologue (1947-2023). *PALEO. Revue d'archéologie préhistorique*, 33, Article 33.
- Chalikakis, Kostas.** (2006). Application de méthodes géophysiques pour la reconnaissance et la protection de ressources en eau dans les milieux karstiques [Phdthesis, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI], 70.
- Charlene.** (2020, novembre 15). Prospection magnétique : Comment ça marche ? Association MégaNéo. <https://www.meganeofr/prospection-magnetique-comment-ca-marche>, 5-8.
- Chennaoui** (2011). Etude de la qualité physicochimique et bactériologique de la nappe. *Afrique Science : Revue Internationale Des Sciences et Technologie*, 3-17.
- Chofqi Ahmed** (2004). Mise en évidence des mécanismes de contamination des eaux souterraines par les lixiviats d'une décharge incontrôlée (El Jadida-Maroc) : Géologie, hydrogéologie, géo électrique, géochimie et épidémiologie, 4-10.
- Chofqi Ahmed, Abdelhakim Younsi, Jacques Mania, Jacques Mudry, & Alain Véron** (2007). Lixiviat de la décharge publique d'El Jadida (Maroc) : Caractérisation et étude d'impact sur la nappe phréatique. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 1-9.
- Comte Jean-Christophe** (2008). Apport de la tomographie électrique à la modélisation des écoulements densitaires dans les aquifères côtiers—Application à trois contextes climatiques contrastés (Canada, Nouvelle-Calédonie, Sénégal), 16-20.
- Dabire Jean & Arouna Gango** (2018). Retour d'expérience : Programme de sélection d'équipements et infrastructures de gestion des déchets adaptés au contexte des villes secondaires d'Afrique de l'Ouest. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 30-31.
- Dahlin Tomas** (1989). A cable system for automated vertical electrical sounding. *Geoexploration*, 26, 48-49.
- Dahlin Tomas** (1993). Automation of 2D resistivity surveying. 55th EAEG Meeting. 55th EAEG Meeting, Stavanger, Norway, 15-16.
- Dahlin Tomas** (2001). The development of DC resistivity imaging techniques. *Computers & Geosciences*, 27, 1019-1029.
- Dahlin Tomas & Bing Zhou** (2004). A Numerical Comparison of 2D Resistivity Imaging with Ten Electrode Arrays. *Geophysical Prospecting*, 52, 379-398.
- Dégbey Christophe, Mathieu Makoutodé, Emile Martin Ouendo, & Christiane De Brouwer** (2010). Pollution physico-chimique et microbiologique de l'eau des puits dans la Commune d'Abomey-Calavi au Bénin en 2009. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4(6), 20-26.

- Dégbey Christophe, Mathieu Makoutodé, Emile-Martin Ouendo, Boniface Fayomi, & Christiane De Brouwer** (2008). La qualité de l'eau de puits dans la commune d'Abomey-Calavi au Bénin. *Environnement, Risques & Santé*, 7, 279-283.
- Dey Anirban & Herbert F. Morrison** (1979). Resistivity modeling for arbitrarily shaped three-dimensional structures. *GEOPHYSICS*, 44(4), 753-780.
- Directive 91/676/CEE** du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles, 6.
- Durand Mireille** (2012). La gestion des déchets dans une ville en développement : Comment tirer profit des difficultés actuelles à Lima ? *Flux*, 1, 18-28.
- Er-Raioui Hicham, Saliha Bouzid, Soumaya Khannous, & Mohammed Abdelkader Zouag** (2011). Contamination des eaux souterraines par le lixiviat des décharges publiques : Cas de la nappe phréatique R'Mel (Province de Larache-Maroc Nord-Occidental). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5(3).
- Fetter Charles Willard** (2018). *Applied Hydrogeology : Fourth Edition*. Waveland Press, 200.
- Finlay Chris, Stefan Maus, Cormac Beggan, Tatiana Bondar, Alban Chambodut, Tatyana Chernova, Arnaud Chulliat, Vladimir Golovkov, Brian Hamilton, Mohamed Hamoudi, Rolf Holme, Gauthier Hulot, Weijia Kuang, Benjamin Langlais, Vincent Lesur, Frederick Lowes, Hans Lühr, Susan Macmillan, Mioara Manda, & Tatiana Zvereva** (2010). International Geomagnetic Reference Field : The eleventh generation. *Geophysical Journal International*, 183(3), 1216-1230.
- Florent Eric Olivier, Michel Laurent, Timothée Marc, Amarèze Ferdinand Marcel, Benoît Florent, & Serigne Fallou** (2019). Prospection Hydrogéologique et Géophysique du Système Aquifère du Plateau de Mbé, District de Ngabé, Congo. *European Scientific Journal ESJ*, 15(30).
- Formoso Bénédicte** (2019). Sandrine Revet, Les Coulisses du monde des catastrophes « naturelles ». *L'Homme. Revue française d'anthropologie*, 231-232, Article 231-232.
- Frioua Said** (2015). Localisation et caractérisation des zones sources de pollution des ressources en eau de la ville de Biskra à l'aide de SIG [Master's Thesis], 125-136.
- Garcia Jean-Louis, Pierre Roger, & Centre d'Études de Marseille-Luminy** (2000). Le cycle du soufre. Publié par l'Université de Provence, Université de la Méditerranée, 45-80.
- Gouhier Jean** (1987). *Économie des déchets* ; 17-20p.
- Geotomo Res2DInv** (s. d.). Aarhus GeoSoftware, 56.
- Griffiths, D. H., Turnbull, J., & Olayinka, A. I.** (1990). Two-dimensional resistivity mapping with a computer-controlled array. *First Break*, 8(4). <https://doi.org/10.3997/1365-2397.199000>

- Griffiths David** (2017). Introduction to Electrodynamics, 60.
- Hallof Peter** (1957). On the interpretation of resistivity and induced polarization field measurements [Thesis, Massachusetts Institute of Technology]. <https://dspace.mit.edu/handle/1721.1/54400>
- Hinze William, Ralph von Frese, & Ali Saad** (2013). Gravity and Magnetic Exploration, Principles, Practices, and Applications by Hinze, vonFrese and Saad, 2013, 48.
- Isa Zakaria, Stanislas Grusenmeyer, & Willy Verstraete** (1986). Sulfate Reduction Relative to Methane Production in High-Rate Anaerobic Digestion : Technical Aspects. Applied and Environmental Microbiology, 51(3), 572-579.
- Islam Saiful, Khorshed Ahmed, Habibullah-Al-Mamun, & David Eaton** (2017). Arsenic in the food chain and assessment of population health risks in Bangladesh. Environment Systems and Decisions, 37(3), 344-352.
- Johansen Hans** (1977). A Man/Computer Interpretation System for Resistivity Soundings Over a Horizontally Stratified Earth. Geophysical Prospecting, 25(4), 667-691.
- Kanohin Fulvie, Epse Otchoumou, Ossey Bernard Yapo, Brou Dibi** (2017). Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de Bingerville. International Journal of Biological and Chemical Sciences, 11(5), Article 5.
- Kéita Modibo** (2001). Partenariat entre la municipalité et la société civile : Exemple de la gestion des déchets urbains à Bamako. International Institute for Environment and Development, 67.
- Kerbachi, & Belkacemi** (1994). Caractérisation et évolution des lixiviats de la décharge d'Oued-Smar à Alger, 2-26.
- Kharmouz** (2013). L'étude de l'impact des lixiviats de l'ancienne décharge publique de la ville d'Oujda (Maroc oriental) sur la qualité physicochimique des eaux souterraines et superficielles. LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680 / E-ISSN 2521-9782, 16, Article 16.
- Khattabi Hicham** (2002). Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydro biologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Étueffont (Belfort, France) [PhD Thesis, Besançon], 110-136.
- Hicham Khattabi, Lotfi Aleya, Jacky Mania, Hervé Grisey** (2001). Évolution temporelle de la composition du lixiviat d'une décharge à ciel ouvert. Environnement, Ingénierie & Développement, N°21-1er trimestre 2001, 7-10.
- Kunetz Geza** (1966). Principles of direct current resistivity prospecting. <https://www.semanticscholar.org/paper/Principles-of-direct-current-resistivity-Kunetz,60>.

- Lawrence & McCarty** (1970). Unified Basis for Biological Treatment Design and Operation. Journal of the Sanitary Engineering Division, 46p.
- Kenneth Mellanby** (1976) : Livre : Biologie de la pollution, 20-27p.
- Lowrie William** (1997): Fundamentals of geophysics, 17p.
- Loke** (2001). Tutorial : 2-D and 3-D Electrical imaging surveys, 11.
- Loke, Acworth, & Dahlin** (2003). A comparison of smooth and blocky inversion methods in 2D electrical imaging surveys. Exploration Geophysics, 34, 182-187.
- Loke & Barker** (1996). Practical techniques for 3D resistivity surveys and data inversion. Geophysical Prospecting, 44(3), 499-523.
- Loke & Dahlin** (2002). A comparison of the Gauss–Newton and quasi-Newton methods in resistivity imaging inversion. Journal of Applied Geophysics, 49(3), 149-162.
- Lovley & Phillips** (1987). Competitive Mechanisms for Inhibition of Sulfate Reduction and Methane Production in the Zone of Ferric Iron Reduction in Sediments. Applied and Environmental Microbiology, 53(11), 2636-2641.
- Barres, Bouster, Colin, Navarro, Pillay, Revin, Roulph, Roussy, Veron, Ziane, Henin** (1985). Étude bibliographique sur les lixiviats produits par la mise en décharge de déchets industriels, 20p.
- Marescot** (2003). Un algorithme d'inversion par moindres carrés pondérés : Application aux données géophysiques par méthodes électromagnétiques en domaine fréquence, 18p.
- MAT** (2023). Levés magnétiques : Principes, applications » Sciences de la géologie. Geology Science, 25-30p.
- Mejbri, Matejka, Lafrance & Mazet** (2005). Fractionnement et caractérisation de la matière organique des lixiviats de décharges d'ordures ménagères. Revue des sciences de l'eau, 8(2), 217-236. <https://doi.org/10.7202/705220ar>
- Mejraoua, & Zine** (2017a). Caractérisation physico-chimique du Lixiviat de la décharge sauvage de Meknès. Euro Sci J, 13(33), 154-166.
- Mejraoua, & Zine** (2017b). Caractérisation Physico-Chimique Du Lixiviat De La Decharge Sauvage De Meknes. European Scientific Journal, ESJ, 13(33), 154. <https://doi.org/10.19044/esj.2017.v13n33p154>.
- Méry, Mtibaa, & Torre** (2009). Dynamiques de proximité et gestion des déchets : Application à la mise en décharge. 6èmes journées de la proximité, le temps des débats, 8 p.
- Milsom, & Eriksen** (2011). Field Geophysics. John Wiley & Sons, 6p.
- Monsaingeon** (2014). Le déchet durable : Éléments pour une socio-anthropologie du déchet ménager [Phdthesis, Université Panthéon-Sorbonne - Paris I], 25.

- Monteiro, Van Der Plas, Mohrholz, Mabile, Pascall, Joubert** (2006). Variability of natural hypoxia and methane in a coastal upwelling system : Oceanic physics or shelf biology? *Geophysical Research Letters*, 33(16).
- Nabighian, Grauch, Hansen, Lafehr, Pearson, Phillips** (2005). The historical development of the magnetic method in exploration. *Geophysics*, 70.
- Olliewood.** (2024). William Gilbert, le père de la magnétologie : Biographie et découvertes. *OLLIEWOOD*, 25p.
- OMS**, 2018 | IOMC-Toolbox ; Fiche technique sur l'arsenic, 1-3.
- Onibokun** (2001). La gestion des déchets urbains : Des solutions pour l'Afrique. IDRC, 50-60p.
- Oulaaross** (2009). Etude climatologique, hydrogéologique et géophysique du Sahel Côtier des Doukkala (Maroc). Apport de l'analyse statistique et de l'inversion des données géoélectriques à l'étude du biseau salé de la lagune de Sidi Moussa [PhD Thesis, Bordeaux 1], 102-103.
- Ozanne** (1990). Les lixiviats de décharges : Le point des connaissances en 1990, 289-312.
- Parasnis, Shafai & Kumar** (1986). Performance of star microstrip as a linearly and circularly polarised TM₂, 1 mode radiator. *Electronics Letters*, 9(22), 463-464.
- Payment, & Hartemann** (2005). Les contaminants de l'eau et leurs effets sur la santé. *Revue des sciences de l'eau*, 11, 199-210. <https://doi.org/10.7202/705338ar>
- Razak, & Zanguina** (2020). Caractérisation physico-chimique des lixiviats des décharges : cas de la décharge non contrôlée de Niamey 2000 (Niamey-Niger), 50-52p.
- Reshadi, Bazargan & McKay** (2020). A review of the application of adsorbents for landfill leachate treatment : Focus on magnetic adsorption. *Science of The Total Environment*, 731.
- Richiardi, Pignata, Fea, Bonetta & Carraro** (2023). Are Indicator Microorganisms Predictive of Pathogens in Water ? *Water*, 15(16), Article 16.
- Schlumberger** (1930). Étude sur la prospection électrique du sous-sol (2e édition, 1-1). Gauthier-Villars, 70p.
- Servais & Passerat** (2009). Antimicrobial resistance of fecal bacteria in waters of the Seine river watershed (France). *Science of The Total Environment*, 408(2), 365-372.
- Sokegbe, Djeri, Kogno, Kangnidossou, Mensah, Soncy & Ameyapoh** (2017). Les risques sanitaires liés aux sources d'eau de boisson dans le district n°2 de Lomé-commune : Cas du quartier d'Adakpamé. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 11(5).
- Spighel** (1957). Réalisation d'un magnétomètre et d'un mesureur de gradient de champ magnétique. *Journal de Physique Appliquée*, 18(S7), 108-111.

- Steck** (2018). Et Messan Lihoussou (ed.), 2018, Moderniser les ports ouest-africains, éditions EMS, 416 p.
- Stefanescu, Schlumberger & Schlumberger** (1930). Sur la distribution électrique potentielle autour d'une prise de terre ponctuelle dans un terrain à couches horizontales, homogènes et isotropes, 132-140 p.
- Tchobanoglous, Theisen & Vigil** (1993). Integrated Solid Waste Management : Engineering Principles and Management Issues, 265-280.
- William M. White** (2013). Geochemistry, 17p.
- Yalo Nicaise** (2014). Geophysical Contribution for the Mapping the Contaminant Plume of Leachate from Rubbish Dumpsite of Hevie, Benin. British Journal of Applied Science & Technology, 4, 127-143.
- Yandi, Bokobana, Mawussi, Koba & Sanda** (2024). Potentiel de bioaccumulation de quelques métaux lourds par *Moringa oleifera* L., plante sur sol de décharge dans la Ville de Lomé et ses banlieues au Togo. Agronomie Africaine, 36(1), Article 1.
- Zaafour, Chekchaki & Benslama** (2019). Diagnostic simplifié d'une décharge sauvage (extrême nord-est de l'Algérie). Environnement, Risques & Santé, 18(1), 49-59.

TABLE DES MATIERES

SOMMAIRE.....	i
DEDICACE.....	ii
REMERCIEMENTS	iii
LISTE DES FIGURES.....	v
LISTE DES TABLEAUX	vii
SIGLES ET ACRONYMES.....	viii
RESUME.....	ix
ABSTRACT	x
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	4
1.1. Revue de littérature	5
1.1.1. Clarification des concepts utilisés	5
1.2. Généralité sur les déchets.....	8
1.2.1. Classifications des déchets	8
1.2.2. Devenir des déchets.....	8
1.2.2.1. La mise en décharge	8
1.2.2.2. Incinération.....	9
1.2.2.3. Compostage.....	9
1.2.2.4. Recyclage	9
1.2.3. Problèmes de déchets de la ville de Lomé	9
1.2.4. Impact de la décharge d'Agoè-Nyivé sur l'environnement.....	10
1.3.1. Aspect biologique.....	10
1.3.2. Aspect physico-chimique	13
1.4. Conditions influençant la biodégradation de la matière organique	13
1.4.1. Les nutriments	13
1.4.2. Le pH.....	14
1.4.3. Potentiel redox.....	14
1.4.4. La température.....	15
1.4.5. L'humidité.....	15
1.4.6. Les inhibiteurs	15
1.4.6.1. Les alcalins et les alcalino-terreux	15
1.4.6.2. Les métaux	15
1.4.6.3. Sulfures.....	16
1.4.6.4. L'ammoniac	16

1.4.6.5.	Les hydrocarbures chlores.....	16
1.5.	Caractérisation des lixiviats	17
1.6.	Evolution de la qualité des lixiviats au cours de temps.....	17
1.7.	Pollution engendrée par les lixiviats.....	19
1.7.2.	La pollution hydrique	20
1.8.	Exploration géophysique : Dispositifs de mesure.....	20
1.9.	Les méthodes choisies dans le cadre de nos travaux.....	21
1.9.1.	Tomographie de Résistivité Électrique (TRE)	21
1.9.1.1.	Historique des Méthodes Géo-électriques à courant continu (DC).....	21
1.9.1.2.	Principe de la Tomographie de Résistivité Électrique (ERT).....	22
1.9.1.3.	Acquisition des données et dispositifs en ERT	23
1.9.2.	Magnétométrie	24
1.9.2.1.	Introduction au magnétisme des sols	24
1.9.2.2.	Principe théorique de la magnétométrie.....	25
1.9.2.3.	Champ magnétique terrestre.....	25
1.9.2.4.	Modèle du champ magnétique terrestre	26
1.9.2.5.	Traitement et Interprétation	28
1.9.2.6.	Contraintes et limites des appareils utilisés.....	29
CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES.....		31
2.1.	Matériel.....	32
2.1.1.	Situation géographique.....	32
2.1.2.	Relief et Topographie	33
2.1.3.	Contexte géologique.....	33
2.1.4.	Hydrogéologie.....	35
2.1.5.	Outils de collecte	36
2.1.6.	Outils de traitements et d'analyse de données.....	37
2.2.	Méthodes	38
2.2.1.	Recherche documentaire	38
2.2.2.	Échantillonnage	39
2.2.2.1.	Cartographie géophysique.....	39
2.2.2.2.	Prélèvements d'échantillons d'eaux souterraines.....	44
2.2.3.	Méthode de traitements et d'analyse des données	46
CHAPITRE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION.....		47
3.1.	Caractérisation géophysique.....	48
3.1.1.	Cartographie magnétique	49

3.1.2.	Résultat de la Tomographie de Résistivité électrique (TRE)	53
3.2.	Caractérisation du lixiviat de l'ancienne décharge publique d'Agoè-Nyivé.....	56
3.2.1.	Caractérisation physico-chimique et biologique des lixiviats.....	56
3.2.1.1.	Conductivité électrique, pH et MES	58
3.2.1.2.	Les éléments inorganiques	58
3.2.1.3.	La matière organique.....	60
3.2.2.	Les éléments métalliques	61
3.2.3.	Résultat bactériologique du lixiviat.....	63
3.3.	Évaluation de l'impact du lixiviat sur les eaux souterraines	64
3.3.1.	Résultats des paramètres physico-chimiques des eaux des puits et des eaux de forages	66
3.3.1.1.	Conductivité électrique	66
3.3.2.	Les éléments métalliques présentent dans les eaux souterraines	70
3.3.3.	Qualité bactériologique des eaux souterraines	71
3.4.	Analyse hydro chimique des eaux de puits et de forages.....	74
3.5.	Analyses en composantes principales les différents paramètres hydro chimiques...	75
3.5.1.	Valeurs propres et pourcentages exprimés pour les axes principaux	76
3.5.2.	Corrélation entre les variables.....	76
3.5.3.	Projection des groupes d'accessions dans le système d'axe formé par (a) CP1 et CP2, (b) CP1 et CP3.....	80
3.6.	Dispersion des contaminants de la décharge : Impacts et atténuation.....	82
3.7.	Synergie entre prospection géophysique et analyses géochimiques.....	83
	CONCLUSION	85
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	87