جامعة سيدي محمد بن عبد الله بفاس
UNIVERSITÉ SIDI MOHAMED BEN ABDELLAH DE FES

كلية العلوم ظهر المهراز فاس
FACULTE DES SCIENCES DHAR EL MAHRAZ FES

N° d'ordre : 58

Centre des Etudes Doctorales : Science et Technologie

Formation Doctorale : Ressources Naturelles environnement et développement durable (RNE2D)

Discipline : Géologie
Spécialité : Géosciences et Ressources Naturelles
Laboratoire : Laboratoire d'Ingénierie, d'Electrochimie, de Modélisation et d'Environnent (LIEME)

Thèse pour l'obtention de DOCTORAT

Apports de la géochimie, la géophysique, la géologie structurale et l'hydrogéologie dans l'évaluation des impacts environnementaux : cas de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed (Fès, Maroc)

Préparée par :

Youssra AHOUACH

Soutenue le **31/05/2023** devant le jury :

Nom et Prénom	Grade	Etablissement	Qualité
DRIDRI Abdellah	**PES**	Université Sidi Mohamed Ben Abdellah – Faculté des sciences - Fès	Président
TALEB Mustapha	**PES**	Université Sidi Mohamed Ben Abdellah – Faculté des sciences - Fès	Rapporteur & examinateur
EL MATI El Faleh	**PES**	Université Moulay Ismail Faculté des Sciences - Meknès.	Rapporteur & examinateur
TALEB Abdeslam	**PES**	Université Hassan II - Faculté des Sciences et Techniques -Mohammedia	Rapporteur & examinateur
BENSLIMANE Anasse	**PES**	Université Sidi Mohamed Ben Abdellah – Faculté des sciences - Fès	Examinateur
BOUSHABA Abdellah	**PES**	Université Sidi Mohamed Ben Abdellah – Faculté des sciences - Fès	Invité d'honneur
BAALI Abdennasser	**PES**	Université Sidi Mohamed Ben Abdellah – Faculté des sciences - Fès	Directeur de thèse

Année Universitaire : 2022-2023

Résumé de la thèse

Dans l'objectif de qualifier et de quantifier l'impact de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed (Fès), une approche multidisciplinaire basée sur la géochimie, la géophysique, la géologie structurale, l'hydrogéologie et l'analyse statistique des données physico-chimiques, a permis de mettre en évidence une contamination des sédiments des milieux hydriques en aval de la décharge par les éléments-traces métalliques (ETM) et des infiltrations de lixiviat à travers la semelle naturelle argileuse réputée imperméable. Des analyses des échantillons de lixiviats et de sédiments ont permis de montrer que la décharge, constituée de deux dépotoirs et quatre bassins de lixiviat, est une vraie menace pour l'environnement (contaminations des eaux de surface du sous-bassin versant de l'Oued Sebou et des eaux profondes) et la santé publique. Les sédiments en aval de la décharge présentent le long du profil d'échantillonnage des valeurs de pH de 7,34 à 8,21 (contre 7,96 – 8,82 pour les échantillons témoins) et celles de conductivité électrique fluctuent entre 1.21 ms/cm et 5.37 ms/cm pour les sédiments contaminés (contre 0,8 ms/cm pour les sédiments témoins). L'analyse des éléments traces métalliques dans les sédiments montre que leurs teneurs varient légèrement d'un point de prélèvement à l'autre. Aussi, ils ne présentent pas de variation considérable en allant de la surface (0 cm) vers la profondeur (20cm). En effet, l'impact environnemental négatif de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed est clairement souligné à la fois par (i) les valeurs des différents indices de pollution qui indiquent une détérioration forte et progressive le long du talweg et (ii) l'analyse statistique (ACP) qui révèle une origine commune des polluants déduits à travers la forte corrélation entre la majorité d'éléments analysés. L'étude structurale d'une bonne partie de la Plaine de Saiss a permis d'identifier l'existence de réseaux de failles généralement de direction NE-SW et NW-SE. En plus des failles majeures soulevées, une fracturation intense des argilites est nettement remarquable dans l'ensemble de la région. A la base de ces constats, l'utilisation de la tomographie électrique a pu mettre en exergue les infiltrations et les accumulations du panache de lixiviat. Ce dernier est délimité en plages de conductivité là où le substratum est fragilisé par les failles et fractures. L'étendue probable de ce panache, déduite des résultats, est clairement identifiée avec un sens d'écoulement vers le NE. Les estimations du bilan hydrique indiquent qu'un volume important de lixiviat s'est infiltré dans le sous-sol argileux, même si ce substratum est réputé imperméable. Les valeurs de pertes ou d'infiltrations sont comprises entre 30,7 et 42% de la pluie efficace et confirment la présence du panache détecté par les profils tomographiques. Le suivi quotidien des débits restitués aux collecteurs et le calcul de la pluie efficace ont permis d'identifier la dynamique de recharge et de décharge en lixiviat.

Mots clés : Géochimie, Eléments traces métalliques (ETM), Indices de pollution, ICP-AES, Contamination des sédiments, Infiltration de lixiviat, Géophysique, Tomographie électrique, Géologie structurale, Hydrogéologie, Bilan hydrique, Impact environnemental, Décharge contrôlée d'Ouled M'hmed, Fès, Maroc.

Remerciement

Après avoir terminé ce travail avec une grande satisfaction, je ressens une expérience inoubliable, remplie de rencontres enrichissantes, de collaborations fructueuses et de discussions stimulantes. Cela a été une véritable aventure humaine, avec ses moments difficiles mais aussi ses moments de bonheur. Je souhaite exprimer ma profonde gratitude envers toutes les personnes qui m'ont soutenu et accordé leur confiance, car sans eux, ce travail n'aurait probablement pas été possible.

Tout d'abord, je tiens à remercier chaleureusement mes directeurs de thèse, le Pr. BAALI Abdennasser et le Pr. BOUSHABA Abdellah, pour leurs précieux conseils dans les moments de doute, leur accompagnement dans mes choix et leur soutien face aux difficultés. J'ai énormément appris à leurs côtés, ils ont été des guides essentiels tout au long de cette thèse.

Ensuite, je souhaite exprimer ma gratitude envers le Pr. TALEB Mustapha, le Pr. TALEB Abdeslam et le Pr. EL FALEH El Mâti pour avoir accepté de rapporter cette thèse, ainsi que le Pr. DRIDRI Abdallah pour avoir accepté de présider le jury. J'adresse également mes remerciements les plus sincères aux autres membres du jury qui ont accepté d'examiner ce travail de thèse, notamment BENSLIMANE Anasse. C'est pour moi un immense honneur et un réel plaisir de présenter mon travail devant ces personnalités.

Je tiens également à exprimer mes sincères remerciements à tous les enseignants du département de la géologie de la faculté des sciences Dhar El Mahrez et à tous les doctorants que j'ai rencontrés et avec qui j'ai partagé de bons moments d'échange de connaissances et d'expériences sur le terrain et au Laboratoire d'Ingénierie, Électrochimie, Modélisation et Environnement (LIEME) : le Dr. Oualid HAKAM, le Dr. Khalil Azennoud, le Pr. Amine Couscous, le Dr. El Hamdani Nadia, Lyazdi Aziza et Bourchachen Mariam. Je remercie également tous les membres de la société Africa-géoservice représenté par son directeur, Dr. CHIBOUT Said.

Enfin, je souhaite exprimer ma gratitude envers les membres de ma famille proche et élargie, qui ont contribué à façonner la personne que je suis aujourd'hui. Je leur suis reconnaissant pour leur compréhension et leur acceptation de mon absence durant ces années, ainsi que pour leur soutien inconditionnel qui a rendu mon parcours très agréable. Merci encore une fois.

Je m'excuse auprès de toutes les personnes que j'ai pu oublier de mentionner.

Résumé

Dans l'objectif de qualifier et de quantifier l'impact de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed (Fès), une approche multidisciplinaire basée sur la géochimie, la géophysique, la géologie structurale, l'hydrogéologie et l'analyse statistique des données physico-chimiques, ont permis de mettre en évidence une contamination des sédiments des milieux hydriques en aval de la décharge par les éléments-traces métalliques (ETM) et des infiltrations de lixiviat à travers la semelle naturelle argileuse réputée imperméable. Des analyses des échantillons de lixiviats et de sédiments ont permis de montrer que la décharge, constituée de deux dépotoirs et quatre bassins de lixiviat, est une vraie menace pour l'environnement (contaminations des eaux de surface du sous-bassin versant de l'Oued Sebou et des eaux profondes) et la santé publique. Les sédiments en aval de la décharge présentent le long du profil d'échantillonnage des valeurs de pH de 7,34 à 8,21 (contre 7,96 – 8,82 pour les échantillons témoins) et celles de conductivité électrique fluctuent entre 1.21 ms/cm et 5.37 ms/cm pour les sédiments contaminés (contre 0,8 ms/cm pour les sédiments témoins). L'analyse des éléments traces métalliques dans les sédiments montre que leurs teneurs varient légèrement d'un point de prélèvement à l'autre. Aussi, ils ne présentent pas de variation considérable en allant de la surface (0 cm) vers la profondeur (20cm). En effet, l'impact environnemental négatif de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed est clairement souligné à la fois par (i) les valeurs des différents indices de pollution qui indiquent une détérioration forte et progressive le long du talweg et (ii) l'analyse statistique (ACP) qui révèle une origine commune des polluants déduits à travers la forte corrélation entre la majorité d'éléments analysés. L'étude structurale d'une bonne partie de la Plaine de Saiss a permis d'identifier l'existence de réseaux de failles généralement de direction NE-SW et NW-SE. En plus des failles majeures soulevées, une fracturation intense des argilites est nettement remarquable dans l'ensemble de la région. A la base de ces constats, l'utilisation de la tomographie électrique a pu mettre en exergue les infiltrations et les accumulations du panache de lixiviat. Ce dernier est délimité en plages de conductivité là où le substratum est fragilisé par les failles et fractures. L'étendue probable de ce panache, déduite des résultats, est clairement identifiée avec un sens d'écoulement vers le NE. Les estimations du bilan hydrique indiquent qu'un volume important de lixiviat s'est infiltré dans le sous-sol argileux, même si ce substratum est réputé imperméable. Les valeurs de pertes ou d'infiltrations sont comprises entre 30,7 et 42% de la pluie efficace et confirment la présence du panache détecté par les profils tomographiques. Le suivi quotidien des débits restitués aux collecteurs et le calcul de la pluie efficace ont permis d'identifier la dynamique de recharge et de décharge en lixiviat.

Mots clés : Géochimie, Eléments traces métalliques (ETM), Indices de pollution, ICP-AES, Contamination des sédiments, Infiltration de lixiviat, Géophysique, Tomographie électrique, Géologie structurale, Hydrogéologie, Bilan hydrique, Impact environnemental, Décharge contrôlée d'Ouled M'hmed, Fès, Maroc.

Abstract

In order to qualify and quantify the impact of the Ouled M'hmed controlled landfill (Fez), a multidisciplinary approach based on geochemistry, geophysics, structural geology, hydrogeology and statistical analysis of physico-chemical data, has allowed to highlight a contamination of the sediments of the hydrous environments downstream from the landfill by metal trace elements (MTE) and leachate infiltrations through the natural clay subsoil reputed to be impermeable. Analyses of leachate and sediment samples have shown that the landfill, which consists of two dumps and four leachate basins, poses a real threat to the environment (contamination of surface waters in the Oued Sebou sub-catchment area and deep waters) and public health. Sediments downstream of the landfill have pH values along the sampling profile ranging from 7.34 to 8.21 (compared with 7.96 - 8.82 for reference samples), and electrical conductivity values fluctuate between 1.21 ms/cm and 5.37 ms/cm for contaminated sediments (compared to 0.8 ms/cm for reference sediments). Analysis of the trace metals in the sediments shows that their levels vary slightly from one sampling point to another. However, they do not vary considerably from the surface (0 cm) to depth (20 cm). In fact, the negative environmental impact of the Ouled M'hmed controlled landfill is clearly underlined by both (i) the values of different pollution indices which indicate a strong and progressive deterioration along the talweg and (ii) the statistical analysis (PCA) which reveals a common origin of the pollutants deduced through the strong correlation between the majority of elements analysed. The structural study of a large part of the Saiss Plain identified the existence of a series of faults generally oriented NE-SW and NW-SE. In addition to the major faults, intense fracturing of the argillites is clearly visible throughout the region. Based on these findings, the use of electrical tomography was able to highlight the infiltration and accumulation of the leachate plume. The latter is delineated in conductivity patches where the bedrock is weakened by faults and fractures. The probable extent of this plume, deduced from the results, is clearly identified with a NE flow direction. Water balance estimations indicate that a significant volume of leachate has infiltrated the clay subsoil, despite the fact that this bedrock is considered impermeable. The loss or infiltration values are between 30.7 and 42% of the effective rainfall and confirm the presence of the plume detected by the tomographic profiles. Daily monitoring of flows discharged to collectors and calculation of effective rainfall have served to identify the dynamics of leachate recharge and discharge.

Keys words: Geochemistry, Metallic trace elements (MTE), Pollution index, ICP-AES, Sediment contamination, Leachate infiltration, Geophysics, Electrical tomography, Structural geology, Hydrogeology, Water balance, Environmental impact, Ouled M'hmed controlled landfill, Fès, Morocco.

Table des matières

Liste des tableaux **7**

Liste des figures **8**

Introduction générale **10**

Chapitre 1 : Déchets : production, gestion et législation **14**

1. Déchets : définition, production et gestion 16
2. Production des déchets non dangereux 18
3. Gestion des déchets ménagers et assimilés 20
4. Décharges 21
   - 4.1. Définition et réglementation 21
   - 4.2. Structure d'une décharge 30
   - 4.3. Déchets admis 36
   - 4.3.1. Phase d'exploitation 37
   - 4.3.2. Suivi post-exploitation 39
   - 4.4. Evolution des déchets 40
   - 4.4.1. Phases de dégradation 40
   - 4.4.2. Facteurs conditionnant la dégradation des déchets 43
   - 4.4.3. Accélération des processus de dégradation 45
   - 4.5. Lixiviats et biogaz : sous-produits de dégradation 46
   - 4.5.1. Lixiviats 46
   - 4.5.2. Biogaz 50

Chapitre 2 : Présentation de la zone de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed 53

1. Contexte général de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed 55
   - 1.1 . Situation géographique 55
   - 1.2 . Géomorphologie 56
   - 1.3 Géologie 56
   - 1.4 Hydrogéologie 58
   - 1.5 Cadre climatique 59
   - 1.5.1 Températures 60
   - 1.5.2 Précipitations 61
   - 1.5.3 Vents 61
   - 1.6 Hydrographie 62
   - 1.7 Démographie et activités socio-économiques 63
2. Présentation de la décharge contrôlée de l'Ouled M'hmed 63
   - 2.1. Situation géographique 64

2.2. Géomorphologie et plan de masse de la décharge 65
2.3. Fonctionnement de la décharge 67
2.4. Exploitation et gestion des effluents 71
Chapitre 3 : Evaluation de la contamination des sédiments 76
1. Compagnes de prélèvements 78
2. Matériels et méthodes 80
2.1 Prélèvements 80
2.1.1 Échantillonnage du lixiviat 80
2.1.2 Échantillonnage des sédiments 80
2.2 Analyses 81
2.2.1 Analyse du lixiviat 81
2.2.2 Analyse des sédiments 82
3. Résultats et discussion 82
3.1 Lixiviat 82
3.2 Sédiments en aval de la décharge 86
4. Indices de pollution 91
4.1 Facteur de contamination (FC) et indice de charge de pollution (PLI) 93
4.2 Facteur d'enrichissement (FE) 96
4.3 Degré de contamination (DC) 100
4.4 Indice de géo-accumulation (IGeo) 102
4.5 Indice du risque écologique potentiel (PERI) 106
4.6 Evaluation de la toxicité des sédiments selon le guide de la qualité des sédiments (SQG) 109
5. Etude statistique 111
5.1 Corrélations 111
5.2 Analyse du composantes principales (ACP) 112
6. Discussion 114
Chapitre 4 : Mise en évidence d'infiltrations de lixiviats à travers la barrière naturelle » 117
1. Tectonique de la Plaine de Saiss 119
2. Cadre hydrogéologique 120
3. Matériels et méthodes ..... **Erreur ! Signet non défini.**
3.1 Contexte structurale de la décharge 121
3.2 Tomographie électrique 122
3.2.1 Presentation de la technique 122
3.2.2 Campagne de tomographie électrique et traitement des données 124
4. Résultats et discussion 127

4.1 Etude structurale (failles et fracturations) 127
4.1.1 Site de Sidi Hrazem 127
4.1.2 Site de Benjalik 130
4.1.3 Site de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed 134
4.2 Etude géophysique (tomographie électrique) 137
Chapitre 5 : Quantification des infiltrations par bilan hydrique 147
1. Matériels et méthodes 149
1.1 Présentation de l'unité hydrologique considérée 150
1.2 Données disponibles : précipitations, températures, débit de lixiviat et ETP ... 150
1.3 Evaluation des données non disponibles 150
1.3.1 Détermination de la teneur en eau 151
1.3.2 Détermination de la porosité efficace : Tests de percolation 154
1.3.3 Détermination des variations du stock d'eau 157
1.3.4 Détermination de la réserve facilement utilisable (RFU) 160
1.3.5 Estimation de la pluie efficace 161
2. Résultats et discussion 162
2.1 Bilan hydrique 162
2.2 Relation entre pluie efficace et débits, et dynamique de recharge et de décharge 164
2.3 Résultats des calculs du bilan hydrique 165
Conclusion générale 168
Perspectives 170
Références 172

Liste des tableaux

TAB. 1 : EVOLUTION DE LA PRODUCTION DES DECHETS MENAGERS AU MAROC (MINISTRE DU TRANSPORT ET LOGISTIQUE - DEPARTEMENT DE L'ENVIRONNEMENT) 19
TAB. 2 : QUANTITES ANNUELLES DES DECHETS PAR REGION 2015 - 2030 (MINISTRE DU TRANSPORT ET LOGISTIQUE - DEPARTEMENT DE L'ENVIRONNEMENT) 19
TAB. 3 : COMPOSITION DES DECHETS MENAGERS ET DANS CERTAINS CENTRES URBAINS MAROCAINS (MINISTERE DE L'INTERIEUR) 19
TAB. 4 : VALEURS LIMITES DE REJET APPLICABLES AUX DECHARGES 27
TAB. 5 : EXEMPLE DE COMPOSITION DES DECHETS MENAGERS (EN %) DU MAROC (MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE, DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT) 37
TAB. 6 : CLASSIFICATION DES LIXIVIATS EN FONCTION DE L'AGE (ALVAREZ-VAZQUEZ H. J., 2004; RENOU S., 2008B; LEI L., 2012) 50
TAB. 7 : EVOLUTION DE LA POPULATION DE LA PREFECTURE DE FES A L'HORIZON 2050 SELON LES PROJECTIONS DU HAUT-COMMISSARIAT AU PLAN 63
TAB. 8 : VARIATIONS DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DES LIXIVIATS DE LA DECHARGE D'OULED M'HMED 83
TAB. 9 : INTERVALLE DE VALEURS (I.V) ET CONCENTRATIONS MOYENNES ±ET DES ELEMENTS METALLIQUES DANS LES DIFFERENTS ECHANTILLONS DE LIXIVIAT DE LA DECHARGE D'OULED M'HMED 83
TAB. 10 : INDICES DE QUALITE DES SEDIMENTS AVEC SYSTEMES DE CLASSIFICATION 91
TAB. 11 : VALEURS DU FACTEUR DE CONTAMINATION (FCI) ET DE L'INDICE DE LA CHARGE DE POLLUTION (PLI) 94
TAB. 12 : CONCENTRATIONS EN ELEMENTS METALLIQUES DU FOND GEOCHIMIQUE 95
TAB. 13 : VALEURS DES CONCENTRATIONS DE REFERENCES (KARL K., ET AL, 1961) 97
TAB. 14 : VALEURS DU FACTEUR D'ENRICHISSEMENT DANS LES SEDIMENTS DE CHAQUE SITE DE PRELEVEMENT 98
TAB. 15 : VALEURS DU DEGRE DE CONTAMINATION DANS LES SEDIMENTS 101
TAB. 16 : VALEURS MOYENNE DE L'INDICE DE GEO-ACCUMULATION DANS LES SEDIMENTS DES SITES DE PRELEVEMENTS 103
TAB. 17 : VALEURS DU FACTEUR DE REPONSE TOXIQUE 107
TAB. 18 : VALEURS DE L'INDICE DU RISQUE ECOLOGIQUE POTENTIEL DES SEDIMENTS DES SITES DE PRELEVEMENTS 107
TAB. 19 : CONCENTRATIONS MOYENNES DES ETM ET LES VALEURS DU GUIDE DE LA QUALITE DES SEDIMENTS (TEC ET PEC) DANS LES SEDIMENTS DES SITES DE PRELEVEMENTS 110
TAB. 20 : MATRICE DE CORRELATION DE PEARSON DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES, ELEMENTS CHIMIQUES ET ETM 111
TAB. 21 : RECAPITULATIF DES RESULTATS DES INDICES D'EVALUATION DE LA CONTAMINATION ET LA TOXICITE DES SEDIMENTS 114
TAB. 22 : COORDONNEES DES PROFILS TOMOGRAPHIQUES (X, Y) DES SITES DE DECHARGE CONTROLEE D'OULED M'HMED 124
TAB. 23 : TENEUR EN EAU (W) A DIFFERENTES PROFONDEURS DANS LES DECHETS DE LA DECHARGE D'OULED M'HAMED 154
TAB. 24 : RESULTATS DES TESTS DE PERCOLATION 156
TAB. 25 : CALCUL DES POROSITES EFFICACES (NE) POUR LES DECHETS 157
TAB. 26 : VALEURS DE LA RFU EN FONCTION DE LA TENEUR EN EAU (W) ET LA POROSITE EFFICACE (NE) 163
TAB. 27 : CALCUL DU BILAN HYDRIQUE (EXEMPLE DE L'ESTIMATION DU POURCENTAGE MINIMUM D'INFILTRATIONS AVEC UNE RFU MIN DE 277,9 MM CORRESPONDANT A UNE EPAISSEUR DE 500 MM ET UNE WMIN DE 95,62 %) 163
TAB. 28 : VARIATION DES ESTIMATIONS DE L'INFILTRATION DES LIXIVIATS EN FONCTION DE LA RFU (W : 95,62 ET 137,94) 165

Liste des figures

FIG. 1 : DIFFERENTS COMPOSANTS DU FOND D'UN CASIER 33
FIG. 2 : DISPOSITIF DE MISE EN PLACE DU CASIER DE LA DECHARGE 35
FIG. 3 : CINQ PHASES DE DEGRADATION DES DECHETS (WILLIAMS P.T., 2005; KJELDSEN P., 2002) 41
FIG. 4 : EVOLUTION DE LA COMPOSITION DES LIXIVIATS AU COURS DES DIFFERENTES PHASES DE DEGRADATION (WILLIAMS P.T., 2005) 49
FIG. 5 : EVOLUTION DE LA COMPOSITION DU BIOGAZ AU COURS DES DIFFERENTES PHASES DE DEGRADATION (WILLIAMS P.T., 2005) 51
FIG. 6 : LOCALISATION GEOGRAPHIQUE ET ADMINISTRATIVE DE LA REGION DE FES - MEKNES 55
FIG. 7 : COUPE GEOLOGIQUE SIMPLIFIEE AU NIVEAU DE SIDI HRAZEM (RESSOURCES EN EAU DU MAROC, MODIFIEE) 57
FIG. 8 : LOG STRATIGRAPHIQUE DU BASSIN DE SAISS (SAHLAOUI ET AL., 2003) 58
FIG. 9 : VARIATION DES TEMPERATURES MOYENNES ANNUELLES DE LA REGION DE FES DU 1982 A 2021 60
FIG. 10 : VARIATION DES PRECIPITATIONS MOYENNES ANNUELLES DANS LA REGION DE FES DU 1982 A 2022 ... 61
FIG. 11 : CARTE DE LOCALISATION GEOGRAPHIQUE DU SITE DE LA DECHARGE CONTROLEE D'OULED M'HAMED DE FES 64
FIG. 12 : PRINCIPALES FORMATIONS GEOLOGIQUES DE LA ZONE DE LA DECHARGE CONTROLEE DE OULED M'HMED (EXTRAIT DE LA CARTE GEOLOGIQUE DE LA CHAINE RIFAINE 1/500 000 ; MODIFIE) 65
FIG. 13 : CARTE HYPSOMETRIQUE DE LA REGION DE LA DECHARGE CONTROLEE DE LA VILLE DE FES 66
FIG. 14 : PLAN DE MASSE DU SITE DE LA DECHARGE CONTROLEE MONTRANT LES DIFFERENTES ENTITES 66
FIG. 15 : DEPOTOIRS DE LA DECHARGE CONTROLEE D'OULED M'HMED ; A, DEPOTOIR DES DECHETS MENAGERS, B, DEPOTOIR DES DECHETS DES TANNERIES 67
FIG. 16 : STRUCTURE DU RESEAU DE COLLECTE DU LIXIVIAT 68
FIG. 17 : BASSINS DE STOCKAGE DES LIXIVIATS DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES ..... **ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**
FIG. 18 : BASSIN DE STOCKAGE DES LIXIVIATS DES DECHETS DES TANNERIES 69
FIG. 19 : EXEMPLE DE TETE DE PUITS 70
FIG. 20 : STATION DE COMBUSTION ET DE VALORISATION DU BIOGAZ 70
FIG. 21 : EVOLUTION DE LA QUANTITE DES DECHETS DE LA DECHARGE CONTROLEE D'OULED M'HMED 71
FIG. 22 : QUANTITE ANNUELLES DES DECHETS ET EXTRAPOLATION A L'HORIZON 2034 (AVEC UN TAUX D'AUGMENTATION DE 2%) 71
FIG. 23 : QUANTITE CUMULATIVE DES DECHETS A L'HORIZON DE 2045 72
FIG. 24 : POURCENTAGE DES TYPES DE DECHETS DEPOSES DANS DECHARGE D'OULED M'HMED DE LA VILLE DE FES 73
FIG. 25 : DEBIT MOYEN DU LIXIVIAT DE LA DECHARGE CONTROLEE D'OULED M'HMED 73
FIG. 26 : QUANTITES DE PRODUCTION DE BIOGAZ DEPUIS L'INSTALLATION DE LA DECHARGE (2004) JUSQU'AU 2044 74
FIG. 27 : COMPOSANTES DE LA DECHARGE CONTROLEE D'OULED M'HMED (A), ET LIEUX DE DEBORDEMENT DES BASSINS DE LIXIVIAT 78
FIG. 28 : LOCALISATION DES POINTS DE PRELEVEMENTS LE LONG DU TALWEG EN AVAL DE LA DECHARGE CONTROLEE D'OULED M'HMED 79
FIG. 29 : CHRONOLOGIE DES CAMPAGNES DE PRELEVEMENT DES SEDIMENTS 79
FIG. 30 : VARIATIONS DE LA TENEUR EN ETM ET DU PH DANS LES BASSINS DE LIXIVIATS DE LA DECHARGE CONTROLEE D'OULED M'HMED (FES) 85
FIG. 31 : VARIATION DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES, PH(A), CE (B) ET LE TENEUR EN CARBONATES DE CALCIUM (%CACO3) (C) DANS LES SEDIMENTS 86
FIG. 32 : EVOLUTIONS DES TENEURS DES ETM DANS LES SEDIMENTS DE SURFACE ET A 20 CM DE PROFONDEUR DEPUIS 2019 A 2022 89
FIG. 33 : FACTEUR DE CONTAMINATION (FC) DES SEDIMENTS EN SURFACE ET A 20 CM DE PROFONDEUR DES SITES DE PRELEVEMENTS 95
FIG. 34 : EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DU 2019 A 2022 DE L'INDICE DE LA CHARGE DE POLLUTION (PLI) DANS LES SEDIMENTS 96
FIG. 35 : EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DU FACTEUR D'ENRICHISSEMENT (FE) DANS LES SEDIMENTS DE CHAQUE SITE DE PRELEVEMENT, FE-CD (A), FE-CR (B), FE-ZN (C) (DU 2019 A 2022) 100

FIG. 36 : EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DU DEGRE DE CONTAMINATION (DC) DANS LES SEDIMENTS DES SITES DE PRELEVEMENTS 102
FIG. 37 : EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DU L'INDICE DE GEO-ACCUMULATION (IGEO) DANS LES SEDIMENTS DES SITES DE PRELEVEMENTS, IGEO – CR (A), IGEO – CU (B), IGEO – NI (C), IGEO – ZN (D) 105
FIG. 38 : EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DU FACTEUR DU RISQUE ECOLOGIQUE POTENTIEL (E) DU CD ET DE L'INDICE DU RISQUE ECOLOGIQUE POTENTIEL (PERI) DANS LES SEDIMENTS DES SITES DE PRELEVEMENTS 109
FIG. 39 : REPRESENTATION DES RESULTATS D'ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES : PROJECTION DES VARIABLES (ETM ET PHYSICO-CHIMIQUES) SUR LE PLAN F1-F2 112
FIG. 40 : REPRESENTATION DES RESULTATS D'ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES : PROJECTION DES POINTS DE PRELEVEMENT SUR LE PLAN F1-F2 113
FIG. 41 : CONTEXTE STRUCTURAL DE LA REGION DE LA DECHARGE CONTROLEE D'OULED M'HMED (FES) (CHALOUAN, 2014) 120
FIG. 42 : LOCALISATION DES SITES D'ETUDE DU CONTEXTE STRUCTURAL DANS LA REGION DE LA DECHARGE D'OULED M'HMED (FES) 122
FIG. 43 : SITUATION DES PROFILS TOMOGRAPHIQUES DANS LA DECHARGE D'OULED M'HMED (FES) ET DES PROFILS TEMOINS 125
FIG. 44 : DETAIL DE SITUATION DES PROFILS, TOMOGRAPHIQUES PAR RAPPORT AUX DIFFERENTES UNITES DE LA DECHARGE CONTROLEE D'OULED M'HMED 125
FIG. 45 : CAMPAGNE DE REALISATION DE LA TOMOGRAPHIE ; A : INSTALLATION DES ELECTRODES DE COURANT, B : ARES II RESISTIVIMETRE (850 W, 5 A, 200 VP-P) 126
FIG. 46 : ACTIVITE NEOTECTONIQUE MONTRANT LE CHARRIAGE DES ARGILITES MIOCENES SUR LES DEPOTS FLUVIATILES TENSIFTIENS DANS LE SITE DE SIDI HRAZEM 128
FIG. 47 : BANCS GRESEUX METRIQUES A DECIMETRIQUES DANS LES ARGILITES MIOCENES AFFECTES PAR DES FAILLES INVERSES ET NORMALES (N70° ET N140°) AU NIVEAU DU SITE DE SIDI HRAZEM 129
FIG. 48 : CARTE DE LINEAMENTS (A) AVEC ROSACE DE DIRECTIONS DU SITE DE SIDI HRAZEM (B) 129
FIG. 49 : FAILLES ET FRACTURES ASSOCIEES DOMINANTES AFFECTANT LES ARGILITES AU NIVEAU DU SITE DE LA CARRIERE BENJALIK 131
FIG. 50 : FRACTURES (A) ET ZONE DE FAILLES BROYEES (B) MONTRANT LE CHANGEMENT DE LA COLORATION DU AUX INFILTRATIONS DES EAUX DE PLUIES. (C) : DETAIL D'ECHANTILLON PRIS AU NIVEAU D'UNE FRACTURE 132
FIG. 51 : EXEMPLE DE NIVEAU SABLEUX DANS LES ARGILITES MIOCENES 133
FIG. 52 : CARTE DE LINEAMENT (A) AVEC ROSACE DE DIRECTIONS (B) DU SITE DE LA CARRIERE BENJALIK 133
FIG. 53 : FAILLES ET FRACTURES ASSOCIES AU NIVEAU DU SITE DE LA DECHARGE OULED M'HMED 135
FIG. 54 : LA ZONE DE LA DECHARGE, A : CARTE DE LINEAMENTS, B : ROSACE DE DIRECTION 136
FIG. 55 : (A) : PROFILS TOMOGRAPHIQUES DPF1 ET DPF2 REALISES A TRAVERS LA DECHARGE D'OULED M'HMED 138
FIG. 56 : PROFILS TOMOGRAPHIQUES PT1, PT2 ET PT3 (PROFILS TEMOINS) 141
FIG. 57 : ILLUSTRATION EN 3D DU PANACHE DE LIXIVIAT 144
FIG. 58 : DISPOSITIF DE PREPARATION DES DECHETS POUR LES TESTS DE PERCOLATION 155
FIG. 59 : ORGANIGRAMME DU BILAN HYDRIQUE 162
FIG. 60 : RELATION ENTRE LA PLUIE EFFICACE PE ET LES DEBITS AUX COLLECTEURS Q 164
FIG. 61 : CORRELATION ENTRE PLUIE EFFICACE ET DEBITS 164
FIG. 62 : VARIATION DU POURCENTAGE D'INFILTRATION EN FONCTION DE L'EPAISSEUR DE LA RFU 166

Introduction générale

Le Maroc, comme beaucoup d'autres pays dans le monde, est confronté au problème croissant de la gestion des déchets. La croissance démographique et l'urbanisation à caractère extensif entraînent une augmentation significative de la production de déchets principalement domestiques. Malheureusement, la gestion souvent inadéquate et insuffisante des déchets, ce qui engendre un impact considérable sur l'environnement, la santé et l'économie. Dans la plupart des cas les déchets non traités sont communément déversés dans des endroits inappropriés, tel que les cours et les décharges sauvages, en entraînant des contaminations de l'air, de l'eau et du sol. Cette situation est d'autant plus préoccupante que le Maroc possède une biodiversité unique et des écosystèmes vulnérables, tels que les zones côtières, les montagnes et les déserts. Sur le plan environnemental, les déchets contribuent à la pollution et aux changements climatiques par émissions site aux incinération des déchets des gaz à effet de serre qui contribuent à l'augmentation de la température de l'atmosphère.

Le lixiviat, liquide produit suite à la décomposition des déchets dans les décharges. Très toxique, il contient des substances chimiques nocives et des microbes tels des métaux lourds, les produits chimiques, les bactéries et les virus. La pollution des eaux souterraines et de surface par le lixiviat peut avoir de graves répercussions à court et long termes, sachant que les eaux souterraines constituent une réserve d'eau généralement potable indispensable aux populations qu'une éventuelle pollution engendrée par le lixiviat risque de provoquer de graves problèmes de santé, tels que des maladies gastro-intestinales, des cancers, des troubles du développement et des maladies neurologiques. En outre, la pollution des eaux de surface par le lixiviat se répercute sur les écosystèmes aquatiques et terrestres. Le lixiviat provoque la diminution la teneur en oxygène de l'eau, nuisant ainsi à la vie aquatique et son environnement. Par ailleurs, de la pollution des eaux souterraines et de surface contaminées par les lixiviats à de conséquences économiques importantes demande d'énormes budgets en plus des coûts liés au traitement, à la surveillance et à la prévention.

La mise en décharge ou l'enfouissement est l'une des techniques d'élimination des déchets non dangereux la plus répandue dans le monde. Les liquides produits par la percolation de l'eau dans les déchets (lixiviats) contiennent des concentrations élevées de polluants (Christensen et al., 2001) dont la qualité varie en fonction de plusieurs facteurs, notamment le stade de l'évolution biologique des déchets et la diminution de la charge polluante au fur et à mesure que les déchets vieillissent (Renou et al., 2008). Cependant le principal risque associé à cette mise en décharge réside dans la pollution du sous-sol, des

eaux souterraines et des eaux de surface suite à une migration du lixiviat en dehors de la zone prévue pour le stockage (Ding et al., 2001). Sachant que la situation était encore plus inquiétante dans le passé, où de nombreuses décharges ont été installées dans des zones naturellement fragiles et sans aucune mesure de sécurité pour empêcher la contamination du sous-sol, ni de système de collecte des lixiviats générés (Kjeldsen et al., 2002). Il faut noter que dans ces cas, l'étanchéité offerte par le substrat ne serait jamais suffisante pour empêcher l'infiltration des lixiviats en profondeur (Zhan, 1998). Et c'est pourquoi de nouvelles réglementations ont été progressivement mises en application afin d'améliorer la sécurité des installations de stockage.

Au Maroc, la gestion des déchets et la protection de l'environnement sont encadrées par un certain nombre de lois et de réglementations. La loi 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination définit les principes de base pour la gestion des déchets, tels que la prévention de leur production, la collecte, le transport, le traitement, le recyclage et l'élimination des déchets. Cette loi a été complétée par d'autres textes réglementaires, tels que le décret n°2-04-352 relatif aux installations de stockage de déchets, le décret n°2-04-803 relatif aux déchets dangereux et le décret n°2-04-881 relatif à la valorisation des déchets. En outre, la loi 99-12 relative à la protection de l'environnement établit les principes généraux de la protection de l'environnement et de la biodiversité, et définit les compétences des différentes institutions en charge de la protection de l'environnement. Dernièrement, le Plan National de Gestion des Déchets 2020-2030, élaboré par le Ministère de l'Environnement, vise à renforcer la gestion intégrée des déchets au Maroc et à promouvoir l'économie circulaire. Ces cadres législatifs montrent l'engagement du Maroc dans la protection de l'environnement et la gestion durable des déchets, mais leur application reste encore un défi important.

Dans le cadre de la gestion des déchets ménagers et assimilés et les déchets non dangereux, en 2004, la commune de la ville de Fès à lancer l'exploitation d'une nouvelle décharge qui répond à la norme nationale de mise en place de ce genre d'installations. Après l'installation de la première décharge contrôlée de la ville de Fès (décharge d'Ouled M'Hamed) en réponse aux débordements des différents types de déchets, suite à l'expansion urbaine et la démographie de plus en plus croissante, aucune étude n'a encore fait l'objet d'une évaluation de son impact sur l'environnement. Par contre, le lixiviat, produit liquide de la décharge, a fait l'objet de plusieurs études y compris son utilisation comme énergie (Merzouki, 2005 ; EL FADEL, 2012 ; El Mrabet, 2020).

- *Structure de thèse*

Cette étude s'articule en cinq chapitres abordant trois thématiques (contamination superficielle par les lixiviats, infiltration souterraine des lixiviats et quantification des infiltrations par calcul du bilan hydrique) visant à évaluer l'impact de l'installation de stockage d'Ouled M'hmed (ville de Fès) sur les eaux souterraines et superficielles. Après une étude bibliographique (**chapitre 1**) s'intéressant au cycle de vie des déchets non dangereux, à leurs production et traitement ainsi qu'à leur évolution bio-physicochimique dans les installations de stockage qui conduisent à la production de sous-produits (lixiviats et biogaz). Une présentation du site d'étude et une connaissance du milieu naturel sont détaillées dans le **deuxième chapitre** (géologie, hydrologie, hydrogéologie, géologie structurale…). **Le chapitre 3** est consacré à l'évaluation de la qualité environnementale en aval de la décharge. Cette partie présente les résultats du suivi spatio-temporel sur une durée de quatre ans (2019-2022), ainsi que l'évaluation du niveau de dégradation du milieu naturel à la base d'une étude géochimique. En plus, une étude statistique comparative entre les analyses physico-chimiques effectuées sur les sources polluantes (lixiviats) et les sédiments en aval de la décharge définit clairement les modifications physico-chimiques engendrées par l'infiltration des lixiviats. Cette partie a aussi évalué la dégradation de la région en se référant à six indices de pollution, décrivant ainsi l'état de détérioration du milieu.

Le chapitre 4 vise à mettre en évidence l'infiltration des lixiviats à travers le substrat géologique. Cette partie s'intéresse à la détermination de l'étendue du panache de lixiviats s'infiltrant dans les argilites et arrivant aux eaux souterraines depuis la base de la décharge grâce à une prospection géophysique du sous-sol en appliquant la résistivité de tomographie électrique associée à une étude structurale de la région. La tomographie électrique a permis d'anticiper la destination des panaches de pollution par analyse de la structure du substratum et de la direction d'écoulement de la nappe phréatique grâce à la structure géologique (failles, fractures, plis...).

Après confirmation de l'existence des infiltrations des lixiviats dans le sous-sol, le calcul du bilan hydrique pour quantifier et estimer le pourcentage des pertes vers les profondeurs est présenté dans le **chapitre 5.** Le calcul du bilan hydrique permet de comprendre ou d'estimer la distribution des différentes entrées et sorties de masses d'eau au sein de l'hydrosystème. Appliqué à une décharge, il permet d'en vérifier son bon fonctionnement lorsqu'il s'agit d'un système fermé et imperméable, ou d'en quantifier des éventuelles fuites en cas de dysfonctionnement ou lorsqu'il est appliqué à un système

ouvert. Dans le cas présent et à la suite des résultats des campagnes de géophysique, il a permis de quantifier les infiltrations.

Enfin, la conclusion générale englobe toute contribution et tout résultats permettant une meilleure compréhension du fonctionnement de tel site et une amélioration du suivi environnemental pendant et après l'exploitation.

Chapitre I

Déchets : production, gestion et législation

1. Déchets : définition, production et gestion 16
2. Production des déchets non dangereux 18
3. Gestion des déchets ménagers et assimilés 20
4. Décharges 21
4.1. Définition et réglementation 21
4.2. Structure d'une décharge 30
4.3. Déchets admis 36
4.3.1. Phase d'exploitation 37
4.3.2. Suivi post-exploitation 39
4.4. Evolution des déchets 40
4.4.1. Phases de dégradation 40
4.4.2. Facteurs conditionnant la dégradation des déchets 43
4.4.3. Accélération des processus de dégradation 45
4.5. Lixiviats et biogaz : sous-produits de dégradation 46
4.5.1. Lixiviats 46
4.5.2. Biogaz 50

Introduction

La gestion des déchets est un enjeu crucial pour les sociétés modernes, qui sont confrontées à des quantités croissantes de déchets produits par les activités humaines. Le Maroc n'échappe pas à cette problématique et doit faire face aux défis importants en matière de gestion de ses déchets. En effet, avec une population en constante croissance et une urbanisation accélérée, selon le ministère de la transition énergétique et du développement durable, le Maroc produit chaque année plus de 6 millions de tonnes de déchets dont plus de la moitié sont des déchets ménagers. Cependant, le taux de collecte des déchets au Maroc reste relativement faible, avec environ 70% des déchets urbains collectés, selon les données officielles. Dans ce contexte, la gestion des déchets au Maroc constitue un enjeu majeur pour les autorités publiques, les acteurs économiques et la société civile, qui doivent travailler ensemble pour trouver et développer des solutions innovantes et durables en la matière.

La gestion des déchets solides est assurée par des acteurs publics et privés, avec une forte implication des collectivités territoriales. Les principales activités liées à la gestion des déchets comprennent la collecte, le tri, le transport, le traitement et l'élimination des déchets. Ils sont généralement collectés par des entreprises privées (déléguées) sous contrat de gestion déléguée avec les collectivités territoriales (délégants), qui sont responsables de la planification et de la coordination de la gestion des déchets sur leur territoire.

En effet, le pays a également mis en place des dispositifs de valorisation des déchets, notamment à travers la promotion du recyclage et de la récupération des matières recyclables. Cependant, le taux de valorisation des déchets reste encore faible, avec environ 10% des déchets recyclés selon les données officielles.

Toutefois, le Maroc est confronté à des défis environnementaux importants liés à la gestion des déchets, telles que la pollution des sols et de l'eau, ainsi que les émissions de gaz à effet de serre. Pour y faire face, le pays a entrepris des initiatives visant à promouvoir des pratiques de gestion des déchets plus durables, tels que la collecte sélective, le compostage et la valorisation énergétique des déchets.

1. Déchets : définition, production et gestion

Dans le cadre national de la gestion des déchets, le Maroc dispose de nombreux lois, décrets et textes d'applications qui traitent ce sujet. Tout d'abord, une précision des définitions et des désignations de la terminologie relatives à la gestion des déchets est la base primordiale pour la mise en place de toutes les lois postérieures. Au sens de la loi n°28-00 relative à la gestion des déchets solides et à leur élimination (Article 3), on entend par :

- **déchet** : tout résidu résultant d'un processus d'extraction, d'exploitation, de transformation, de production, de consommation, d'utilisation, de contrôle ou de filtration, et d'une manière générale, tout objet et matière abandonnés que le détenteur doit éliminer pour ne pas porter atteinte à la santé, à la salubrité publique et à l'environnement ;
- **déchet assimilé aux déchets ménagers** : tout déchet provenant des activités économiques, commerciales ou artisanales et qui par sa nature, sa composition et sa caractéristique, sont similaire aux déchets ménagers ;
- **déchet industriel** : tout déchet résultant d'une activité industrielle, agro-industrielle, artisanale ou d'une activité similaire ;
- **déchet médical et pharmaceutique** : tout déchet issu des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif, palliatif ou curatif dans les domaines de la médecine humaine ou vétérinaire et tout déchet résultant des activités des hôpitaux publics, des cliniques, des établissements de la recherche scientifique, des laboratoires d'analyses opérant dans ces domaines et de tout établissement similaire ;
- **déchet dangereux** : toute forme de déchets qui, par sa nature dangereuse, toxique, réactive, explosive, inflammable, biologique ou bactérienne, constitue un danger pour l'équilibre écologique tel que fixé par les normes internationales dans ce domaine ou contenu dans des annexes complémentaires ;
- **déchet inerte** : tout déchet qui ne produit pas de réaction physique ou chimique tels les déchets provenant de l'exploitation des carrières, des mines, des travaux de démolition, de construction ou de rénovation et qui ne sont pas constitués ou contaminés par des substances dangereuses ou par d'autres éléments générateurs de nuisances ;

- **déchet agricole** : tout déchet organique généré directement par des activités agricoles ou par des activités d'élevage ou de jardinage ;
- **déchet ultime** : tout résidu résultant de déchets traités ou non traités selon les conditions techniques et économiques actuelles ;
- **déchet biodégradable** : tout déchet pouvant subir une décomposition biologique naturelle, anaérobique ou aérobique, comme les déchets alimentaires, les déchets de jardins, de papiers et de cartons ainsi que les cadavres d'animaux ;
- **gestion des déchets** *:* toute opération de pré collecte, de collecte, de stockage, de tri, de transport, de mise en décharge, de traitement, de valorisation, de recyclage et d'élimination des déchets y compris le contrôle de ces opérations ainsi que la surveillance des sites de décharges pendant la période de leur exploitation ou après leur fermeture ;
- **générateur de déchets** : toute personne physique ou morale dont l'activité de production, de distribution, d'importation ou d'exportation génère des déchets ;
- **détenteur de déchets** : toute personne physique ou morale ayant la possession de produire des déchets ;
- **exploitant** : toute personne physique ou morale responsable de l'exploitation d'une décharge, d'une installation de tri, de traitement, de stockage, de valorisation ou d'incinération des déchets ;
- **collecte des déchets** : toute action de ramassage des déchets par la commune, par un groupement de communes ou par tout autre organisme habilité à cet effet ;
- **décharge contrôlée** : installation ou site, répondant aux caractéristiques et prescriptions techniques réglementaires où sont déposés d'une façon permanente les déchets ;
- **stockage des déchets** : dépôt provisoire dans une installation de stockage des déchets (ISD) destinée à cet effet ;
- **traitement des déchets** : toute opération physique, thermique, chimique ou biologique conduisant à un changement dans la nature ou la composition des déchets en vue de réduire dans des conditions contrôlées, le potentiel polluant ou le volume et la quantité des déchets, ou d'en extraire la partie recyclable ;
- **élimination des déchets** *:* toute opération d'incinération, de traitement, de mise en décharge contrôlée ou tout procédé similaire permettant de stocker ou de se

débarrasser des déchets conformément aux conditions assurant la prévention des risques pour la santé de l'homme et de l'environnement ;

- **valorisation des déchets** *:* toute opération de recyclage, de réemploi, de récupération, d'utilisation des déchets comme source d'énergie ou toute autre action visant à obtenir des matières premières ou des produits réutilisables.

2. Production des déchets non dangereux

Les déchets ménagers et assimilés (DMA) sont les déchets non dangereux (DND) regroupant tous les déchets, dont l'innocuité est garantie, en provenance de l'intégralité des activités économiques et des ménages. Cette catégorie inclut les déchets ménagers (DM) et les déchets industriels banals (DIB) produits par les entreprises individuelles, artisans, commerçants, écoles, services publics, hôpitaux et services tertiaires. Plus en détail, les DMA sont des déchets collectés et traités par ou pour le compte des communes. Cette catégorie de déchets englobe les ordures ménagères (OM), les encombrants (déblais, gravats, biens d'équipement…) et les déchets verts des ménages, les déchets de nettoiement (voiries, marchés, espaces publics…), les déchets de l'assainissement collectif (boues de STEP, boues de curage de fossés et d'égouts…), les déchets verts des collectivités locales et les DIB collectés dans les mêmes conditions que les OM.

Une étude de la Banque mondiale réalisée en 2003 a estimé les coûts économiques de la dégradation de l'environnement au Maroc, liés à la faible performance du système de gestion des déchets solides, à 0,5% du PIB (environ 1.7 milliards de Dirhams en 2003).

Au Maroc, la production des déchets ménagers et assimilés en milieu urbain a été estimée, en 2004, à quelques 5 millions de tonnes par an pour une population de 16,46 millions d'habitants (51% de la population totale). Le taux de production des déchets en milieu urbain est en moyenne 0,76 kg par habitant par jour. Avec la croissance démographique, l'urbanisation rapide et l'évolution des modes de consommation, la production des déchets ménagers au Maroc est en constante augmentation (**Tab. 1 et 2**). D'après les estimations, le volume des déchets ménagers produits en 2010 est de 6,12 millions de tonnes, ce qui correspond à un taux de croissance annuel de 4,5%.

Tab. 1 : Evolution de la production des déchets ménagers au Maroc (Ministre du transport et logistique - département de l'environnement)

Année	Population (x1000)	Déchets ménagers (T/an)		
		Urbain	Rural	Total
2005	30 484	5 220 000	2 380 000	7 600 000
2010	32 628	6 120 000	2 690 000	8 810 000
2020	36 914	8 400 000	3 450 000	11 850 000

Tab. 2 : Quantités annuelles des déchets par région 2015 - 2030 (Ministre du transport et logistique - département de l'environnement)

	Year 2015			Year 2030		
	Population	MSW		Population	MSW	
Regions	(capita/an)	(ton/an)	(kg/capita/day)	(capita/an)	(ton/an)	(kg/capita/day)
Tanger-Tetouan-Alhoceima	3 591 289	624 356	0.476	4 215 906	1 050 240	0.683
Oriental	2 331 198	431 690	0.507	2 725 106	603 490	0.607
Fès-Meknès	4 258 822	745 694	0.480	4 640 286	1 064 517	0.629
Rabat-Salé-Kénitra	4 619 414	948 262	0.562	5 294 469	1 373 363	0.711
Bénni Mellal-Khénifra	2 532 789	355 218	0.384	2 736 214	470 274	0.471
Grand Casablanca-Settat	6 934 558	1 484 755	0.587	8 301 621	2 211 581	0.730
Marrakech-Safi	4 554 780	564 340	0.339	5 142 271	830 970	0.443
Drâa-Tafilalet	1 642 644	147 943	0.247	1 773 240	199 463	0.308
Souss-Massa	2 704 735	438 931	0.445	3 315 234	681 070	0.563
Guelmim-Oued Noun	435 230	75 996	0.478	464 878	132 751	0.782
Laayoune-Sakia El Hamra	372 034	89 626	0.660	456 582	131 317	0.788
Eddakhla-Oued Eddahab	147 377	29 580	0.550	264 178	69 998	0.726
Total	34 124 870	5 936 391	0.476	39 329 985	8 819 034	0.620

Les déchets ménagers sont un mélange hétérogène de matériaux ayant des propriétés physiques et chimiques très différentes. Les matières organiques représentent la principale composante, suivies du papier-carton et du plastique (**Tab. 3**). Cette composition est largement déterminée par la nature des déchets et leur emballage ainsi que les pratiques de consommation, qui varient en fonction du niveau de vie et des habitudes culturelles.

Tab. 3 : Composition des déchets ménagers et dans certains centres urbains marocains (Ministère de l'Intérieur)

Constituant	Rabat	Salé	Agadir	Essaouira	Maroc
Matière organique (%)	72	75	77	44	50-70
Papier-carton (%)	9-14	10	6	8	5-10
Plastique (%)	6-7	10	6	8	5-10
Métal (%)	2	1	1.5	2	1-2
Verre-débris de céramiques (%)	2	1.5	1.5	3	1-4
Divers (%)	4-6	7.5	4	30	16

Un programme nommé Programme National des Déchets Ménagers et assimilés (PNDM) a été élaboré conjointement par le Département de l'Environnement et le Ministère de l'Intérieur, dont les objectifs sont :

- atteindre un taux de collecte dans le milieu urbain de 90% à l'horizon 2015 et 100% à l'horizon 2020 ;
- réaliser des décharges contrôlées des déchets ménagers et assimilés dans tous les centres urbains et atteindre le taux de 100% à l'horizon 2020 ;
- fermer et/ou réhabiliter toutes les décharges existantes (300 décharges), objectif à atteindre l'horizon 2015 ;
- organiser et développer la filière de « tri-recyclage valorisation », avec des actions pilotes de tri, pour atteindre un taux de 20% du recyclage en 2015 ;
- moderniser le secteur de gestion des déchets par la professionnalisation des acteurs (renforcement des capacités et mise en place des systèmes de contrôle et de surveillance) ;
- sensibiliser et former les acteurs concernés sur la problématique des déchets.

Au titre de ce Programme, 350 villes et centres urbains seront dotés de décharges contrôlées, 300 décharges non contrôlées seront réhabilitées et 300 communes bénéficieront de l'amélioration des services de collecte et de nettoiement à travers la délégation de la gestion de ces services à des opérateurs professionnels.

3. Gestion des déchets ménagers et assimilés

La gestion des déchets se fait généralement au moyen de quatre méthodes :

- stockage ou mise en décharge,
- recyclage,
- incinération etc…
- compostage.

La mise en décharge est la méthode de traitement privilégiée dans la majorité des pays du monde, en raison notamment de son faible coût (Williams P.T., 2005). Au niveau national, en matière de traitement des déchets ménagers, la priorité a été donnée à l'implantation de décharges contrôlées pour les raisons suivantes :

- quelque soit la solution première de traitement des déchets retenue (recyclage, compostage, incinération, pyrolyse, …), la décharge reste indispensable pour le stockage des résidus de ces procédés. Par contre, il est possible d'assurer une gestion contrôlée des déchets en disposant de décharge contrôlée comme seule solution de traitement. La décharge contrôlée est donc une solution

nécessaire et suffisante à la gestion contrôlée des déchets, contrairement aux autres solutions de traitement des déchets ;

- simulations économiques des coûts prévisionnels d'investissement et d'exploitation conduisent systématiquement au moindre coût de la mise en décharge par rapport aux autres solutions de traitement ;
- si les solutions de recyclage/réutilisation sont déjà pratiquées actuellement au Maroc, elles ne concernent qu'une petite partie du flux des déchets et peuvent être difficilement menées par les communes qui ne disposent pas des moyens juridiques et de la souplesse nécessaire à la gestion d'activités de ventes dans un marché concurrentiel (celui des matières premières secondaires).

Ces diverses raisons ont conduit le gouvernement marocain à privilégier dans un premier temps la généralisation des décharges contrôlées à l'ensemble du territoire national.

4. Décharges

4.1. Définition et réglementation

Les décharges sont des installations de stockage des déchets destinées à accueillir les déchets non dangereux des ménages et les déchets s'y apparentant issus des activités économiques.

Avant la mise en place d'une réglementation spécifique aux déchets, la législation marocaine disposait déjà de quelques textes relatifs aux déchets tels que :

- **Le dahir 25/08/1914** portant réglementation sur les installations insalubres, incommodes et dangereux qui impose de définir les conditions d'évacuation des déchets et des résidus de ces établissements, préalablement à toute autorisation ;
- **La loi n°10-95** sur l'eau qui interdit le rejet des déchets solides dans les oueds à sec, dans les puits, abreuvoirs lavoirs publics et forages, ...
- **La loi du 3 octobre 2002** portant charte communale qui habilite les communes à assurer la collecte, le transport, la mise en décharge publique et le traitement des ordures ménagères et des déchets assimilés (articles 39 et 40). Ces deux articles responsabilisent clairement la commune en matière de gestion des ordures ménagères et déchets assimilés, tant au niveau de l'organisation des services que de la règlementation locale relative à l'usage de ces services ;

- **La loi n°12 - 03** relative aux études d'impact sur l'environnement qui stipule que les installations de stockage ou d'élimination de déchets quel que soit leur nature et la méthode de leur élimination sont soumises à l'étude d'impact sur l'environnement.

De nouveaux textes viennent compléter la législation existante notamment la loi n°28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination et ses décrets d'application. Cette loi couvre les déchets ménagers, industriels, médicaux et dangereux. Elle stipule l'obligation de réduction des déchets à la source, l'utilisation des matières premières biodégradables et la prise en charge des produits durant toute la chaîne de production et d'utilisation.

4.1.1 Loi N°28-00 relative à la gestion des déchets solides et à leur élimination

La loi sur les déchets solides et leur élimination a été adoptée en 2006. La loi prévoit l'aménagement par les collectivités locales de décharges contrôlées dans un délai maximal de trois ans à partir de la publication de la loi pour les déchets ménagers et de cinq ans pour les déchets industriels.

Cette loi définit le cadre juridique et institutionnel de la gestion des déchets et établit les responsabilités des différents acteurs impliqués dans la chaîne de gestion des déchets.

La loi marocaine prévoit notamment l'obligation pour les producteurs de déchets de les collecter, les trier et les éliminer de manière responsable, en respectant les normes environnementales en vigueur. Elle impose également la mise en place de plans de gestion des déchets au niveau local, élaborés en concertation avec les acteurs locaux et la société civile.

La loi marocaine prévoit également des mesures incitatives pour encourager la valorisation des déchets, notamment à travers la promotion du recyclage et de la récupération des matières recyclables. Elle impose également la mise en place de dispositifs de collecte sélective des déchets, en particulier pour les déchets dangereux.

Enfin, la loi marocaine prévoit des sanctions en cas de non-respect de ses dispositions, pouvant aller jusqu'à des peines de prison et des amendes. Elle encourage également la participation active de la société civile dans la gestion des déchets, en particulier à travers la promotion de l'éducation et de la sensibilisation à la réduction des déchets et à leur gestion responsable.

4.1.2 Décret n°2-09-284 fixant les procédures administratives et les prescriptions techniques relatives aux décharges contrôlées

Ce décret a pour objet de fixer :

- les procédures d'ouverture, de transfert, de modification substantielle ou de fermeture des décharges contrôlées ;
- les prescriptions techniques à respecter pour la mise en place de la décharge contrôlée en termes de choix du site et de son aménagement ;
- les conditions d'exploitation de la décharge pour en garantir la sécurité, l'hygiène et la surveillance.

L'exploitant selon ce décret est tenu de s'assurer que le sous-sol ou substrat géologique est étanche de façon naturelle et permet ainsi d'assurer à long terme la prévention de la pollution des sols et des eaux souterraines et de surface par les déchets et les lixiviats.

Lorsque le site ne dispose pas de cette étanchéité naturelle, les autorités gouvernementales chargées de l'intérieur et de l'environnement décident par un arrêté conjoint des modalités techniques d'étanchéifiassions artificielles.

La conception de la décharge doit :

- garantir l'interception, le stockage et l'élimination des eaux pluviales ou de ruissellement contaminées par les déchets ;
- assurer la collecte et l'évacuation des eaux de ruissellement des zones avoisinantes sans contamination de celle-ci par les déchets ;
- garantir le drainage, la collecte, le stockage et l'élimination des lixiviats s'écoulant au fond de la décharge ;
- comprendre une clôture périphérique et des portes d'entrée afin d'en limiter l'accès aux seules personnes autorisées ;
- permettre une bonne intégration paysagère du stock de déchets ;
- permettre la collecte et la valorisation ou la combustion simple biogaz produit par les déchets ;
- intégrer un pont à peser, un bâtiment disposant de l'eau, de l'électricité, du téléphone, d'un bureau, d'un réfectoire, de sanitaires, et éventuellement d'un atelier pour l'entretien et la réparation des engins ;
- zone de parking et éventuellement une station de lavage et de nettoyage des pneus des engins et véhicules.

4.1.3 *Décret n° 2-07-253 du 14 rejeb 1429 (18 juillet 2008 et publié au BO le 07 août 2008) portant classification des déchets et fixant la liste des déchets dangereux*

Ce texte a pour objet d'inventorier et de classer toutes les catégories des déchets dans un catalogue dénommé « catalogue marocain des déchets », de désigner les déchets dangereux et de définir les caractéristiques de danger inhérentes à ce type de déchets. La classification des déchets a été effectuée sur la base de la législation internationale comparée, notamment le Catalogue européen des déchets et la Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontaliers des déchets dangereux et de leur élimination. Ce catalogue marocain des déchets prend en compte les exigences des échanges internationaux en matière d'importation et d'exportation des déchets ainsi que les nécessités de protection de l'environnement au niveau national. Il s'inscrit dans le cadre de l'effort de rapprochement de la législation marocaine relative aux déchets avec les règles en vigueur sur le plan international.

4.1.4 *Décret N° 2-9-139 du 25 Joumada I 1430 (21 Mai 2009 et publié au BO le 18 juin 2009) relatif à la gestion des déchets médicaux et pharmaceutiques*

Ce décret a pour objectif :

- la fixation des modalités de gestion des déchets médicaux et pharmaceutiques ainsi que les modalités de leur élimination ;
- la classification des déchets médicaux et pharmaceutiques en quatre catégories en fonction de leurs caractéristiques et leur nature en vue de faciliter leur gestion ;
- la mise en place d'un système interne de gestion des déchets ;
- la fixation des modalités selon lesquelles les déchets médicaux et pharmaceutiques sont triées, emballés et stockés ;
- la fixation des modalités de délivrance de l'autorisation pour la collecte et le transport des déchets médicaux et pharmaceutiques dangereux, conformément aux dispositions de l'article 40 de la loi 28.00 susvisée ;
- la précision des conditions et des modalités de collecte, de transport, de traitement et d'élimination des déchets selon leur catégorie ainsi que les

responsabilités incombant aux personnes chargées de collecter, de transporter et de recevoir ces déchets.

4.1.5 Décret n° 2-03-538 du 22 mars 2010 fixant les modalités d'élaboration du plan national directeur des déchets dangereux

Ce décret a pour but de fixer :

- les membres représentés à la commission consultative chargée d'examiner et de donner son avis sur le plan ;
- les autorités gouvernementales chargées de définir les termes de références sur la base desquels sont définis les objectifs et le contenu du plan ;
- la procédure d'organisation et de déroulement de l'enquête publique à laquelle ledit projet de plan est soumis.

4.1.6 Décret n° 2-09-285 du 23 rejeb 1431 (6 juillet 2010 et publié au BO le 05 aout 2010) fixant les modalités d'élaboration du plan directeur préfectoral ou provincial de gestion des déchets ménagers et assimilés et la procédure d'organisation de l'enquête publique afférente à ce plan

Ce décret détermine les membres représentés à la commission consultative chargée d'examiner et de donner son avis sur le plan, les autorités gouvernementales chargées de définir les termes de références sur la base desquels sont définis les objectifs et le contenu du plan et la procédure d'organisation et de déroulement de l'enquête publique à laquelle ledit projet de plan est soumis.

4.1.7 Procédure d'organisation et de déroulement de l'enquête publique à laquelle ledit projet de plan est soumis

Ce décret institue une « Commission des PCB » qui a pour mission de veiller au respect et à la mise en œuvre des clauses de la Convention de Stockholm.

4.1.8 *Décret n°2-09-683 du 06 juillet 2010 (publié au BO le 05 aout 2010) relatif au plan directeur régional de gestion des déchets industriels, médicaux et pharmaceutiques non dangereux et des déchets ultimes, agricoles et inertes*

Ce décret détermine :

- les membres représentés à la commission consultative chargée d'examiner et de donner son avis sur le plan ;
- les autorités gouvernementales chargées de définir les termes de références sur la base desquels sont définis les objectifs et le contenu du plan ;
- la procédure d'organisation et de déroulement de l'enquête publique à laquelle ledit projet de plan est soumis.

4.1.9 *Loi n° 10-95 sur l'eau et ses décrets et arrêtés (rejets directs) remplacée par la loi 36-15 sur l'eau*

Cette loi a été promulguée le 16 août 1995 et remplacée par la loi 36-15 du 10 août 2016. Elle s'est fixée pour objectif la mise en place d'une politique nationale de l'eau basée sur une vision prospective qui tient compte d'une part de l'évolution des ressources, et d'autre part des besoins nationaux en eau. Elle prévoit des dispositions légales visant la rationalisation de l'utilisation de l'eau, la généralisation de l'accès à l'eau, la solidarité interrégionale, la réduction des disparités entre les villes et les campagnes en vue d'assurer la sécurité hydraulique de l'ensemble du territoire du Royaume.

Un des volets de la loi est la gestion des ressources en eau dans le cadre d'une unité géographique, le bassin hydraulique permettant de concevoir et de mettre en œuvre une gestion décentralisée de l'eau.

Rejets, dépôts directs ou indirects, déversements, écoulements dans une eau superficielle ou une nappe souterraine, susceptibles d'en modifier les caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques sont soumis à l'autorisation de l'Agence de Bassin Hydraulique.

4.1.10 Décret n°2-04-553 du 13 hijja 1425 (24 janvier 2005) relatif au déversement des eaux usées et ses arrêtés conjoints

Ce décret relatif aux déversements, écoulements, rejets dépôts directs ou indirects dans les eaux superficielles ou souterraines, ouvre la voie à l'application effective des procédures de déclaration des rejets existants et du paiement subséquent de la redevance. Les redevances sont collectées par l'Agence de Bassin auprès du gestionnaire du service d'assainissement ou de l'auteur du rejet direct dans la nature.

Le décret n° 2.04.553 du 13 dilhija 1425 (24 Janvier 2005) relatif aux déversements, écoulements, rejets, dépôts directs ou indirects dans les eaux superficielles ou souterraines est applicable aux rejets des décharges.

4.1.11 Décret exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides

Les valeurs limites de rejet applicables aux décharges, en l'absence de valeurs limites spécifiques de rejet, sont reprises dans le tableau ci-dessous :

Tab. 4 : Valeurs limites de rejet applicables aux décharges

Paramètres	Valeurs limites générales de rejet dans le milieu naturel	Valeurs limites générales de rejet des eaux usées industrielles dans les réseaux publics d'assainissement
Température (°C)	30	35
pH	5.6 - 9	5.6 – 9
MES mg/l	50	600
Azote Kjeldahl mg/l	30	30
Phosphore total mg/l	10	20
DCO mg O_2/l	500	1 000
DBO_5 mg O_2/l	100	500
Chlore actif mg/l	0.2	3
Dioxyde de chlore mg/l	0.05	
Aluminium mg/l	10	10
Détergents mg/l	3	3
Conductivité en µs/cm	2 700	
Salmonelles / 5000 ml	Absence	Absence
Vibrions cholériques/5000 ml	Absence	Absence
Cyanures libres CN^- mg/l	0.1	0.5
Sulfates SO_4^{2-} mg/l		600

Sulfures libres S^{2-}	1	1
Fluorures F^- mg/l	15	15
Indice de phénols mg/l	0.3	5
Hydrocarbures pas infra-rouge mg/l	10	20
Huiles et graisses mg/l	30	50
Antimoine (Sb) mg/l	0.3	0.3
Argent (Ag) mg/l	0.1	0.1
Arsenic (As) mg/l	0.1	0.5
Baryum (Ba) mg/l	1	1
Cadmium (Cd) mg/l	0.2	0.5
Cobalt (Co) mg/l	0.5	1
Cuivre total (Cu) mg/l	0.5	1
Mercure total (Hg) mg/l	0.05	0.01
Plomb total (Pb) mg/l	0.5	0.5
Chrome total (Cr) mg/l	2	2
Chrome hexavalent (Cr^{6+}) mg/l	0.2	0.2
Etain total (Sn) mg/l	2	2
Manganèse (Mn) mg/l	1	2
Nickel total (Ni) mg/l	0.5	1
Sélénium (Se) mg/l	0.1	1
Zinc total (Zn) mg/l	5	2
Manganèse (Mn) mg/l	3	3
AOX	5	5

4.1.12 Loi 11-03 relative à la protection et à la mise en valeur de l'environnement

La loi 11-03 relative à la protection et à la mise en valeur de l'environnement, promulguée par le Dahir N°1-03-59 du 10 rabii I 1424 (12 mai 2003), définit les principes et les orientations d'une stratégie juridique environnementale pour le Maroc. Cette loi de portée générale répond aux besoins d'adopter une démarche globale et intégrée assurant le meilleur équilibre possible entre la nécessité de préservation de l'environnement et les besoins de développement économique et social du pays.

4.1.13 Loi 12-03 relative aux Études d'Impact sur l'Environnement et ses décrets d'application

La loi 12-03 relative aux Etudes d'Impact sur l'Environnement, est promulguée par le Dahir n° 1-03-06 du 10 rabii I 1424 (12 mai 2003). Elle assujettit à l'étude d'impact sur

l'environnement, tout projet ou ouvrage qui, en raison de sa nature, de sa dimension ou de ses incidences sur le milieu naturel est susceptible d'avoir un impact sur l'environnement. Aussi, cette loi identifie les ouvrages soumis à l'EIE, pose les principes des EIE, définit le contenu du rapport de l'EIE et subordonne l'obtention d'autorisation ou d'approbation d'un projet soumis à l'étude d'impact à une décision d'acceptabilité environnementale.

Les projets soumis à l'étude d'impact sur l'environnement sont :

- les établissements insalubres, incommodes ou dangereux classés en première catégorie (décret du 25 aout 1914) ;
- les projets d'infrastructures, dont les projets de gestion des déchets ;
- les projets industriels ;
- l'agriculture ;
- les projets d'aquaculture et de pisciculture.

Le comité national ou régional des études d'impact sur l'environnement est présidé par le Département de l'Environnement ou le Walli. Il a pour rôle de décider, sur la base des résultats de l'étude d'impact, de l'acceptabilité environnementale qui conditionne la mise en œuvre des projets assujettis.

4.1.14 Loi N°13-03 relative à la lutte contre la pollution atmosphérique

La loi 13-03 relative à la lutte contre la pollution atmosphérique, promulguée par le Dahir N°1-03-61 du 10 Rabii I 1424 (12 mai 2003), vise la préservation et la lutte contre les émissions des polluants atmosphériques susceptibles de porter atteinte à la santé de l'homme, à la faune, au sol, au climat, au patrimoine culturel et à l'environnement en général. Elle s'applique à toute personne physique ou morale soumise au droit public ou privé, possédant, détenant, utilisant ou exploitant des immeubles, des installations minières, industrielles, commerciales ou agricoles, ou des installations relatives à l'industrie artisanale ou des véhicules, des engins à moteur, des appareils de combustion, d'incinération des déchets, de chauffage ou de réfrigération.

Elle définit les moyens de lutte contre la pollution de l'air, les procédures de sanctions en cas de dommages ou de pollution grave et les mesures d'incitation à l'investissement dans les projets de prévention de la pollution de l'air.

4.1.15 Conventions ratifiées par le Maroc concernées

Ci-après les conventions avec les dates d'entrée en vigueur :

- Convention internationale sur la protection des oiseaux le 17/09/1956 ;
- Convention internationale sur la protection des végétaux le 12/10/1972 ;
- Convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles le 14/12/1977 ;
- Convention relative aux zones humides d'importance internationale le 10/10/1980 ;
- Convention pour la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion des déchets et de ses annexes le 20/03/1977 ;
- Convention relative à la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage le1/11/1993 ;
- Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranéenne contre la pollution d'origine tellurique le 11/03/1987 ;
- Amendements des listes de substances figurant dans les Annexes I et II de la convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion des déchets le11/03/1981 ;
- Protocole amendant la convention relative aux zones humides d'importance internationale le 1/10/1986 ;
- Convention sur le contrôle des mouvements transfrontières des déchets dangereux et leur élimination le 27/03/1996 ;
- Convention sur les changements climatiques le 27/03/1996.

4.2. Structure d'une décharge

Le principe du stockage/mise en décharge consiste à enfouir les déchets dans des casiers isolés hydrauliquement, dans lesquels une combinaison de réactions physiques, chimiques et biologiques s'opère au cours de la dégradation des déchets pour aboutir principalement à la formation de liquides pollués (lixiviats) et de gaz. Les anciennes décharges, construites avant la prise de conscience du réel impact des émissions des massifs de déchets sur l'environnement, étaient établies à même le sol ; ce qui est le cas de la décharge contrôlée de Fès sur laquelle porte cette étude qui suit. Pour parer à d'éventuelles infiltrations incontrôlables de lixiviats dans le sous-sol, les décharges actuelles sont équipées d'un système de double barrière de sécurité mis en place sous l'aire de stockage, qui assure notamment le drainage, la collecte des lixiviats et permet de prévenir une pollution des sols, des eaux souterraines et superficielles. La gestion des effluents est éventuellement

complétée par des dispositifs de collecte, de traitement et d'utilisation du biogaz, en cas de forte production.

La conception d'une décharge doit :

- s'assurer que le sous-sol ou substrat géologique est étanche et permet ainsi d'assurer à long terme la prévention de la pollution des sols, des eaux souterraines et de surfaces par les déchets et les lixiviats. Lorsque le site de décharges ne dispose pas d'étanchéité naturelle, il est nécessaire d'opter pour des techniques d'étanchéification artificielle ;
- garantir l'interception, le stockage et l'élimination des eaux pluviales ou de ruissellement contaminées par les déchets ;
- assurer la collecte et l'évacuation des eaux de ruissellement des zones avoisinantes sans contamination de celle-ci par les déchets ;
- garantir le drainage, la collecte, le stockage et l'élimination des lixiviats s'écoulant au fond des casiers ;
- comprendre une clôture périphérique et des portes d'entrée afin d'en limiter l'accès aux seules personnes autorisées ;
- permettre une bonne intégration paysagère du stock de déchets ;
- permettre la collecte et la valorisation ou la combustion simple du biogaz produit par les déchets ;
- intégrer un pont à peser, un bâtiment disposant de l'eau, de l'électricité, du téléphone, d'un bureau, d'un réfectoire, de sanitaires, et éventuellement d'un atelier pour l'entretien et la réparation des engins ;
- intégrer une zone de parking et éventuellement une station de lavage et de nettoyage des pneus des engins et véhicules.

Il est important de prévoir des infrastructures dont le coût de fonctionnement, les amortissements et les charges financières, correspondent à la capacité contributive de la population et des autres producteurs de déchets.

La décharge constitue donc, à ce jour, l'élément principal d'un site de traitement des déchets mais d'ici quelques années pourrait ne constituer qu'un des maillons d'une gestion des déchets privilégiant le recyclage et la valorisation des déchets. Il est donc recommandé de réserver une emprise pour l'implantation des activités de détournement de la mise en décharge.

Dans la mesure où l'exploitant peut intervenir dans la conception du site, il devrait solliciter l'ingénieur conseil ou le bureau d'étude afin que celui-ci envisage :

- les casiers de la décharge (tous les casiers doivent être conçus avant l'équipement du premier casier) ;
- la circulation et les zones de manœuvre des camions de collectes ;
- le système de collecte, de stockage et éventuellement de traitement des lixiviats et des eaux de voirie ;
- le système de collecte et de stockage des eaux de ruissellement ;
- les zones de circulation des véhicules ;
- un ou plusieurs engins de compaction des déchets ;
- les modalités de maintenance et de réparation des engins ;
- des bureaux, des locaux pour le personnel ouvrier ;
- un pont à pesées équipé d'un système informatique permettant de comptabiliser les apports, leur nature et leur origine ;
- la possibilité ultérieure d'un raccordement au réseau de distribution d'électricité, si possible en moyenne tension (15,000 Volts) ;
- les modalités d'intervention des services de secours (ambulances, pompiers,...) en cas d'incendie ou d'accident sur les lieux de travail ;
- les zones de stockage des matériaux de couvertures intermédiaire et finale ;
- les unités de traitement ou de valorisation des déchets permettant un détournement des flux mis en décharges ;
- au moins deux bornes géodésiques permettant de suivre l'évolution des volumes de déchets et la stabilité des digues.

Une décharge doit être considérée comme un site industriel, la pesée des véhicules, la gestion administrative des arrivages et de la maintenance des équipements, l'entretien des engins, la présence permanente d'un représentant du Maître d'Ouvrage, le stockage de pièces de rechange, la circulation à l'intérieur du site, …sont indispensables à la bonne gestion du stockage des déchets et des mesures d'atténuation.

L'intégration paysagère du site est également importante car elle contribue fortement à l'amélioration de l'acceptabilité sociale du stockage des déchets pour les populations proches du site.

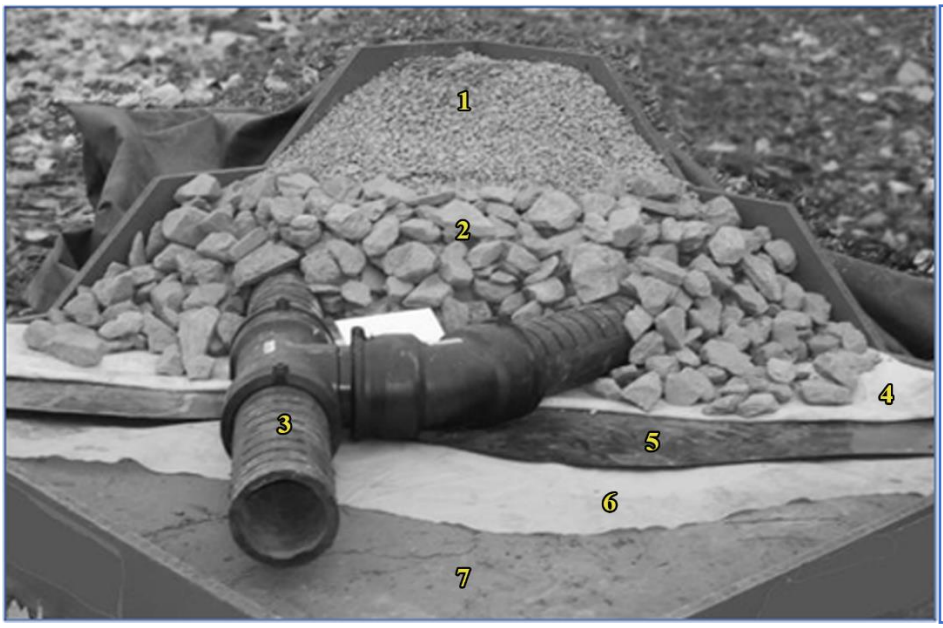
Un casier est une unité hydrauliquement indépendante de stockage des déchets, il peut comprendre plusieurs cellules qui correspondent à la chronologie d'exploitation du

casier et à la gestion des couvertures intermédiaires et finales. Il est généralement équipé de système de drainage des lixiviats et du biogaz ainsi que qu'un système d'étanchéification artificiel.

La planification des aménagements des casiers doit permettre de disposer d'un volume de réserve de mise en décharges correspondant au minimum de 3 à 5 années d'exploitation, période souvent nécessaire à l'obtention des études et du financement ainsi qu'à la réalisation des travaux d'un nouveau casier.

4.2.1. Étanchéité-drainage des fonds de casiers

Le fond de casier est équipé d'un système d'étanchéité-drainage qui permet d'acheminer les lixiviats vers une unité de traitement et d'éviter que ceux-ci ne s'infiltrent dans le sol **(Fig.1).**



Du haut en bas :

1- Graviers fins non calcaires
2- Graviers grossiers non calcaires
3- Conduites de drainage
4- Géotextile anti-poinçonnement
5- Géomembrane
6- Géotextile de protection
7- Sol remanié

Fig. 1 : Différents composants du fond d'un casier

Le niveau de préparation du sol et de l'étanchéification artificielle des casiers dépendent de la vulnérabilité du site à l'infiltration de lixiviats dans le sol (liée à la perméabilité du sol et à la présence de nappes sous le site).

Le système de drainage est systématiquement nécessaire car les déchets, durant leur stockage, produisent des quantités non négligeables de lixiviats qu'il faut collecter et traiter avant rejet dans le milieu nature. La présence d'eau libre dans les déchets diminue l'efficacité des systèmes de collecte du biogaz ainsi que la stabilité des déchets, ce qui augmente les risques d'accidents.

4.2.2. Compaction et stabilité mécanique des déchets

Les installations de stockage comme les sols, sont constituées de matériaux hétérogènes et de matières solides, liquides ou gazeuses. On y trouve principalement :

- des matériaux stables et inertes tels que, les céramiques, le verre, les métaux... dont le comportement correspond à celui d'un sol dense,
- des matériaux très déformables tels que le papier, les textiles et les matières plastiques...,
- des matériaux décomposables tels que le bois, les végétaux, les matières alimentaires, le papier-carton ….

Les casiers subissent donc pendant une période plus ou moins longue des tassements intervenant au cours de deux processus. Ces tassements différentiels peuvent détériorer les puits de captage. Ils sont très difficilement évitables et doivent être pris en considération dans la conception du système de collecte du biogaz. On distingue deux types de compressions :

- ✓ **compression primaire** : sous l'effet de leur propre poids et de celui des déchets déposés par la suite, les matériaux vont se réarranger par distorsion et réorientation pour combler les espaces vides. Ce tassement est en général important et intervient surtout lors de la première année de stockage, particulièrement si la compaction à l'aide d'engins est correctement menée. Cette compaction est également liée à la densité des déchets présentés au service de collecte et au type de camion utilisé pour transporter les déchets collectés ;
- ✓ **compression secondaire** : deux phénomènes interviennent pendant cette phase. D'une part, un premier tassement provoqué par l'écoulement des eaux et par les vibrations : de fines particules comblent les espaces vides laissés par les plus gros éléments. D'autre part, un second tassement, plus lent, résulte de la décomposition biochimique et physico-chimique des déchets. Les conditions de fermentation, en particulier la teneur en eau ou la température influencent la vitesse de tassement.

4.2.3. Pentes de talus

Le profilage des déchets doit être correctement initié dès le début de l'exploitation en intégrant un tassement de 20%. Le plan d'exploitation fournira les cotes de nivellement (**Fig.2**) et les cotes après tassement de 20%, de manière à permettre l'exploitation maximale du casier tout en conservant des pentes de talus stables pour la réhabilitation et la post-gestion.

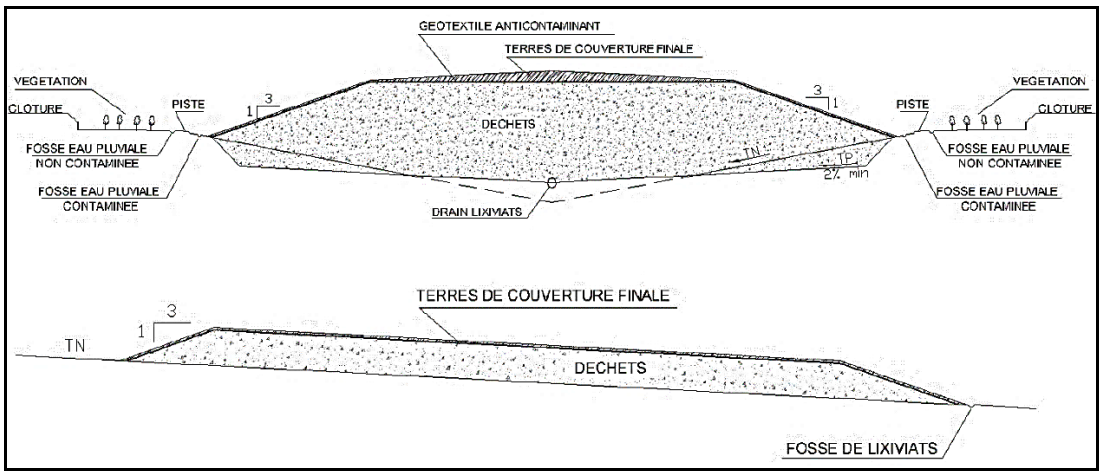


Fig. 2 : Dispositif de mise en place du casier de la décharge

4.2.4. Collecte du biogaz dès la création du casier

Le biogaz produit naturellement après plusieurs mois et durant au moins une dizaine d'années doit être canalisé afin d'être collecté et valorisé et d'éviter d'éventuels incendies ou explosions.

Actuellement deux approches existent. La première consiste à remplir le casier de ses premières cellules rapidement et à forer dans les déchets afin d'y installer des puits de captage. La seconde consiste à monter des tuyaux de captage du biogaz au fur et à mesure du remplissage du casier.

4.2.5. Aménagement final du casier

À la fin de la période d'exploitation, tous les aménagements non nécessaires au maintien et au suivi de la couverture du site, aux dispositifs de dégazage, au traitement des lixiviats et au suivi du tassement des déchets peuvent être supprimés. Il est conseillé au plus tard un an après la fermeture du site, de prévoir des servitudes d'utilité publique sur tout ou partie de l'installation. Ces servitudes ont pour objectif d'interdire l'implantation de

constructions et d'ouvrages susceptibles de nuire au bon état du site et à son suivi (couverture, biogaz, lixiviats). Elles peuvent autant que nécessaire limiter l'usage du sol du site.

D'autre part, lorsque le climat le permet, les sites sont revégétalisés. Cette solution permet la réintégration paysagère du site dans son environnement mais également la protection des sols contre l'érosion. Pour atteindre ce double objectif, il faut fournir aux végétaux des conditions idéales à leur développement (humidité, nature du sol, épaisseur, absence de biogaz, matière organique, ...). Il convient par ailleurs de sélectionner judicieusement la nature des végétaux. Ces derniers doivent être adaptés aux conditions spécifiques du site et surtout présenter un système racinaire superficiel afin de ne pas endommager la couverture finale.

4.3. Déchets admis

La loi 28-00 subdivise les décharges contrôlées au niveau de son article 48 selon les types de déchets réceptionnés, distinguant ainsi, classe 1 qui sont les décharges des déchets ménagers et assimilés, classe 2 qui reçoivent les déchets industriels, médicaux et pharmaceutiques non dangereux, les déchets agricoles et les déchets ultimes et inertes et classe 3 consacrées aux déchets dangereux. Le même article permet à une décharge de la classe 1 de recevoir, moyennant certains aménagements spécifiques, les déchets de la classe 2.

Les déchets ménagers et assimilés sont un mélange hétérogène de matériaux ayant des propriétés physiques et chimiques très différentes. Les matières organiques représentent la principale composante, suivies du papier-carton et du plastique. Cette composition est largement déterminée par la nature des déchets et leur emballage ainsi que les pratiques de consommation, qui varient en fonction du niveau de vie et des habitudes culturelles **(Tab.5)**.

Tab. 5 : Exemple de composition des déchets ménagers (en %) du Maroc (Ministère de l'aménagement du territoire, de l'eau et de l'environnement)

	1980	1992	1998	2002(*)
Matières organiques (déchets alimentaires, déchets de jardin et matériaux similaires)	75	65 à 70	50 à 70	65.5
Papier, Carton	15	18 à 20	5 à 10	12.3
Plastiques	0,3	2 à 3	6 à 8	13.0
Verres	0,6	1	1 à 2	2.1
Métaux	0,4	1 à 3	1 à 4	1.6
Autres déchets	8,8	5 à 7	16 à 18	5.5

4.3.1. Phase d'exploitation

Dans le cas d'une décharge, il est peu réaliste de distinguer systématiquement le suivi environnemental du suivi d'exploitation car une bonne partie des ouvrages et équipements du site visent à réduire l'impact environnemental du stockage des déchets.

Les déchets sont déposés en couches successives dans le casier en service, qui sont compactés à l'aide d'engins munis de roues dentées en acier (Damien A., 2004). Le véhicule compacteur a deux fonctions principales : l'étalement des déchets en couches d'épaisseur uniforme sur une surface limitée et le compactage des déchets dans le but de réduire leur volume et d'améliorer la stabilité de la décharge. Chaque couche de déchets est régulièrement recouverte par de la terre pour limiter les envols, les odeurs, la prolifération de nuisibles (rats, mouettes, corbeaux…) (Williams P.T., 2005). L'association du compactage qui chasse l'air interstitiel et du recouvrement limite nettement l'apport en oxygène dans le massif et génère rapidement des conditions anaérobies, après une brève étape aérobie. De ce mode d'enfouissement résulte la formation de lixiviats à forte charge organique et minérale et de fortes émissions de biogaz (Erses A.S., 2008,). Les décharges « classiques » sont exploitées selon ce mode.

a. Suivi du nivellement

Le suivi consiste à vérifier l'efficacité du nivellement en s'assurant que :

- les déchets sont nivelés dès leur arrivée ;
- les surfaces de travail sont aussi réduites que possibles ;

- les surfaces en attente de nivellement sont recouvertes de matériaux inertes et/ou d'une couche amovible favorisant le ruissellement au détriment de l'infiltration ;
- La densité des déchets après nivellement dépasse les 0,8T/m³, en réalisant tous les ans un relevé topographique des déchets versés et en exploitant la base de données du pont à pesées ;
- le stock de terres de couverture est suffisant ;
- la dispersion des déchets autour des casiers est faible et que les filets de confinement sont opérationnels et correctement installés ;
- les véhicules ne contaminent pas les routes lorsqu'ils sortent du site ;

Il s'agit de vérifier, en particulier en fin de saison sèche :

- l'état des fossés de collecte des eaux de ruissellement ;
- l'état des passages sous voirie ;
- le niveau des boues dans les bassins ;
- l'état des digues des bassins ;
- l'état des équipements de l'unité de traitement ou de prétraitement des lixiviats ;
- les performances de l'unité de traitement ou de prétraitement.

Par ailleurs, il est également recommandé de procéder tous les 6 mois au curage des drains situés sous les déchets, soit par l'injection de gros débits d'eau (courant de chasse) soit par l'introduction d'un robot nettoyeur (muni de buses rotatives permettant la projection d'eau sous haute pression). L'exploitant veillera également, en fin de saison sèche, à minimiser les surfaces de déchets permettant l'infiltration des eaux pluviales, de manière à minimiser les quantités de lixiviats produites.

b. Suivi de la gestion du biogaz

Le suivi d'exploitation et la gestion du biogaz est intimement lié à la solution d'incinération/valorisation du biogaz qui impose un niveau de qualité du biogaz déterminé et un suivi des équipements défini dans les manuels d'exploitation et de maintenance remis par l'installateur. L'état des pompes immergées dans les puits verticaux de dégazage sera également vérifié tous les 6 mois au minimum.

Le suivi de la composition du biogaz et des débits produits permet de caractériser la réaction biologique de méthanisation, d'apporter d'éventuelles actions correctives (telle que

la recirculation des lixiviats) et d'affiner la courbe théorique de modélisation de la production de biogaz au cours du temps.

Le suivi des fuites de biogaz au travers de la couche de couverture finale est également recommandé, au moins périodiquement.

c. Suivi des eaux souterraines

Une décharge présente un risque de contamination des eaux souterraines. De ce fait, celles-ci sont suivies à l'aide de piézomètres implantés à l'amont et à l'aval des casiers.

Une analyse annuelle des principaux paramètres, tels que la DCO, les différentes formes de l'azote, le plomb, le nickel, le cadmium, le cuivre, le zinc, les sulfates, ... et la comparaison des valeurs obtenues entre l'amont et l'aval des casiers permettront de déceler une éventuelle contamination des eaux souterraines.

4.3.2. Suivi post-exploitation

À l'issu de la période d'exploitation, le site est soumis à une période de suivi post-exploitation jusqu'à ce que les autorités (préfet, inspection des ICPE) statuent sur la stabilisation des déchets et l'innocuité du site envers l'environnement (Laner D., 2012). En effet, l'arrêt des dépôts n'est pas concomitant avec la finalisation de la dégradation des déchets, qui continue à s'opérer pendant de nombreuses années en générant des lixiviats et du biogaz. Ces effluents qui servent d'indicateurs de stabilisation des déchets peuvent avoir une qualité constante sur plusieurs années alors qu'au sein même du massif les déchets peuvent toujours être évolutifs. Généralement, le suivi post-exploitation est prévu sur une durée de 30 ans. Or, aucune installation de stockage des déchets (ISD) n'a, à ce jour, atteint le stade de post-exploitation et il est impossible de définir si 30 ans suffisent à assurer une parfaite résorption des risques de pollution, d'incendie et des nuisances (Kjeldsen, 2002). Aussi, la mise en place d'une période de suivi post-exploitation est indispensable pour s'assurer de la pérennité du système.

Le suivi post-exploitation diffère peu du suivi réalisé pendant la phase d'exploitation. Il se compose d'une surveillance de l'intégrité de la couverture finale et également d'un suivi des émissions liquides et gazeuses, des eaux de ruissellement, des eaux souterraines, à la seule différence que les fréquences d'échantillonnage et d'analyses sont plus longues.

Pour toute partie couverte (couverture finale ou définitive), un programme de suivi doit être prévu. Une première phase de suivi est réalisée sur une période minimale de 5 ans et comprend :

- un contrôle au minimum mensuel du système de drainage des lixiviats et de leur traitement,
- un contrôle au minimum mensuel du système de captage du biogaz,
- un contrôle au moins tous les 6 mois des eaux souterraines,
- un contrôle au moins tous les 6 mois de la qualité des rejets des eaux de ruissellement,
- l'entretien du site (couverture végétale, clôture),
- le maintien du profil topographique nécessaire à la bonne gestion des eaux de ruissellement superficielles.

A la fin des 5 ans, l'exploitant rédige un rapport sur l'état du site, accompagné d'une synthèse de l'ensemble des analyses effectuées depuis la mise en place de la couverture finale. En fonction de la qualité des résultats obtenus, l'autorité compétente peut alors modifier la fréquence et la nature des contrôles.

S'il s'avère, 15 ans après la fin de l'exploitation, que le casier produit toujours des lixiviats en grande quantité, l'autorité compétente devrait demander à l'exploitant la réalisation d'une étude technico-économique sur les possibilités de réduction de la quantité de lixiviats, notamment par la mise en place d'une couverture finale améliorée.

4.4. Evolution des déchets

4.4.1. Phases de dégradation

Un massif de déchets contient un mélange diversifié de composants, à la fois organiques et inorganiques, aux propriétés physiques et chimiques variables. Après enfouissement des déchets, une combinaison de processus physiques, chimiques et microbiologiques s'opère au sein du massif, entraînant une dégradation des déchets jusqu'à un état dit « stabilisé ». Les déchets alimentaires font partie des déchets qui se dégradent le plus facilement tandis que les autres matériaux, tels que le plastique, le caoutchouc, le verre sont très résistants à la décomposition (Robinson W.D., 1986). L'évolution globale du massif de déchets s'organise en cinq phases (Bozkurt S., 2000; Kjeldsen P., 2002) (**Fig.3**). En raison de la composition hétérogène des déchets et de leur enfouissement échelonné dans

le temps, le degré de dégradation des déchets varie spatialement au sein du massif. Les cinq phases de dégradation ne sont pas consécutives pour l'ensemble du massif et peuvent apparaître simultanément en différents points.

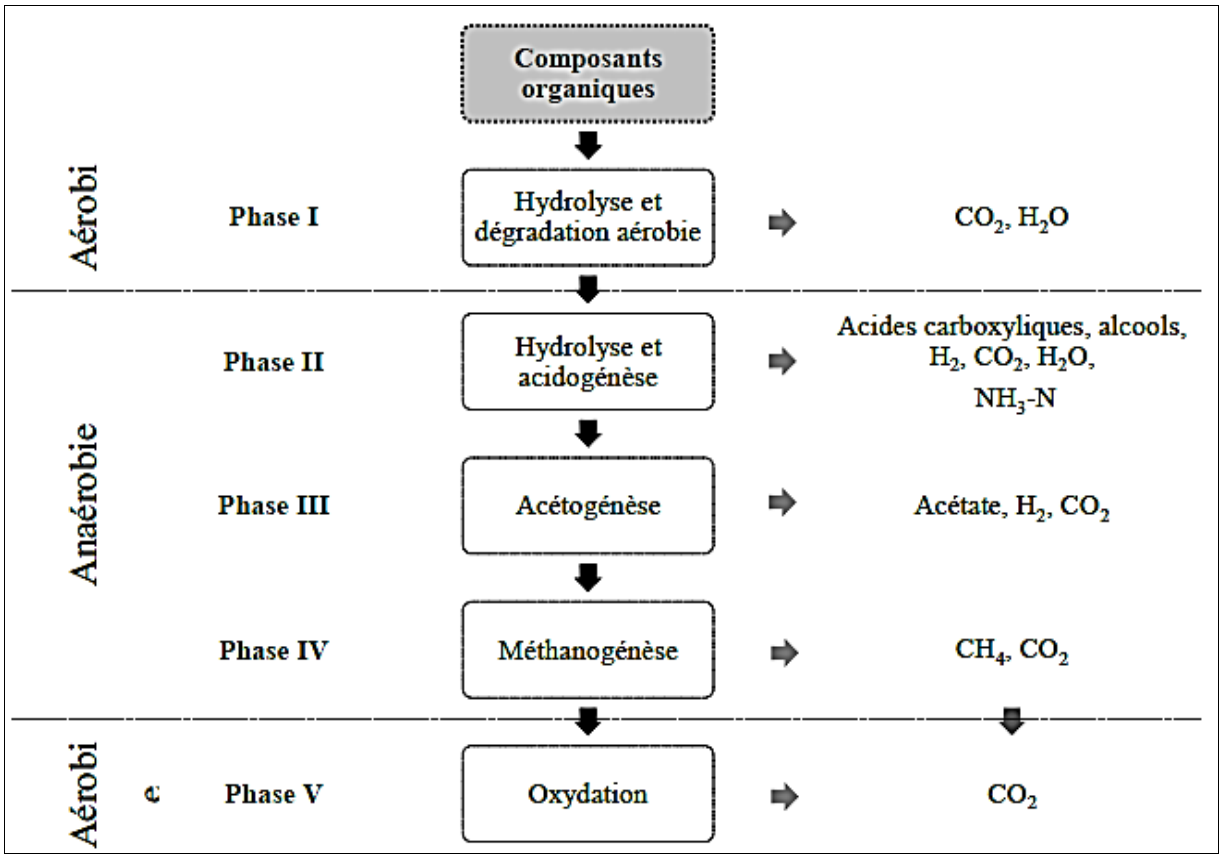


Fig. 3 : Cinq phases de dégradation des déchets (Williams P.T., 2005; Kjeldsen P., 2002)

a. Dégradation aérobie (phase I)

Cette phase débute spontanément après le dépôt et consiste en une consommation rapide de l'oxygène présent dans les pores des déchets par les bactéries aérobies, qui dégradent la matière organique en CO2, H2O et résidus organiques partiellement dégradés, en produisant une température pouvant atteindre 60 °C (Renou S, 2008a). Le stock d'oxygène n'étant pas renouvelé après recouvrement des déchets, la phase aérobie n'excède pas quelques jours dans les décharges classiques (Kjeldsen P., 2002). Si les déchets sont mis en oeuvre en couches peu épaisses et ne sont pas recouverts pendant plusieurs mois, la dégradation aérobie peut se poursuivre.

b. Dégradation anaérobie (phases II à IV)

Après consommation totale de l'oxygène, la dégradation anaérobie se met en place. Elle intervient plus ou moins rapidement en fonction du mode d'exploitation (rapidité de

recouvrement, broyage des déchets, intensité du compactage…). La dégradation anaérobie constitue la plus longue phase du processus de dégradation. Sa durée peut probablement atteindre 50 ans (Bozkurt S., 2000). Cette phase se caractérise par la décomposition des constituants biodégradables majeurs des déchets (cellulose et hémicellulose) en méthane et dioxyde de carbone (Kjeldsen P., 2002) et s'organise en trois étapes.

- ***Phase II : fermentation acide (hydrolyse et acidogenèse)***

La matière organique complexe est dans un premier temps, hydrolysée en molécules simples, qui sont fermentées lors de l'acidogenèse en acides carboxyliques (ou acides gras volatils (AGV)), alcools et gaz (80 % de dioxyde de carbone et 20 % d'hydrogène). La température interne diminue pour atteindre 30-50 °C. La diminution du pH (jusqu'à 5) entraîne une solubilisation des éléments minéraux et métalliques (Rouez M., 2008; Worell W.A. and Vesilind, 2011). La formation d'AGV est responsable du faible pH (5-6) et de la forte charge organique dans les lixiviats produits (Barlaz M.A., 2002; Kylefors K., 2002).

- ***Phase III : acétogenèse***

Les bactéries acétogènes convertissent les sous-produits de l'acidogènes en acétate, hydrogène et dioxyde de carbone, qui sont les précurseurs directs du méthane. Les teneurs en hydrogène et dioxyde de carbone tendent à diminuer au cours de la phase III (Williams P.T., 2005). Cette phase s'accompagne d'une augmentation du pH jusqu'à la neutralité suite au développement de bactéries anaérobies strictes qui rééquilibrent les concentrations en AGV et CO2 (Rouez M., 2008).

- ***Phase IV : méthanogenèse***

Les faibles teneurs en hydrogène promeuvent le développement des bactéries méthanogènes qui dégradent les produits de la phase précédente en biogaz (60 % méthane et 40 % dioxyde de carbone). Les températures favorables à la formation du biogaz varient entre 30 et 65 °C.

Le rapport DBO/DCO devient faible car la matière organique dissoute dégradable est consommée par la population microbienne indigène (Barlaz M.A., 2002). Le pH du milieu augmente progressivement autour de 7-8 sous l'effet de la consommation des AGV (Kylefors K., 2002).

c. *Phase V : oxydation ou phase humique*

En fin de méthanogenèse, la production de biogaz devient minime. Elle continue à diminuer pendant la phase V, jusqu'à permettre progressivement l'infiltration d'air dans le massif. Ceci a pour conséquence de voir réapparaître des conditions oxydantes, qui engendrent une production de dioxyde de carbone résultant de la réaction d'oxydation du méthane résiduel (Kjeldsen P., 2002). Cette phase ne reste qu'hypothétique à large échelle car la majorité des anciennes décharges surveillées se situent en phase méthanogène stable (Christensen T.H. and Kjeldsen P., 1995).

4.4.2. Facteurs conditionnant la dégradation des déchets

De nombreux facteurs influencent la dégradation des déchets qui sont à la fois liés au type de déchets ainsi qu'à des paramètres intrinsèques au massif de déchets.

a. *Configuration du site*

La hauteur des déchets conditionne la vitesse de dégradation des déchets. Les massifs profonds requièrent une quantité importante d'eau pour atteindre l'humidité optimale nécessaire à la dégradation, ce qui engendre globalement un temps plus long de décomposition des déchets, comparativement à des massifs moins profonds (Reinhart D.R. and Grosh C.J., 1998).

La mise en place d'une couverture finale imperméable empêche les intrusions d'air et permet de maintenir des conditions anaérobies. Cependant, dans le cas d'un recouvrement trop rapide des déchets en période d'exploitation, la phase aérobie pourrait être réduite par manque de diffusion d'oxygène dans les déchets (Christensen, 1992).

b. *Caractéristiques des déchets*

La composition des déchets est déterminante pour l'évolution de la dégradation. Un massif contenant une forte proportion de composants biodégradables sera le siège d'une intense activité biologique. De plus, leur structure (granulométrie, densité, porosité) détermine la disponibilité de l'humidité, nécessaire à une dégradation optimale de la matière organique fermentescible (Williams P.T., 2005).

c. Humidité

L'eau est le plus important facteur d'influence de la stabilisation des déchets. Le taux d'humidité affecte particulièrement la vitesse de dégradation du massif. En effet, des taux d'humidité de l'ordre de 15-50 % sont considérés comme critiques puisque l'activité biologique est insignifiante (Rouez M., 2008). L'humidité intrinsèque aux déchets n'est pas suffisante pour contribuer au bon déroulement de la dégradation. Un apport extérieur d'eau via les précipitations est nécessaire. Dans les régions arides et semi-arides, où sont couplés le manque d'eau et la forte chaleur, le temps de dégradation est élevé car la dégradation des déchets est limitée aux périodes humides (Gómez M.A., 2012).

Cependant, le taux d'humidité n'est pas le seul gage du bon déroulement de la dégradation. La circulation de l'eau dans les déchets joue aussi un rôle prépondérant en assurant la dispersion des micro-organismes et des nutriments, ainsi qu'en expulsant les produits de la dégradation hors du massif (Rouez M., 2008).

d. Température

La température influence également la vitesse de dégradation, en affectant le développement des bactéries et les réactions chimiques (Lei L., 2012). Étant donné que chaque microorganisme possède une température optimale de développement, toute variation de température peut engendrer un déclin de croissance (Reinhart D.R. and Grosh C.J., 1998).

e. Oxygène

La quantité d'oxygène disponible dans les pores du massif détermine le type de dégradation, aérobie ou anaérobie. La décomposition aérobie, qui intervient en présence d'oxygène durant une courte période suivant le dépôt, peut perdurer en cas de diffusion d'air à travers la dernière couche de déchets ou la couverture finale. Généralement, seul le premier mètre du massif de déchets est en conditions aérobies en raison de la consommation rapide de l'oxygène par les bactéries aérobies (Kelly, 2002).

f. pH

L'acidité du massif influence l'activité des micro-organismes et les processus chimiques qui interviennent dans le massif de déchets. Initialement, le pH du massif est neutre, puis acide lors des phases II et III pour atteindre finalement un pH compris entre 6,8

et 7,5 en phase méthanogène (Williams P.T., 2005). Les conditions acides du début de la phase anérobie augmentent la solubilité des constituants chimiques et diminuent la capacité (sorptive capacity) des déchets (Andreottola, 1992).

4.4.3. Accélération des processus de dégradation

Des techniques d'accélération de la dégradation de la matière organique ont vu le jour car la durée nécessaire à la stabilisation des déchets est longue. Couplées entre elles, elles agissent simultanément sur plusieurs facteurs fondamentaux contrôlant la dégradation afin d'intervenir sur la durée nécessaire à l'obtention d'une stabilisation du massif.

a. Broyage

Le broyage permet une homogénéisation des déchets et une augmentation de leur surface spécifique pour la biodégradation tout en facilitant la distribution de l'eau dans le massif, en supprimant les barrières hydriques formées par les enchevêtrements de sacs plastiques, qui sont généralement rencontrées dans les massifs de déchets non broyés (Yuen, 2001). Cependant d'après Christensen (1992), le broyage peut induire une forte production d'acides lors des premières phases de dégradation. Ceci inhiberait le développement des conditions méthanogènes en raison de la sensibilité des bactéries méthanogènes aux conditions acides (Kangle K.M., 2012). Le broyage seul n'est donc pas recommandé mais peut être couplé à d'autres techniques, comme le pré-compostage (décrit plus bas) pour améliorer les processus de dégradation (Christensen, 1992).

b. Compactage

Sur des déchets relativement secs, le compactage peut optimiser la circulation d'eau et permettre une meilleure distribution des nutriments au cœur de la masse des déchets afin de favoriser la dégradation (Christensen, 1992). Au contraire, sur déchets humides, un trop fort compactage peut empêcher la diffusion de l'eau à l'intérieur du déchet, ce qui ralentit la dégradation (François, 2004).

c. Addition d'éléments

L'addition d'éléments (boues de station d'épuration, solution tampon, citron, enzymes, cendres, CaCO3…) a généralement pour but d'accélérer la dégradation des

déchets pour atteindre plus rapidement la méthanogenèse. Ces solutions additives agissent soit en tant qu'agent tampon, source de nutriments ou inoculum (Reinhart D.R. and Grosh C.J., 1998; Yuen, 2001; Kylefors K., 2002).

d. Pré-compostage

Le pré-compostage d'une fraction des déchets permet de dégrader la matière organique facilement dégradable par des processus aérobies. Ceci a pour conséquence de réduire la durée de la phase acide de la dégradation anaérobie (Christensen, 1992) responsable d'une forte production d'AGV. Il résulte une réduction de la charge organique des lixiviats et de la quantité de biogaz produite (Mahar R.B., 2009).

e. Recirculation de lixiviats

La recirculation de lixiviats accélère la dégradation des déchets en augmentant la teneur en eau des déchets ainsi qu'en facilitant la distribution dans le massif des nutriments, des microorganismes, des enzymes responsables du bon déroulement du processus de dégradation (Mehta R., 2002). Les conséquences directes de l'utilisation de cette méthode sont une réduction du temps nécessaire à la dégradation des déchets, une amélioration de la qualité des lixiviats et un accroissement de la production de biogaz (Erses A.S., 2008,).

4.5. Lixiviats et biogaz : sous-produits de dégradation

Au cours de la stabilisation de la matière organique, des sous-produits liquides et gazeux se forment, ce sont les lixiviats et le biogaz. Leurs caractéristiques varient d'une phase de dégradation à l'autre et reflètent les processus s'opérant au sein de la décharge.

4.5.1. Lixiviats

a. Définition

Les lixiviats sont des effluents liquides qui proviennent de la percolation, à travers le massif, de l'eau météorique et de l'eau contenue dans les déchets. Ils sont chargés en matières en suspension et composants solubles issus des déchets et en sous-produits de la dégradation des déchets (Renou S, 2008a).

b. Mécanismes de la genèse des lixiviats

Lorsque les eaux météoriques tombent en surface de la décharge, deux possibilités s'offrent à elles, l'infiltration à travers la couverture ou le ruissellement de surface, en fonction du type de couverture mis en place. L'eau qui s'infiltre et qui n'est ni perdue par évapotranspiration (évaporation depuis la surface et/ou transpiration par la couche végétalisée) ni retenue par la couche de couverture va permettre d'augmenter progressivement l'humidité du massif de déchets en profondeur (Farquhar G. a., 1973). Dès que le dépôt excède sa capacité au champ, c'est-à-dire sa capacité de rétention en eau maximale sans produire de percolât, la formation des lixiviats peut débuter (McArdle, 1988). Ce processus de percolation est influencé par plusieurs facteurs classés en deux catégories (El-Fadel M. B.-Z., 2002) :

- les facteurs contribuant directement à l'humidité du massif : précipitations, fonte de neiges, intrusion d'eau souterraine, teneur en eau initiale, irrigation, recirculation de lixiviats et décomposition des déchets,
- les facteurs affectant la distribution des lixiviats ou de l'humidité dans le massif : âge du dépôt, prétraitement, compactage, perméabilité, granulométrie, densité, tassement, couverture, végétation, sécurisation du casier, production de chaleur et de biogaz.

Le massif de déchets renferme une multitude de composants organiques et inorganiques solubles présents dès l'enfouissement ou générés par les processus biologiques de dégradation aérobie et anaérobie ou encore issus des mécanismes physico-chimiques résultant des interactions entre l'eau et les déchets (dissolution, complexation, oxydo-réduction, adsorption…). Au cours du processus de lixiviation, l'eau qui percole à travers le massif solubilise ces composants et devient polluée. Il en résulte la formation de lixiviats.

La composition des lixiviats est très variable d'un site à l'autre en raison de la multiplicité des paramètres entrant en jeu (Pohland, 1983; Statom, 2004; Heyer, 2005; Renou S., 2008b) **:**

- l'âge des déchets et leur stade de dégradation,
- la nature des déchets (teneur en eau, structure : granulométrie-densité-porosité, température, acidité)
- le mode d'exploitation (prétraitement, compactage procédure d'enfouissement, sécurisation du casier, couverture finale),
- le climat (précipitations, température),

- la configuration du site (géologie, topographie),
- les combinaisons de processus physiques, chimiques et microbiologiques opérant au sein du massif au cours de la dégradation,

c. *Composition et évolution de la qualité des lixiviats*

Il est généralement reconnu que les lixiviats issus de déchets non dangereux contiennent plusieurs polluants majeurs classés en quatre groupes (Christensen T.H., 2001) :

- matières organiques dissoutes (DCO, COT, CH4, acides gras volatils (AGV), composés réfractaires tels que les acides humiques et fulviques),
- macro-composants inorganiques (Ca, Mg, Na, K, NH4, Fe, Mn, Cl, SO4, HCO3),
- éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn),
- composés organiques xénobiotiques (pesticides).

D'autres éléments traces d'importance secondaire peuvent être présents en très faibles quantités dans les lixiviats (entre autres : B, As, Se, Be, Li, Hg, Co…).

Les lixiviats de décharge présentent de grandes variations de composition d'un site à l'autre. Leur composition est également évolutive avec le temps et les composants sont présents à des teneurs variables selon la phase de dégradation régnant dans le massif (**Fig. 4**). Peu après l'enfouissement, les lixiviats produits sont essentiellement le résultat de l'expulsion de l'eau initialement présente dans les déchets lors du compactage et des circulations d'engins sur le massif et sont très peu chargés en éléments polluants. Lors de la fermentation acide (phase II), les lixiviats présentent un pH acide et des concentrations croissantes pour de nombreux paramètres (ETM, DBO, AGV…) pour atteindre un paroxysme en phase III. Au fur et à mesure de la stabilisation des déchets, le pH augmente vers la neutralité et les principaux paramètres décroissent pour se stabiliser en fin de dégradation à de faibles concentrations.

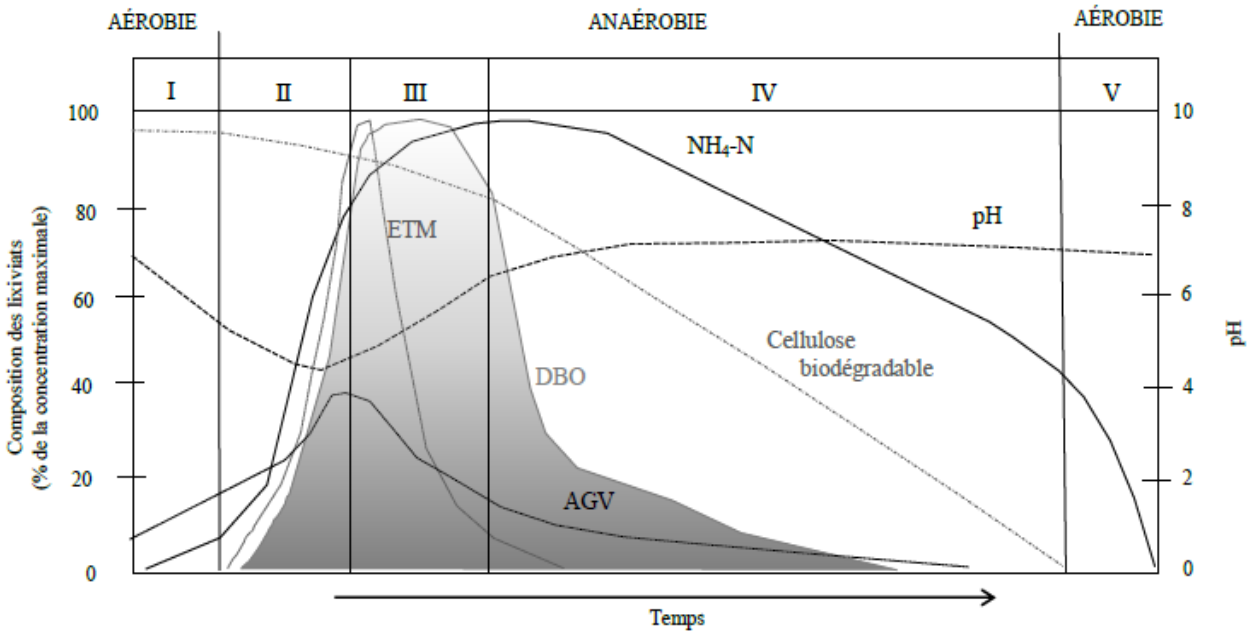


Fig. 4 : Evolution de la composition des lixiviats au cours des différentes phases de dégradation (Williams P.T., 2005)

Bien que la composition des lixiviats varie fortement pendant les différentes phases successives de dégradation, trois types de lixiviats peuvent être identifiés en fonction de leur âge (**Tab. 6**). Avec l'augmentation de l'âge, la biodégradabilité de la matière organique représentée par le rapport DBO/DCO diminue à mesure de la consommation des acides carboxyliques et les concentrations en azote ammoniacal (NH4-N) augmentent suite à la décomposition des protéines (Kjeldsen P., 2002).

Par conséquent, un lixiviat jeune est caractérisé par un pH acide (< 6,5), un fort rapport DBO/DCO (> 0,5) et de faibles teneurs en NH4-N (< 400 mg. L-1) tandis qu'un lixiviat ancien est caractérisé par un pH légèrement basique (>7,5), une faible biodégradabilité (DBO/DCO < 0,1) et des teneurs en NH4-N plus élevées (> 400 mg. L-1) (Alvarez-Vazquez et al., 2004 ; Renou et al., 2008a ; Li et al., 2010).

À noter toutefois qu'en raison de la composition hétérogène des déchets, la variabilité de qualité des lixiviats est à la fois temporelle et spatiale (Renou S, 2008a).

Tab. 6 : Classification des lixiviats en fonction de l'âge (Alvarez-Vazquez H. J., 2004; Renou S., 2008b; Lei L., 2012)

	Jeune	Intermédiaire	Stabilisé
Age (années)	< 5	5-10	> 10
pH	< 6,5	6,5-7,5	> 7,5
DCO ($mg.L^{-1}$)	> 10 000	4 000-10 000	< 4 000
DBO/DCO	0,5-1	0,1-0,5	< 0,1
Composés organiques	80 % AGV	5-30 % AGV+AH+AF	AH+AF
NH_4-N ($mg.L^{-1}$)	< 400	400	> 400
COT/DCO	< 0,3	0,3-0,5	> 0,5
N Kjeldahl ($mg.L^{-1}$)	100-200	nd	nd
ETM ($mg.L^{-1}$)	< 2 000	nd	< 50
Biodégradabilité	importante	moyenne	faible

AGV : acides gras volatils ; AH : acides humiques ; AF : acides fulviques
nd : non disponible

4.5.2. Biogaz

a. Définition et composition

Le biogaz est un produit de la fermentation de la matière organique dont la composition varie significativement au cours des différentes phases de dégradation. Lors des premières phases, il se compose essentiellement d'hydrogène (H2) et de dioxyde de carbone (CO2) puis, en phases III et IV majoritairement composé de méthane (CH4) et de CO2 et de faibles quantités d'azote (N2) et d'oxygène (O2) (en général, moins de 10 % du volume) ainsi que d'éléments sous forme de traces (< 0,1 % du volume), tels que l'hydrogène sulfuré (H2S) et les composés organiques volatils (Khanal, 2010)**(Fig.5).**

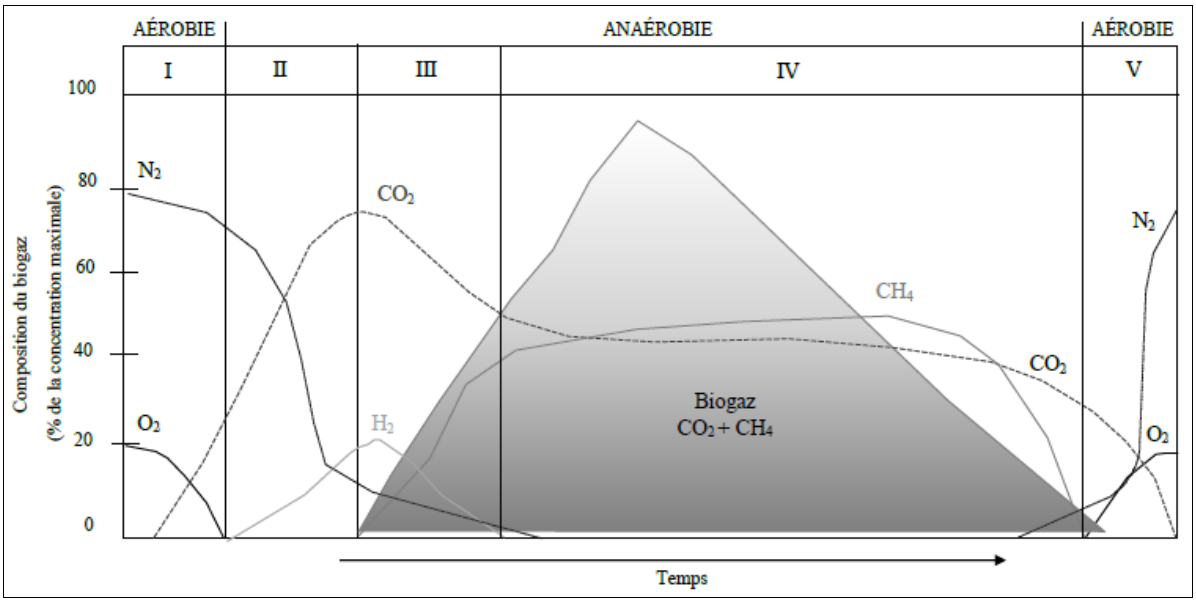


Fig. 5 : Evolution de la composition du biogaz au cours des différentes phases de dégradation (Williams P.T., 2005)

La production et la composition du biogaz sont fortement dépendantes (Farquhar G. a., 1973; Williams P.T., 2005) :

- des conditions du processus de dégradation anaérobie (température, oxygène, humidité, potentiel d'oxydo-réduction, pH, alcalinité, nutriments, composants toxiques),
- des processus de transport régnant dans le massif (diffusion, convection),
- de la composition et la granulométrie des déchets,
- de la configuration du site (topographie, hydrogéologie, mode d'exploitation et type de couverture),
- des conditions climatiques (température, pression atmosphérique, précipitations).

Conclusion

Le Maroc dispose d'un ensemble arsenal de lois et de réglementations qui régit la gestion des déchets, y compris la création de décharges ou installation de stockage des déchets (ISD), leur l'exploitation et leur gestion durant la post-exploitation. Les réglementations visent à garantir que les déchets sont collectés, transportés, traités et éliminés de manière sûre et efficace, tout en protégeant l'environnement et la santé publique. En plus des lois et des réglementations, le Maroc a mis en place un certain nombre de

politiques et de programmes pour améliorer la gestion des déchets dans le pays. Ces programmes visent à encourager la réduction à la source des déchets, à promouvoir le recyclage et la valorisation des déchets, et à éduquer le public sur les bonnes pratiques en matière de gestion des déchets.

Dans l'ensemble, le Maroc a pris des mesures importantes pour améliorer la gestion des déchets dans le pays, mais il reste encore du travail à faire pour atteindre des normes internationales et pour résoudre les défis liés à la gestion des déchets dans les zones rurales et périurbaines.

Comme solution, les décharges ou les installations de stockage de déchets (ISD) se présentent comme la solution la plus adéquate aux exigences du gouvernement et la moins couteuse pour les collectivités locales. Dans ce cadre, l'étude des conditions d'exploitation et de leur impact sur l'environnement voisinant est une préoccupation majeure pour les autorités locales et les gestionnaires. Donc, le site d'étude qui a été choisi dans la région de Fès (décharge d'Ouelad M'hamed) est dans but d'évaluer l'incidence de son installation sur l'environnement et dont les résultats pourraient aider à identifier les meilleures pratiques et à une mise en œuvre une surveillance appropriée pour minimiser les risques sur l'environnement et la santé publique

Chapitre II

Présentation de la zone de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed

Introduction……54

1. Contexte général de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed 55

1.1 . Situation géographique 55

1.2 . Géomorphologie 56

1.3 Géologie 56

1.4 Hydrogéologie 58

1.5 Cadre climatique 59

1.5.1 Températures 60

1.5.2 Précipitations 61

1.5.3 Vents 61

1.6 Hydrographie 62

1.7 Démographie et activités socio-économiques 63

2. Présentation de la décharge contrôlée de l'Ouled M'hmed 63

2.1. Situation géographique 64

2.2. Géomorphologie et plan de masse de la décharge 65

2.3. Fonctionnement de la décharge 67

2.4. Exploitation et gestion des effluents 71

Conclusion……...74

Introduction

La gestion des déchets solides et de leurs sous-produits, tels que les lixiviats et le biogaz, demeure l'une des préoccupations majeures au Maroc, où l'augmentation de la production de déchets solides est en corrélation avec la croissance démographique et l'intensification des activités socio-économiques. Le mode de gestion des déchets solides le plus courant dans les pays en développement, notamment au Maroc, est la mise en décharge, qui implique l'enfouissement de tous les types de déchets sous leur forme brute et mélangée.

La mise en décharge entraîne inévitablement une conséquence majeure : la production de lixiviat, qui peut causer de sérieux problèmes écologiques. Ces liquides sont chargés en matières organiques et inorganiques, ainsi qu'en métaux lourds. S'ils sont rejetés sans traitement préalable, ils peuvent provoquer divers impacts telles que la pollution des sols, la contamination des eaux et des impacts sur la santé et l'environnement etc….

Dans le but de protéger l'environnement et d'éviter les déversements illégaux des déchets dans le milieu naturel et l'Oued Sebou en particulier, la commune urbaine de Fès en 2002 a lancé l'appel d'offre pour la mise en place d'une décharge contrôlée. Après avoir étudié une multitude de proposition pour choisir le site de la décharge, le site situé sur la route de Sidi Hrazem, dans la commune de Ain Bida a été choisi. Cette décharge, qui s'étend sur une superficie de 110 hectares, est spécialement conçue pour recevoir les déchets non dangereux produits par la ville de Fès et ses environs.

Grâce à cette initiative, les déchets sont désormais collectés et transportés jusqu'à la décharge contrôlée de manière régulière, où ils sont enfouis de manière sûre et écologique. Cette méthode est sensée minimiser les risques de pollution et de préserver la qualité de l'eau et de l'air dans la région.

Chaque jour, environ 800 tonnes de déchets sont déposées dans cette décharge contrôlée, ce qui en fait une solution efficace pour gérer la quantité importante de déchets produits par la ville de Fès. En effet, grâce à la mise en place de cette décharge contrôlée, la commune urbaine de Fès a réussi à améliorer considérablement la gestion de ses déchets.

Le choix du site de la décharge a été entrepris sur la base de plusieurs études préalables, étude d'impact sur environnements, étude de faisabilité et étude technique, pour contrôler au maximum les effets négatifs accompagnant la mise en place de cette installation. La problématique qui se pose aujourd'hui, après presque 20 ans de fonctionnement, est celle de l'impact environnemental et si la décharge publique d'Ouled M'hmed répond toujours aux normes environnementales en termes de gestion des risques.

1. Contexte général de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed

1.1. Situation géographique

La ville de Fès, se situe entre 4°55'00" et 5°07'00" W et 34°00'00" et 34°05'00" N, au centre nord du Royaume **(Fig.6),** en bordure nord de la plaine de Sais, correspondant à la partie centrale du Sillon sud-rifain. Ce Sillon ou Couloir sud-rifain, d'orientation E-W, est bordé au Nord par les Rides prérifiennes et au Sud par les premiers reliefs du Causse moyen atlasique riche en ressources hydriques profondes. La ville de Fès et ses alentours où se trouve la décharge occupent dans une zone déprimée au pied du Jbel Trhat (837m) et du Jbel Zalagh (900m).

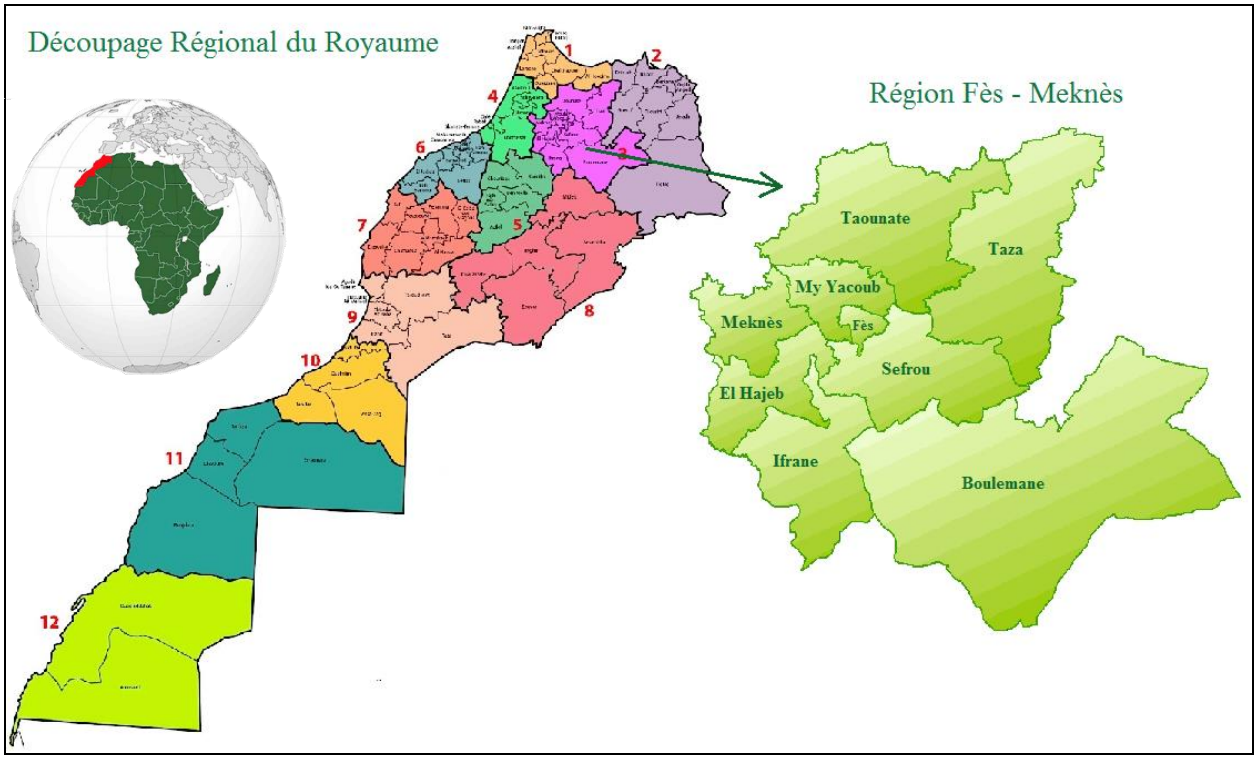


Fig. 6 : Localisation géographique et administrative de la région de Fès - Meknès

1.2. Géomorphologie

La plaine du Saïss a une altitude décroissante du Sud vers le Nord, mais qui se relève au contact des rides prérifaines (Jbels Tghat et Zalagh). La flexure de Ras-el-Ma divise cette plaine en deux parties : celle de Fès au SE, celle d'Aïn Taoujdate au NW. Entre cette flexure et la ville de Fès s'étend une zone basse mal drainée et marécageuse (étang de Douyet).

Le bassin de Fès-Meknès là où existe la plaine du Saïss est considéré dans son ensemble comme un vaste synclinal dissymétrique de direction E-W qui s'enfonce progressivement du S vers le N, et se redresse brusquement au contact des rides prérifaines.

Le remplissage est constitué, au-dessus des marnes du Tortonien, de formations détritiques et lacustres. Les calcaires du Plio-Villafranchien déterminent une surface structurale que les oueds érodent et entaillent profondément, dans le plateau de Meknès. Par contre, la plaine du Saïss est en grande partie une plaine d'érosion encroûtée (Chamayou, Combe et al.1975).

1.3 Géologie

La plaine du Saïss occupe la partie médiane du Sillon sud-rifain. Ce dernier, appelé aussi Couloir sud –rifain, correspond à une dépression subsidente, allongée suivant une direction E-W.

Les milieux de dépôts de la série lithostratigraphique du bassin marin du Saïss correspondent à des environnements paléogéographiques distincts. Le premier correspond à un milieu marin profond où se dépose une série sédimentaire avec une épaisseur de plus de 1000 m formée par des marnes à intercalations de turbidités gréseuses datées du Tortonien et des marnes bleues appelées de Fès datées du Messinien (Wernli, 1988). Cette série est surmontée par des marnes sableuses et des sables du Pliocène inférieur et moyen (Wernli, 1988; Faugères, 1978). L'extension de ces faciès néritiques traduit une régression généralisée dans le bassin de Saïss suite à une baisse eustatique (Taltasse, 1953; Ahmamou M., 1988; M., 2002; Boumir, 2003; Cherai, 2004).

Au niveau de la ville de Fès et ses abords, les terrains les plus anciens qui affleurent sont ceux du Jbel Zalagh. Ils sont d'âge jurassique et surmontés en discordance par les dépôts transgressifs du Miocène. Ces dépôts marins (jusqu'à 500m) se terminent par des sables et grès annonçant la régression marine. Après, au Plio-quaternaire un environnement continental s'est établi dans le Sais. Il s'agit d'un régime fluvio-lacustre, caractérisé par des dépôts de calcaires, de travertins et de conglomérats. Au quaternaire, l'Oued Sebou s'est

installé et a creusé son lit dans les marnes miocènes, les conglomérats et travertins du Plio-quaternaire.

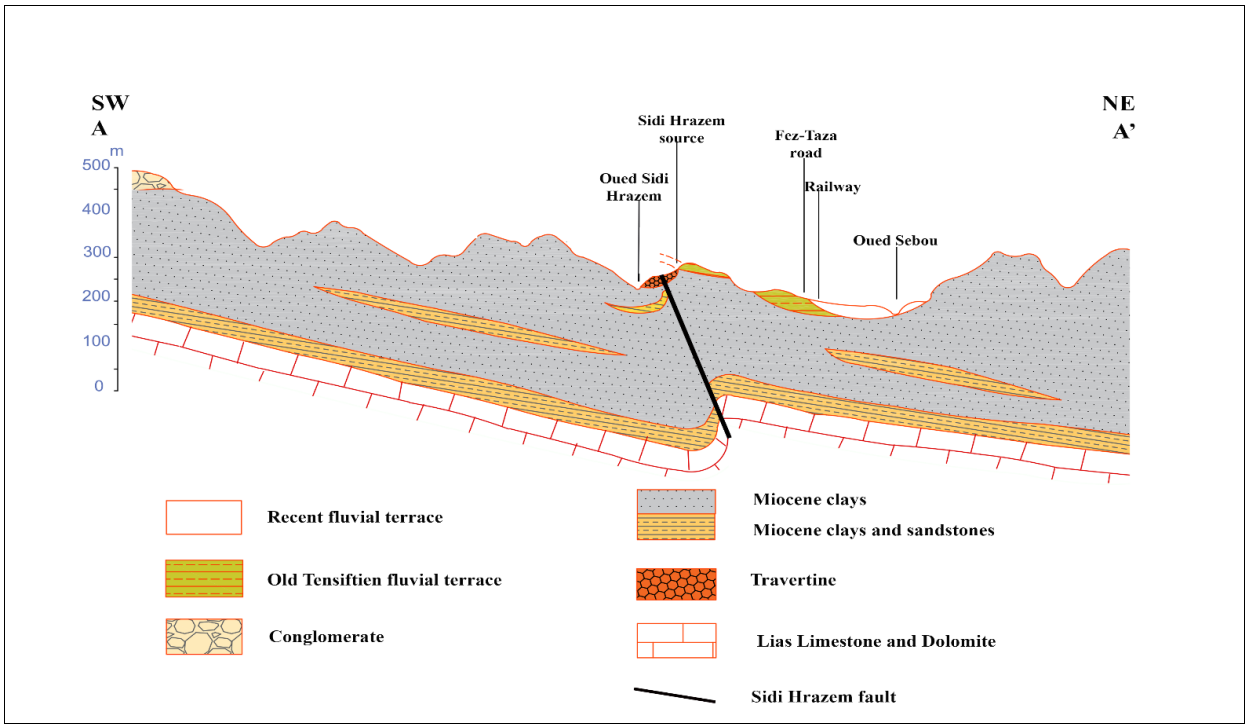


Fig. 7 : Coupe géologique simplifiée au niveau de Sidi Hrazem (ressources en eau du Maroc, modifiée)

La colonne lithostratigraphique du bassin de Saïss (**Fig. 8**) se présente comme suit :

Paléozoïque : représenté par un faciès monotone de schistes fins et de quartzites à intercalations de bancs gréseux,

- Trias : constitué essentiellement par des argiles gypsifères et salifères à intercalations de basaltes doléritiques, Il forme le mur de la nappe captive liasique,
- Lias : formé principalement par des dolomies massives et ruiniformes (Lias inf.) et des calcaires lités (Lias moy.) qui sont des roches perméables et karstiques joua un grand rôle hydrogéologique, du Sud vers le Nord, ces formations géologiques constituent d'abord un aquifère à nappe phréatique libre au niveau des causses moyen-atlasique et en bordure, puis captive sous les formations marneuses imperméables du Miocène.
- Miocène : débute par un faciès détritique grossier (Burdigalien). Au-dessus se développe une puissante série de marnes grises (Tortonien). Au sommet, la sédimentation devient parfois marno-sableuse (Messénien) (Aït Brahim, 1991). Cette

série imperméable constitue le toit de la nappe artésienne et profonde du bassin (Chamayou, 1975),

- Plio-quaternaire : représenté par des sables, des grès, des calcaires lacustres (Taltasse, 1953) et des conglomérats dans la partie est du bassin et enfin, par un complexe fluviatile (Ahmamou M., 1988). Ces formations constituent le réservoir d'eau superficiel. La nappe phréatique circule principalement dans les sables, les grès, les conglomérats et localement dans les calcaires lacustres. Sa profondeur est en moyenne comprise entre 10 m et 30 m et parfois plus (El Ibrahimi, 2018).

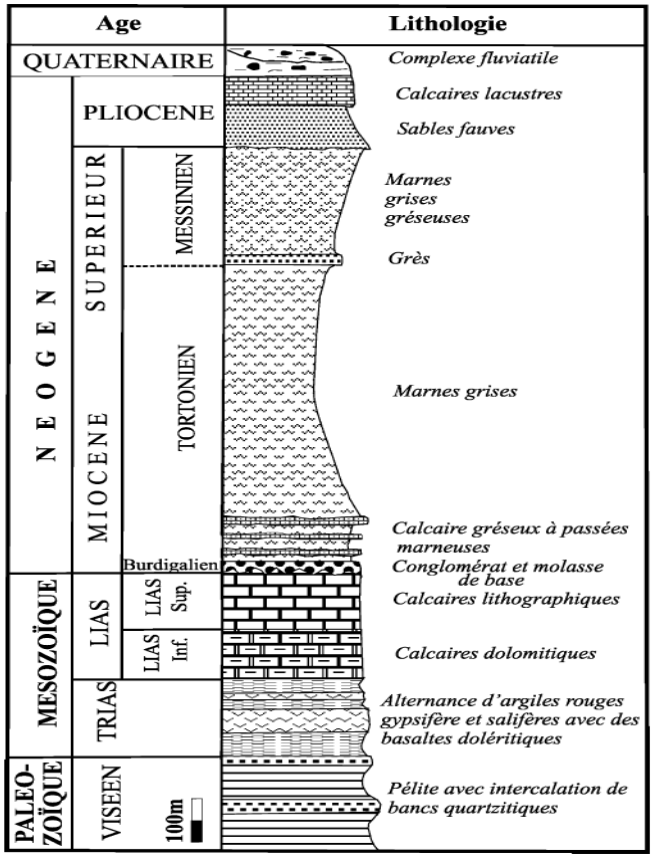


Fig. 8 : Log stratigraphique du bassin de Saiss (Ait Brahim, 1991)

1.4 Hydrogéologie

Le système hydrogéologique de la plaine de Saïss est compté parmi les principaux systèmes aquifères du Maroc ; il est formé par deux nappes phréatiques : la première, profonde dans les calcaires et les dolomies de Lias et la deuxième dans les formations plio-quaternaires, sur les argilites du Miocène. Ces deux nappes constituent une ressource stratégique en eau pour la région, souvent exploitée par des forages profonds pour

l'alimentation en eau potable, ainsi que pour l'irrigation privée par pompage individuel (El Ibrahimi, 2018).

- ***Nappe phréatique profonde***

L'aquifère profond du bassin Fès- Meknès couvre une superficie d'environ 3500 Km^2, et circule dans les formations carbonatées (dolomies et calcaires) du Lias. La structure géologique des formations liasiques est très complexe, du fait de l'existence de plusieurs failles à fort rejet (pouvant atteindre 100 m), flexures, plissements … etc. L'épaisseur moyenne des formations géologiques du Lias au niveau du bassin de Fès-Meknès est d'environ 80 m. Le niveau d'eau se situe en moyenne à une profondeur de 50m par rapport au sol dans la partie captive (El Ibrahimi, 2018).

L'alimentation en eau de cette nappe se fait d'une part, par abouchement latéral avec la nappe phréatique des Causses adjacente au Sud et d'autre part, à partir des eaux de pluie et de la fonte des neiges que connaissent les affleurements calcaires des Causses du Moyen Atlas au Sud (Hamdani, 2020). Ses eaux circulent du Sud vers le Nord et se mettent en charge sous une épaisse série d'argilites imperméables du Miocène.

- ***Nappe phréatique superficielle***

Cette nappe phréatique s'étend sur une superficie totale d'environ 2100 km^2 (ressources en eau du Maroc), elle circule dans les sables, grès et conglomérats du Plio-quaternaire, les argiles sableuses et localement les calcaires lacustres fracturés et karstifiés. Le substratum de la nappe phréatique est constitué par d'argiles bleues du Miocène. L'écoulement général de la nappe se fait du SSE (piémont du Causse moyen atlasique) vers le NNW (rides pré-rifaines) dans le plateau de Meknès et du SSW vers le NNE dans la plaine de Saïss.

La surface piézométrique de la nappe phréatique se situe généralement entre 10 et 40 m de profondeur avec une épaisseur qui varie entre 10 et 80 m et une moyenne d'environ 40 m (El Ibrahimi A., 2015).

1.5 Cadre climatique

Le climat est l'ensemble de phénomènes météorologiques incluant la température, la précipitation, le vent et l'évaporation. Il influence le cercle hydrologique et la disponibilité

des eaux. Comme le reste du Maroc, le bassin de Saïss est sous un climat méditerranéen, avec alternance de saison humide et froide (d'octobre à mai) et de saison sèche et chaude (de juin à septembre) caractérisé par :

- une pluviométrie annuelle de 455,1 mm/an à la station de Fès. La pluviométrie moyenne est d'environ 500 mm ;
- une température moyenne annuelle de 16,8 °C à Fès ;
- une évapotranspiration potentielle moyenne annuelle de 1343 mm à Fès, soit environ 2,3 à 2,9 fois la hauteur moyenne annuelle des précipitations du bassin.
- une évapotranspiration réelle moyenne de 402,4 mm/an à Fès constituant environ 88,4 % des précipitations moyennes annuelles.

1.5.1 Températures

La température est douce en hiver et très chaude en été ; elle peut dépasser 40°C à l'ombre. Les valeurs des températures moyennes annuelles sont relativement constantes (entre 16 et 20°C). Les mois les plus chauds sont juillet et août (T moyenne mensuelle = 35,7°C), et les mois les plus froids sont janvier et février (T moyenne mensuelle = 8°C). Les variations saisonniers des températures au cours de la période 1982-2021, dénotent un contraste important entre l'hiver (T moy=11,26°C) et l'été (T moy=28,53°C) (**Fig. 9**)

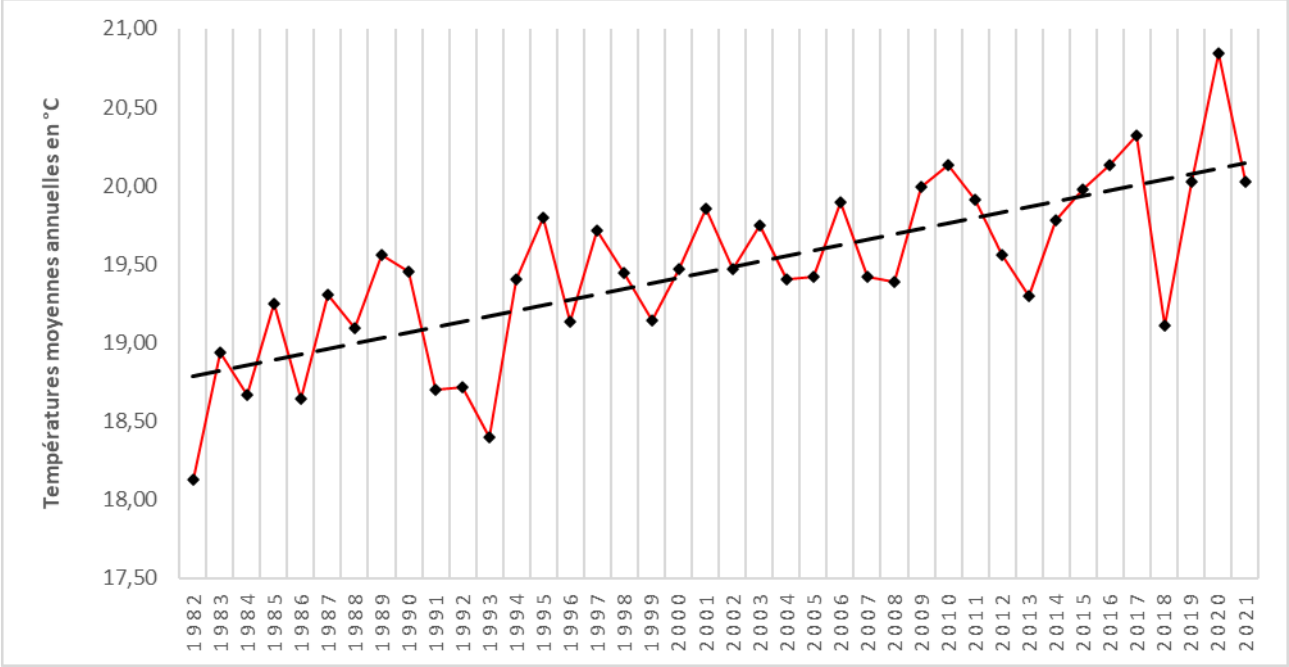


Fig. 9 : Variation des températures moyennes annuelles de la région de Fès du 1982 à 2021

Les températures moyennes annuelles varient entre un maximum de 20.84°C en 2020, et un minimum de 18,3°C en 1982, correspondant respectivement à l'année la plus chaude et la plus froide. La moyenne générale calculée pendant les 40 ans est de 19,47°C.

1.5.2 Précipitations

Sachant que la pluviométrie est une composante essentielle du cycle hydrologique, l'étude climatique faite à partir des enregistrements de la station météorologique N°3817 (coordonnées : X=535,40 ; Y=384,80) sur une période de 41 ans (de 1982 à 2022) **(Fig. 10)** montre que le régime annuel des précipitations est caractérisé par l'existence de deux saisons bien distinctes : (la pluviométrie annuelle est de 404,9mm). La comparaison des précipitations interannuelles au cours de cette période montre que, l'année la plus humide est 2010 avec 834,7 mm, et l'année la plus sèche est 2017 avec 169,8 mm.

A cause des périodes de sécheresse successives qu'a connu le Maroc en général depuis 1981, les précipitations moyennes annuelles ne représentent plus que 60 à 70% de celles mesurées au cours de la période 1932-1981, ce qui montre une chute considérable des précipitations dans la région Fès. En effet, la moyenne annuelle des précipitations a diminué de 580mm/an (1915-1981) à 430 mm/an (1980-2001), soit d'environ 150mm/an.

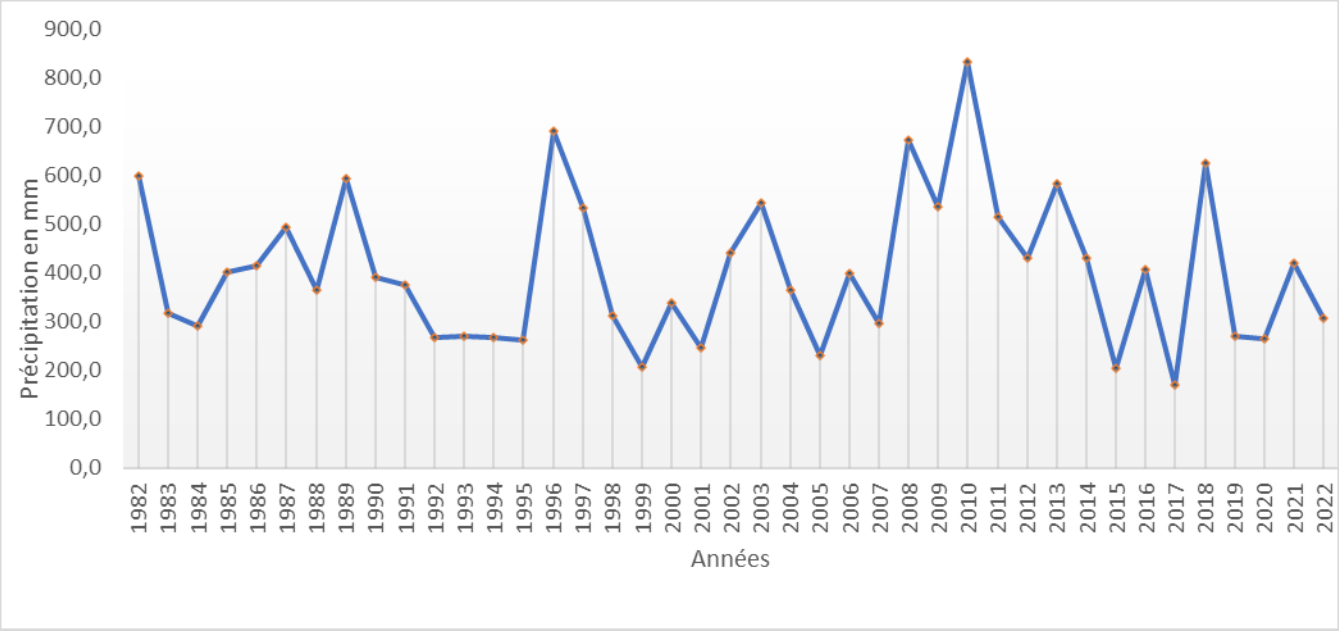


Fig. 10 : Variation des précipitations moyennes annuelles dans la région de Fès du 1982 à 2022

1.5.3 Vents

La région de Fès est dominée par les vents d'Ouest et du Nord-Ouest, le Gharbi qui apporte la pluie et la fraîcheur. Toutefois, un vent d'Est ou Chergui souffle (40à60 jours/an),

apportant une vague de chaleur desséchante, surtout entre les mois d'avril- mai et août-septembre.

1.6 Hydrographie

Le réseau hydrographique du bassin de Sebou est représenté notamment par l'oued Sebou (d'environ 500 km de long) et ses affluents. Il prend sa source, sous l'appellation d'oued Guigou, dans le Moyen Atlas à 2030 m d'altitude. Il sillonne une longueur d'environ 500 km avant d'atteindre son exutoire dans l'océan Atlantique à Mehdia près de Kénitra, drainant ainsi une superficie voisine de 40 000 km^2.

Le long de son parcours, l'oued Sebou intercepte plusieurs affluents (venant de régions contrastées) dont les plus importants sont :

- l'oued Ouergha qui draine le versant sud du Rif ;
- l'oued Inaouene et Lebène drainant les bassins du Couloir de Fès-Taza ;
- le Haut Sebou qui prend naissance dans le Moyen Atlas ;
- les oueds R'dom et Mikkes qui traversent la plaine de Fès-Meknès ;
- l'oued Beht prenant naissance dans la zone d'Azrou et qui traverse le plateau central ;
- les oueds débouchant directement dans le Bas-Sebou : Rdat (zone prérifaine), Tiflet et Fouarate (bassin de Mamora) ;
- les oueds des bassins côtiers : Mda, Dradère et Souière.

L'oued Sebou et ses principaux affluents sont caractérisés par l'importance des réserves en eau de surface, avec des apports moyens estimés selon l'agence du bassin à environ 4900 Mm^3/an (près de 30 % du potentiel en eau de surface du Royaume). Ces apports présentent une variabilité temporelle interannuelle assez importante, variant entre un minimum de l'ordre
de 610 Mm^3/an (1994-1995) et un maximum de 14 350 Mm^3/an (2009-2010).

L'évolution temporelle des apports est marquée par une diminution des ressources en eau de surface du bassin de Sebou avec un passage de 5580 Mm^3 avant 1984 à 3870 Mm^3 entre 1985/86 et 2016/2017.

La répartition saisonnière des apports est marquée par un maximum en janvier-février-mars (20% des apports lié à l'oued Ouergha).

1.7 Démographie et activités socio-économiques

Selon le recensement Général de la Population et de l'Habitat de 2014, la préfecture de Fès compte 1.150.131 habitants avec un taux de croissance de 1,63% par rapport à 2004, 98% de la population se localise dans le milieu urbain.

Tab. 7 : Evolution de la population de la préfecture de Fès à l'horizon 2050 selon les projections du Haut-Commissariat au Plan

	2018	2019	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Fès	1 210 484	1 230 975	1 251 812	1 348 401	1 452 447	1 541 642	1 620 282	1 702 932	1 789 799

En 2004, la densité moyenne de la population dans la préfecture de Fès est de 2 945 personnes par Km^2. Actuellement cet indicateur a dépassé les 4 000 personnes/Km^2. Les communes d'Ouled Tayeb, Sidi Hrazem et Ain Bida connaissent des densités visiblement faibles de l'ordre de 251,72 hab/Km^2, 116,81 hab/km^2 et 82,42 hab/Km^2.

Le bassin du Saïss dispose d'une économie agricole et industrielle importante qui contribue de façon considérable à l'économie nationale. Les principales activités industrielles sont :

- papeteries;
- huileries;
- tanneries;
- cimenterie;
- des textiles
- artisanats

Toutes ces industries demandent une quantité importante en eau et induisent des rejets polluants importants.

2. Présentation de la décharge contrôlée de l'Ouled M'hmed

L'installation de La décharge contrôlée d'Ouled M'hmed a exigé la collaboration de plusieurs intervenant avant de prendre une décision collective concernant le choix du site et le mode de gestion convenable et adéquat aux exigences du Maroc en termes de gestion des déchets solides lors de son installation.

2.1. Situation géographique

La décharge est sise à 5 km, au Sud-Est de la ville de Fès et à 750 m à l'Est du Douar Ouled M'hamed. Elle est entourée de terrains à vocation agricole céréalière. La topographie du terrain où se trouve la décharge est marquée par d'un talweg à forte pente, à une altitude d'environ 425m (**Fig.11**).

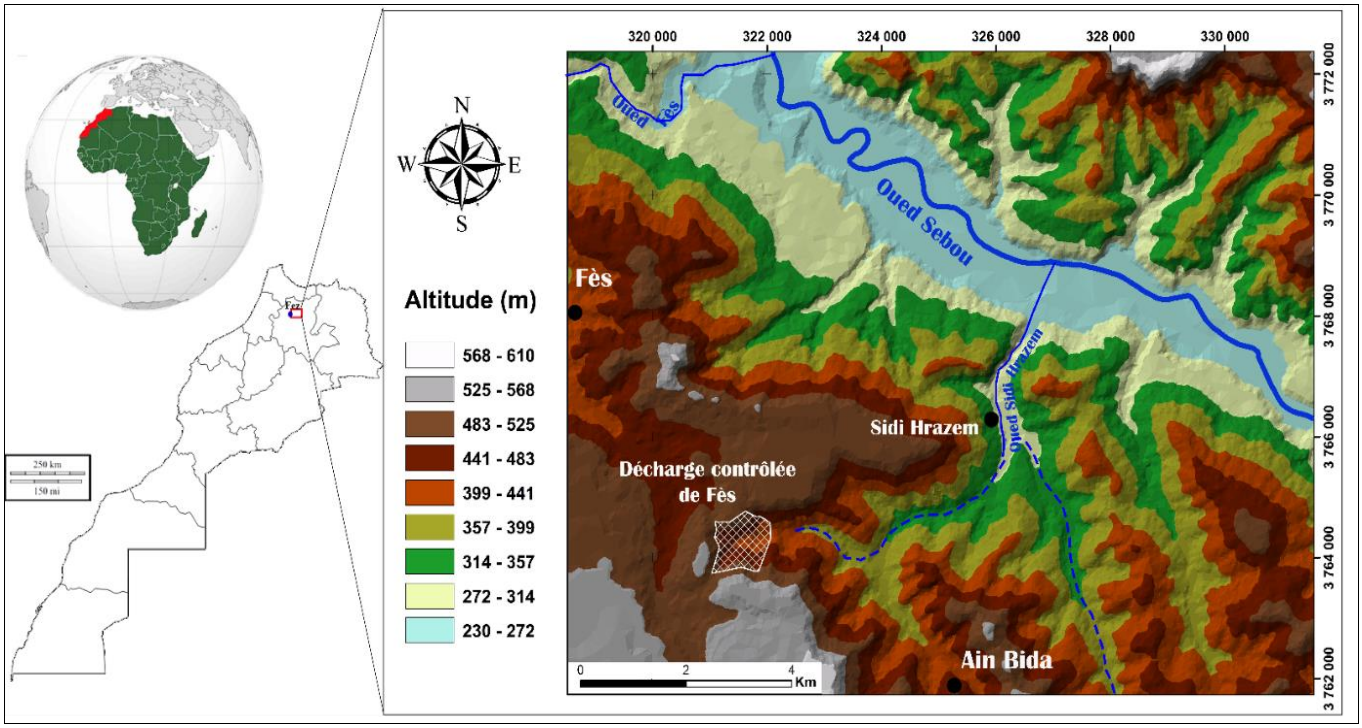


Fig. 11 : Carte de localisation géographique du site de la décharge contrôlée d'Ouled M'hamed de Fès

Elle est bâtie sur un substrat géologique dominé par les argilites du Miocène qui peuvent contenir des strates ou des lentilles gréseuses (**Fig.12**). Le substrat bien entendu considéré comme imperméable peut ne pas l'être vue sa composition parfois sableuse et la présence de fissures ou de failles. Son épaisseur dépasse souvent 500 m avec une large extension.

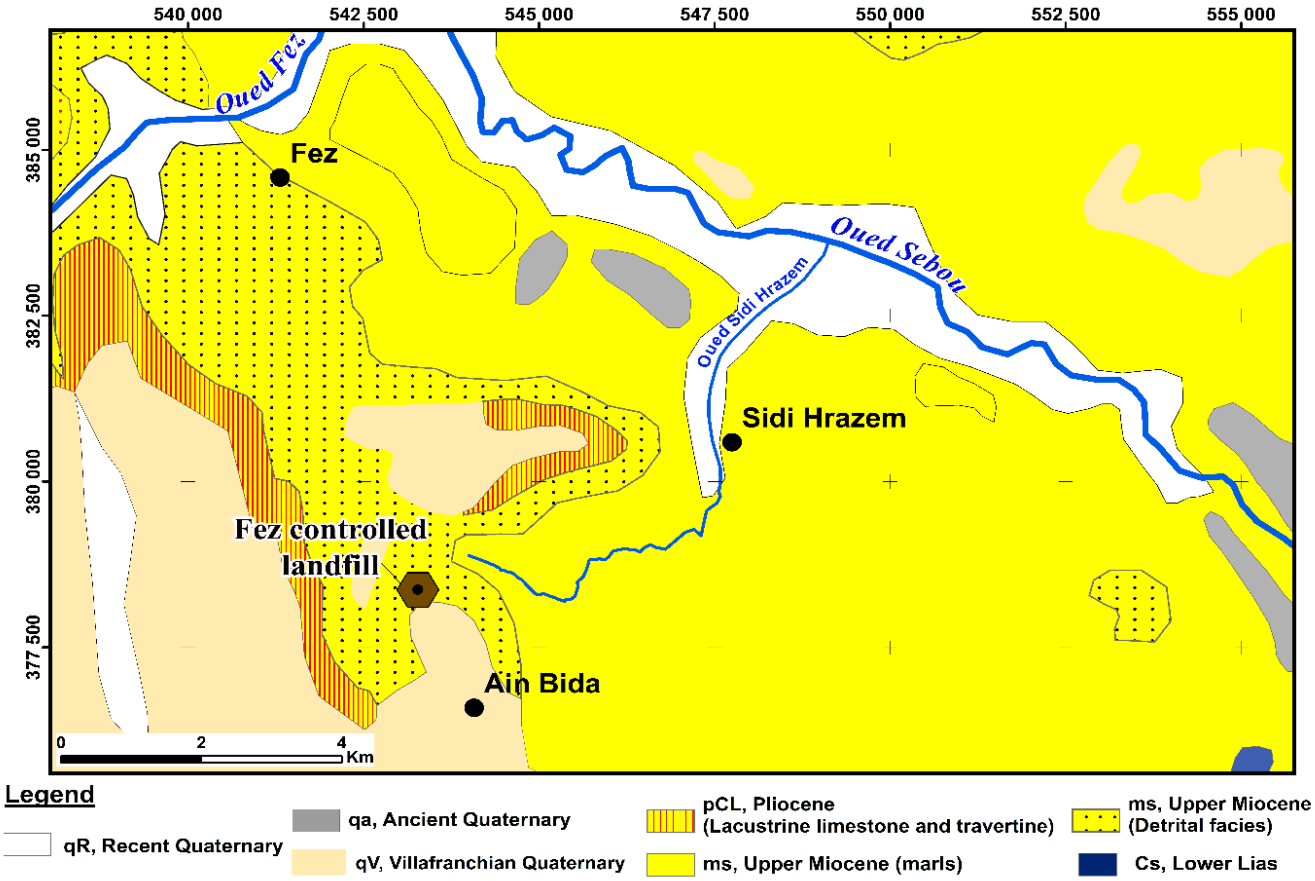


Fig. 12 : Principales formations géologiques de la zone de la décharge contrôlée de Ouled M'hmed (extrait de la carte géologique de la chaine rifaine 1/500 000 ; modifié)

2.2. Géomorphologie et plan de masse de la décharge

La décharge contrôlée d'Ouled M'hmed couvre une superficie de 110 hectares, sous une forme de cuvette avec déversoir à regard vers le NE. Cette morphologie dans un contexte topographique général marqué par une pente vers l'Est favorise l'écoulement et le ruissellement des eaux en surface. Le site a été choisi en tenant compte de plusieurs facteurs, notamment l'éloignement de la ville de Fès, le substrat imperméable et la forme en cuvette au bout extrême d'un talweg (**Fig. 13**).

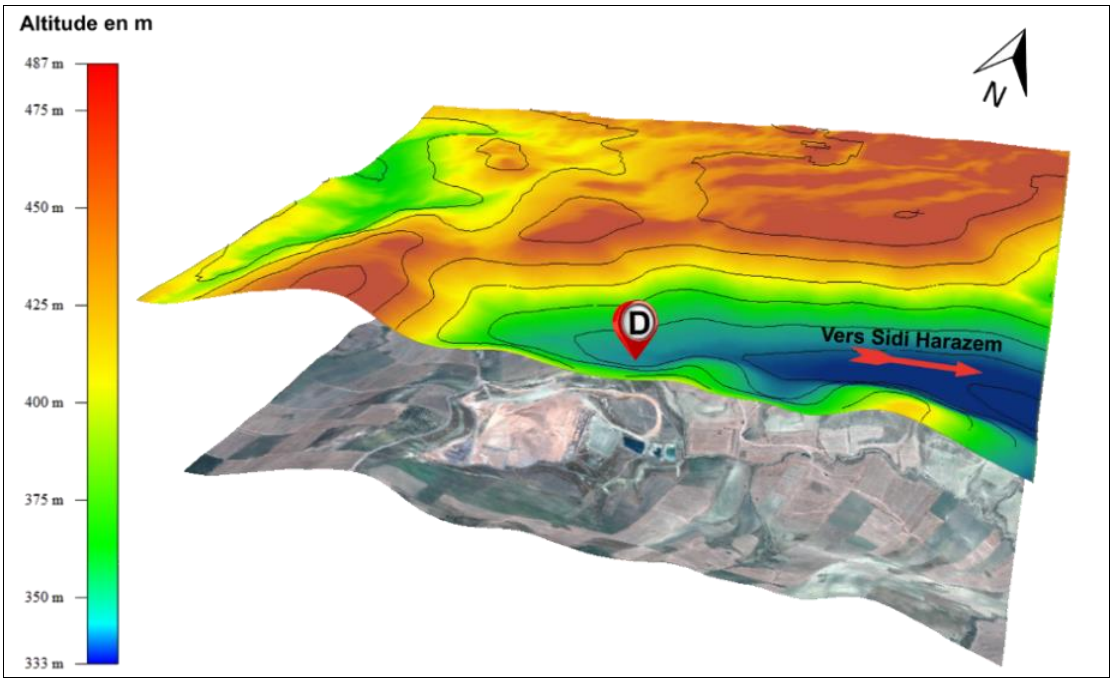


Fig. 13 : Carte hypsométrique de la région de la décharge contrôlée de la ville de Fès

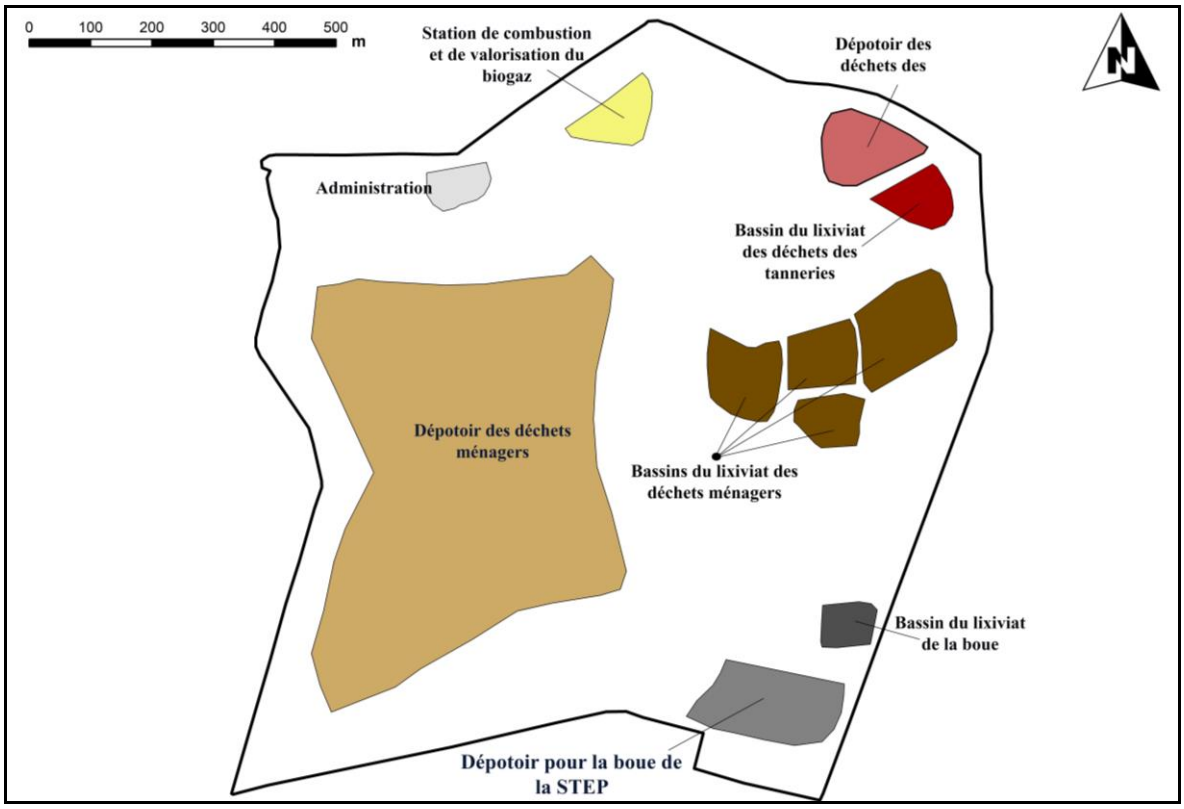


Fig. 14 : Plan de masse du site de la décharge contrôlée montrant les différentes entités

2.3. Fonctionnement de la décharge

Opérationnelle depuis 2004, la décharge publique de Fès traite en moyenne entre 800 et 1.000 tonnes de déchets solides par jour dont près de 750 tonnes d'ordures ménagères, avec une durée d'exploitation de 30 ans (2004 à 2034). La décharge est gérée par le groupe ECOMED spécialisé dans la gestion des déchets solides. Les travaux d'enfouissement des déchets au fond d'un dépotoir sont menés quotidiennement **(Fig.15)**. La zone exploitée est couverte, en surface et sur les versants, par une couche de terre perméable de 15 cm, pour empêcher les envols notamment de sacs en plastique, le dégagement des odeurs, la prolifération des insectes et la formation de feu. Chaque année, 4 m de déchets sont enfouis, dont la hauteur d'enfouissement résultante actuelle est de 44 m.



Fig. 15 : Photos des dépotoirs de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed ; A, dépotoir des déchets ménagers, B, dépotoir des déchets des tanneries

a. Collecte des lixiviats

Un réseau de conduite de lixiviats est installé pour collecter les rejets liquides des déchets. Les lixiviats sont évacués par un drainage de type gravitaire (pente de 2.5%) et collectés dans des bassins, où ils sont soumis à une évaporation. Sous les déchets, on trouve non seulement le réseau de collecte des lixiviats, mais aussi celui du biogaz. Ces réseaux sont installés tous les 12 mètres de manière à assurer l'efficacité et l'auto-curage des conduites (**Fig. 16**).

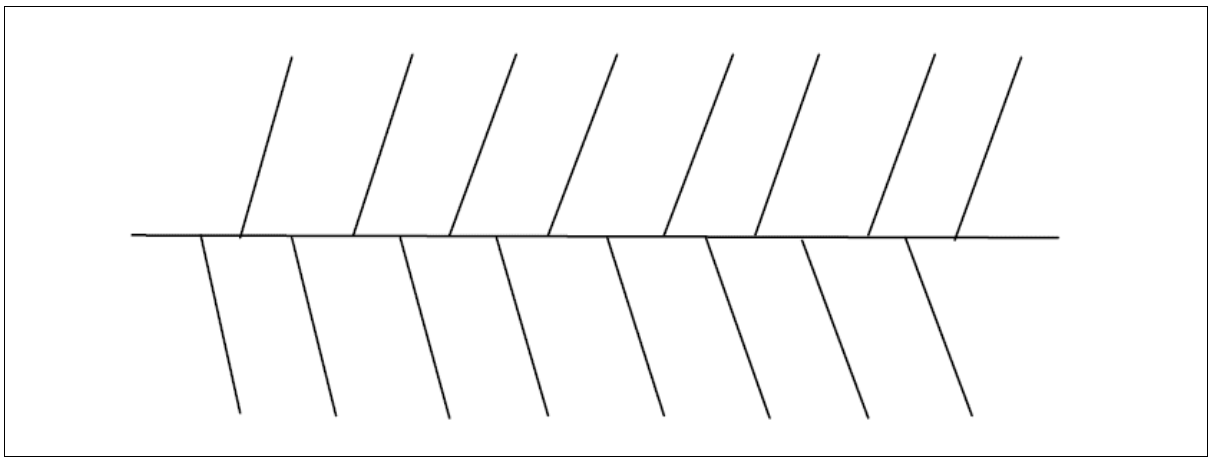


Fig. 16 : Structure du réseau de collecte du lixiviat

Le collecteur au milieu est un collecteur central et principal dont les deux tiers sont occupés par le biogaz et le tiers restant est occupé par les lixiviats.

Stockage et traitement des lixiviats

La décharge contrôlée de Fès reçoit deux catégories de déchets, enfouis dans des dépotoirs différents avec des bassins de récupération des lixiviats non connectés :

- déchets sans chrome : déchets ménagers et assimilées,
- déchets avec chrome : les déchets des tanneries,

Les lixiviats des déchets ménagers et assimilées (sans chrome) sont stockés dans quatre bassins (**Fig. 17**) dont la superficie est de 2000 m^2 et la profondeur est de 2,7 m (le premier bassin n'est plus opérationnel depuis quelques années). Ces lixiviats sont conduits par le collecteur principal vers le bassin suivant. Les quatre bassins sont connectés entre eux, permettant ainsi le passage des lixiviats à travers les connecteurs depuis le premier bassin vers le dernier. Les lixiviats des déchets des tanneries sont conduits vers un seul bassin **(Fig. 18)** de même dimension que les bassins des lixiviats des déchets ménagers.

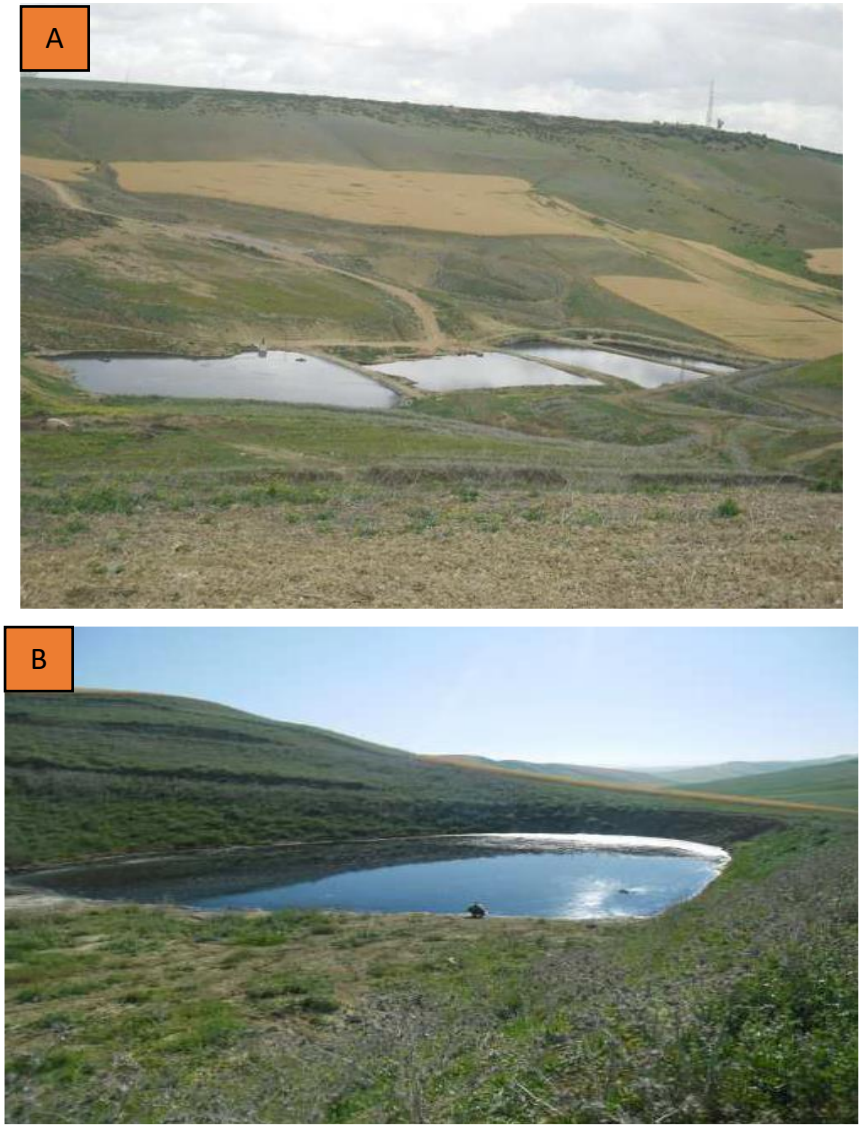


Fig. 17 : Photos des Bassins de stockage ; A : bassins de stockage des lixiviats des déchets ménagers et assimilés, B : bassin de stockage des lixiviats des déchets des tanneries

La gestion actuelle des lixiviats est limitée à leur recyclage à travers le corps des déchets pour accélérer leur fermentation ainsi que la production du biogaz. Les lixiviats sont pompés à l'aide d'une motopompe d'une hauteur 20 m et refoulés dans un réseau déplaçable de conduites en polyéthylène DN 50 puis pulvérisés sur les déchets à l'aide d'asperseurs dont le nombre varie de 2 à 6 selon l'éloignement de la zone d'aspersion.

Avant sa mise en place une étude sur la viabilité et la vulnérabilité du site a été menée pour cerner les différents impacts de la décharge sur son environnement. Les responsables ont opté pour un terrain de 110 hectares, avec un risque d'infiltration verticale des lixiviats vers le sous-sol pratiquement nul et une durée de vie de 30 ans au moins.

b. Collecte de biogaz

Le collecteur central est connecté à d'autres collecteurs de diamètres plus petits sous formes de vertèbres, parallèles entre eux et espacés de 17 m. De chaque côté se trouvent huit conduites contenant du biogaz et qui finissent leurs chemins par les têtes des puits (**Fig. 18**).



Fig. 18 : Exemple de tête de puits

Chaque tête de puits est visitée chaque semaine pour contrôler l'état du biogaz dans chaque conduite à l'aide d'un appareil qui permet de mesurer le pourcentage du méthane, du CO2 et d'azote, et aussi de mesurer la pression vacuum en millibars.



Fig. 19 : Photo de la Station de combustion et de valorisation du biogaz

2.4. Exploitation et gestion des effluents

a. Exploitation

La décharge a accueilli environ 4 823 608,25 tonnes de déchets sur une période de 18 ans, soit une moyenne d'un peu plus de 283 741,66 tonnes par an (**Fig. 20**).

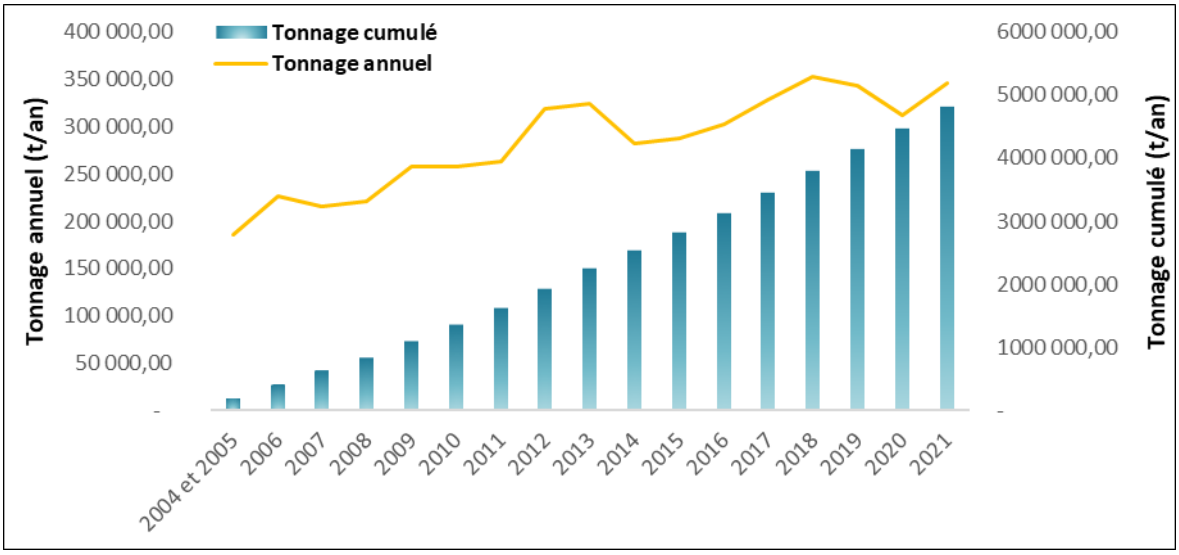


Fig. 20 : Evolution de la quantité des déchets de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed

Selon les constats, la quantité des déchets accueillis augmente de 2% chaque année, cette augmentation est due à la croissance démographique de la ville de Fès, ainsi qu'à la signature de nouveaux contrats avec les communes de la région. La figure **21 et 22** donneent une estimation des quantités des déchets à l'horizon de 2034 (la date de la fin d'exploitation de la décharge) avec un taux d'évolution fixe à 2%.

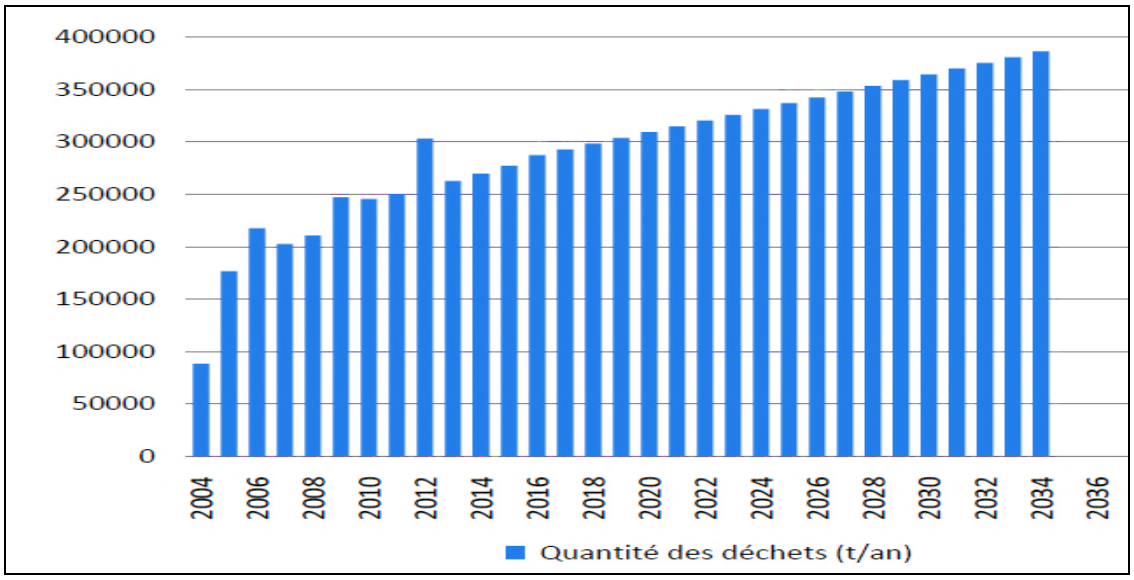


Fig. 21 : Quantité annuelles des déchets et extrapolation à l'horizon 2034 (avec un taux d'augmentation de 2%)

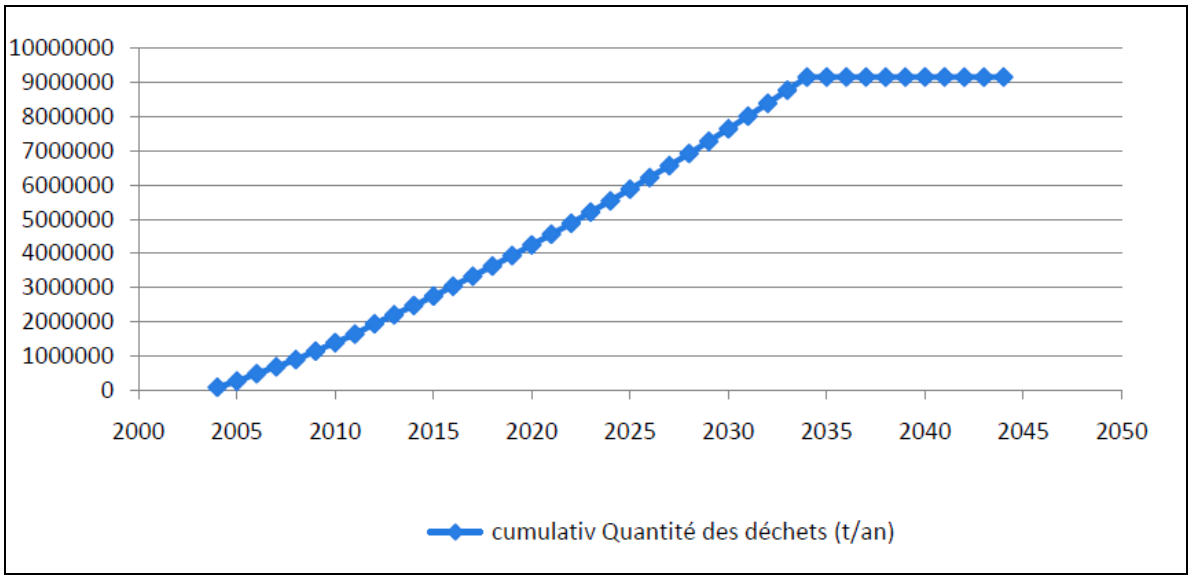


Fig. 22 : Quantité cumulative des déchets à l'horizon de 2045

La décharge comporte 3 dépotoirs pour l'accueil et la mise en décharge de déchets de divers types. Un premier dépotoir désigné à la mise en décharge des déchets ménagers et assimilés comme les ordures ménagères (OM), les déchets encombrants d'origine domestique avec composants fermentescibles, les déchets de voirie, les déchets industriels banals (DIB) assimilables aux déchets ménagers, les déchets verts, les déchets de bois, papier, carton et les déchets de métaux et ferrailles, de plastique ou de verre. Ce dépotoir occupe la majeure partie de la décharge et atteint une épaisseur de 44 m totalement recouverte par le remblai.

Les déchets des tanneries provenant de la zone industriel Ain Nokbi sont entreposés dans un dépotoir loin du premier. Ces déchets sont déchargés dans la zone de stockage sans recouvrement et déverse leur lixiviat dans un bassin dédié spécialement à ce dépotoir.

Le troisième dépotoir se situe au Sud de la décharge ; il s'agit d'un air de dépôt de la boue de la STEP de Fès. Pendant les premières années, la décharge recevait les déchets générés par la STEP et suite aux glissements de terrain à la base du dépotoir ces déchets ne sont plus admissibles.

Les déchets recueillis dans la décharge contrôlée sont de différentes natures, mais sont toujours classés comme déchets non dangereux. La figure **23** illustre le pourcentage des différents types de déchets rencontrés dans la décharge. Les déchets ménagers ou ordures ménagères (OM) sont les plus dominant avec un taux de 71% suivis de déchets assimilés (DMA) avec une représentativité de 20% les déchets inertes (DI) représentent 3% et ceux des tanneries (DT) avec 2%. La nature des déchets riche en matière biodégradable, explique

les quantités énormes de lixiviats produits chaque jour qui dépasse même les prévisions de l'étude de faisabilité réalisée avant la mise en place de la décharge.

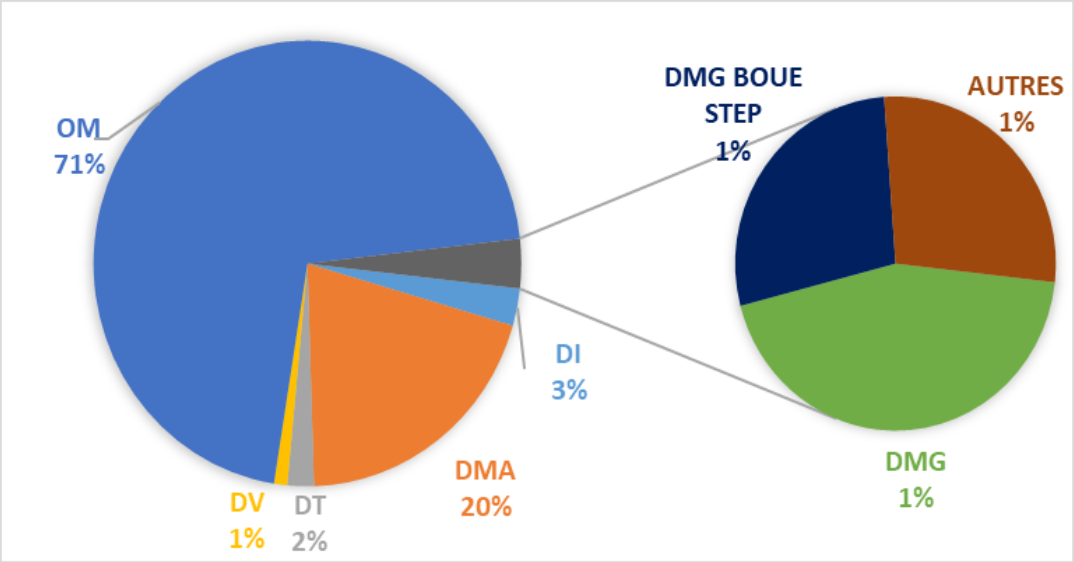


Fig. 23 : Pourcentage des types de déchets déposés dans décharge d'Ouled M'hmed de la ville de Fès

b. Production du lixiviat

Actuellement, le lixiviat ruisselant des déchets est collecté au fond de chaque casier par un réseau de drains intégré. Le débit moyen du lixiviat de la décharge est représenté par la figure **24.** Il faut noter que le débit journalier réel du lixiviat dépasse largement les estimations calculer lors de l'étude de la faisabilité de la décharge.

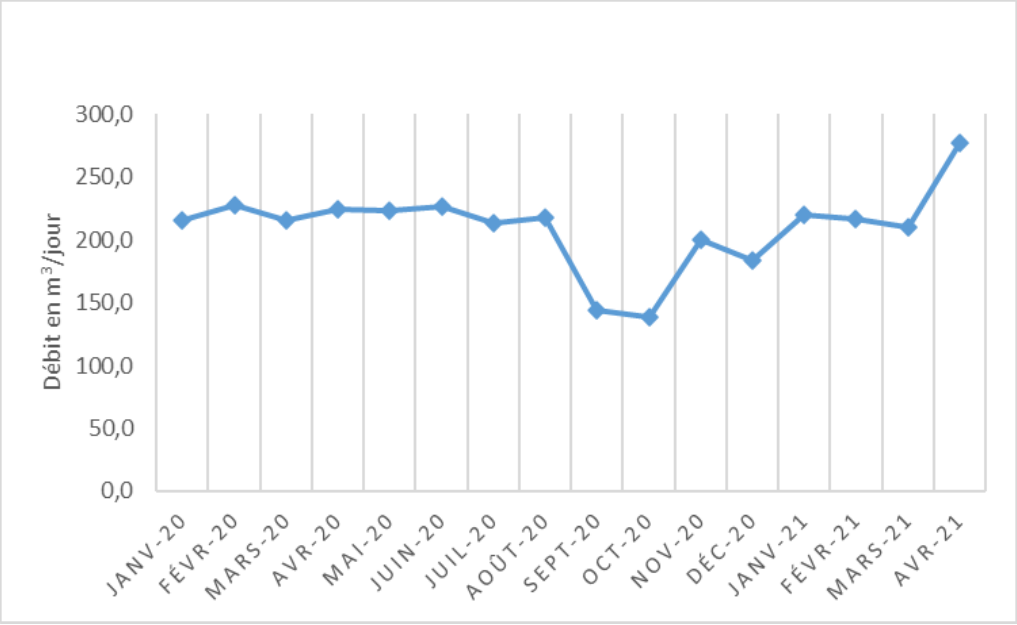


Fig. 24 : Débit moyen du lixiviat de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed

c. *Gestion du biogaz*

La décharge possède une centrale bioélectrique pour la condensation, le traitement et la transformation du biogaz produit par les transformations des déchets au cours des processus de biodégradation. Cette unité est équipée par une torchère, un groupe électrogène et un moteur biogaz.

L'objectif de cette unité est non seulement d'assurer l'autonomie électrique de la décharge, mais aussi de produire le maximum d'électricité pour couvrir les besoins de la municipalité en termes d'éclairage public de la ville de Fès. Effectivement, en 2018, la décharge a pu produire suffisamment d'électricité pour satisfaire 33% de l'éclairage public de la ville de Fès.

Actuellement, le biogaz n'est plus valorisé, une fois les réservoirs de stockage sont saturés et ne peuvent plus recevoir de biogaz, l'excédent de gaz est éliminé en toute sécurité grâce à la torchère qui brûle sur place les gaz dégagés par les centres de compostage ou d'enfouissement.

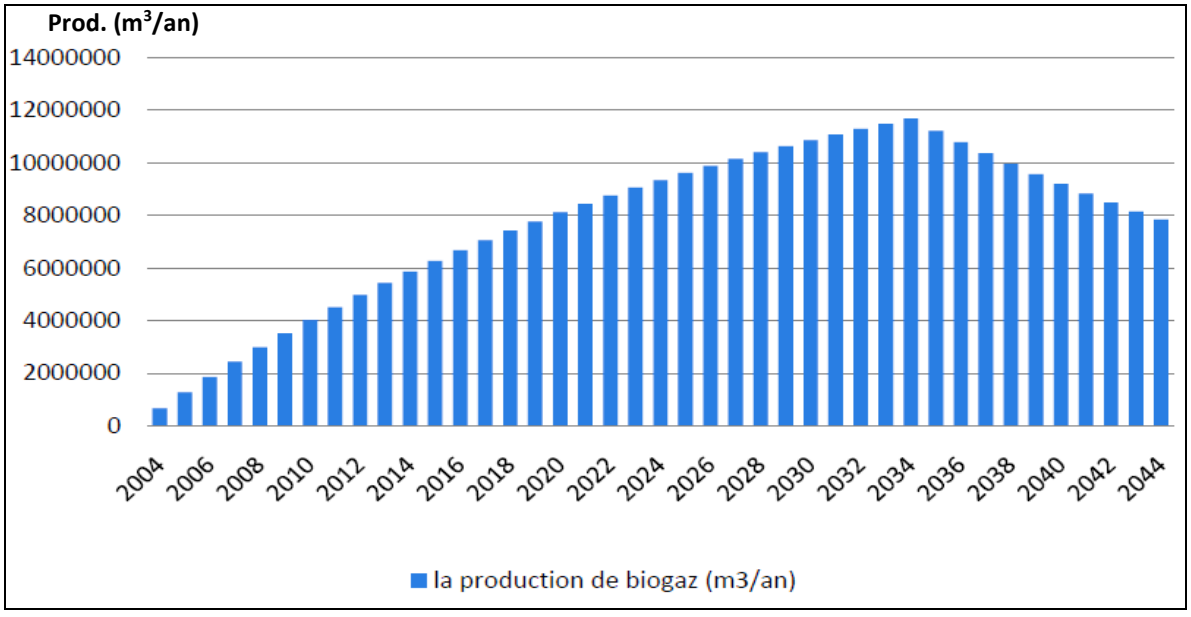


Fig. 25 : Estimation de la quantité de production de biogaz depuis l'installation de la décharge (2004) jusqu'au 2044

Conclusion

Le choix du site pour une décharge est un sujet complexe et souvent controversé. Les autorités locales et nationales doivent tenir compte de nombreux facteurs tels que la

proximité des zones résidentielles, les caractéristiques géologiques et hydrologiques du site, l'impact sur la faune et la flore locales, ainsi que les considérations économiques. Malheureusement, de nombreux sites de décharges au Maroc sont choisis sans bien respecter les normes environnementales ou sans consultation publique, ce qui a conduit à des conflits avec les communautés locales et à des problèmes de santé publique.

La localisation de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed représente quelque avantage pour sa gestion et son fonctionnement. En effet, le choix du site s'est basé fondamentalement sur la géomorphologie sous forme de talweg qui permettra une exploitation à longue termes, sur la lithologie argileuse de la région qui garantira selon les décideurs l'étanchéité du sous-sol vue la réputation de ce type de sédiments comme étant un matériau imperméable et sur la distance du site par rapport à la ville de Fès.

Le cahier de charge signé entre la commune de Fès et la société responsable de la gestion de la décharge n'en prévoyait pas la pose d'une géomembrane pour renforcer l'étanchéité du fond de la décharge. Cette omission s'explique par le fait que les réglementations nationales en matière de gestion des déchets solides n'exigeaient pas ce type d'isolation à l'époque. Cependant, des efforts sont en cours pour améliorer le fonctionnement de la décharge en adaptant des projets de modernisation des infrastructures et des équipements de gestion des déchets.

Le mode de gestion actuel de la décharge permet de se poser plusieurs questions sur les risques liés à l'efficacité de la collecte du lixiviat, l'étanchéité de la barrière naturelle sous la décharge (argile), les éventuelles contaminations des sédiments de surface en aval de la décharge, l'efficacité de la gestion du biogaz et bien d'autres questions d'importance majeur.

Les chapitres qui suivent se pencheront sur l'étude de l'impact de la décharge d'Ouled M'hamed. Un suivi de la qualité des sédiments en aval depuis la décharge jusqu'à Sidi Hrazem fera l'objet du 3ème chapitre.

Chapitre III
Evaluation de la contamination des sédiments

Introduction 77

1. Compagnes de prélèvements 78

2. Matériels et méthodes 80

2.1 Prélèvements 80

2.1.1 Échantillonnage du lixiviat 80

2.1.2 Échantillonnage des sédiments 80

2.2 Analyses 81

2.2.1 Analyse du lixiviat 81

2.2.2 Analyse des sédiments 82

3. Résultats et discussion 82

3.1 Lixiviat 82

3.2 Sédiments en aval de la décharge 86

4. Indices de pollution 91

4.1 Facteur de contamination (FC) et indice de charge de pollution (PLI) 93

4.2 Facteur d'enrichissement (FE) 96

4.3 Degré de contamination (DC) 100

4.4 Indice de géo-accumulation (IGeo) 102

4.5 Indice du risque écologique potentiel (PERI) 106

4.6 Evaluation de la toxicité des sédiments selon le guide de la qualité des sédiments (SQG) 109

5. Etude statistique 111

5.1 Corrélations 111

5.2 Analyse du composantes principales (ACP) 112

6. Discussion 114

Conclusion 115

Introduction

Les sédiments sont considérés comme indicateurs sensibles pour la surveillance des contaminants toxiques et dangereux qui parviennent aux environnements hydriques. Bien que l'évaluation et la surveillance de la qualité des eaux naturelles fassent désormais partie intégrante des plans nationaux de conservation de l'eau, les études sur la qualité des sédiments requièrent également une attention particulière, car ils constituent des sources potentielles de mobilité et de biodisponibilité des contaminants tels les oligo-éléments dans les systèmes hydriques. Une analyse approfondie de la composition des sédiments est nécessaire pour identifier les origines naturelles, lithogéniques et anthropogéniques des contaminants. L'étude de la distribution des éléments dans les sédiments est également importante pour comprendre leur comportement et leur transport dans l'environnement fluviatile ou aquatique. Les sédiments agissent comme des tampons absorbeurs d'éléments qui peuvent être remobilisés ultérieurement en cas de modification des conditions physiques et chimiques des masses d'eau. Les examens récents mettent davantage l'accent sur la présence des ETM dans les sédiments en raison de leur nature persistante et non dégradable et de leur potentiel d'entrée dans la chaîne alimentaire. Les éléments qui rejoignent le système fluviatile se lient à des particules qui, après décantation, se retrouvent dans les sédiments.

Bien que des éléments tels que le Fe, le Zn et le Cu soient nécessaires au fonctionnement normal de l'organisme, leur présence à des concentrations supérieures à la valeur requise peut être préjudiciable à la physiologie et à la santé des organismes vivants. D'autre part, des éléments comme le Cd et le Pb sont toxiques même à des concentrations infimes. La surveillance environnementale régulière et l'évaluation des systèmes hydriques quant à la présence de ces éléments sont indispensables pour examiner les impacts possibles des projets de développement sur l'environnement sédimentaire. Étant donné que le milieu sédimentaire influence directement la dynamique physico-chimique et écologique des ressources en eau, une détérioration de la qualité des sédiments peut avoir de graves répercussions sur les supports de la vie aquatique et sur l'écosystème environnant, qui comprend également les êtres humains, qui en dépendent.

Après l'installation de la première décharge contrôlée de la ville de Fès (décharge d'Ouled M'Hamed) en 2004, en réponse aux débordements des différents types de déchets, suite à l'expansion urbaine et la démographie de plus en plus croissante, aucune étude n'a encore fait l'objet d'une évaluation de son impact sur l'environnement. Par contre, le lixiviat, produit liquide de la décharge a fait l'objet de plusieurs études y compris son utilisation comme énergie (Merzouki M, 2005; El-Fadel M. B.-Z., 2002)..

Cette étude a pour objectif de dépouiller la pollution des lixiviats sur les sols et les eaux à la sortie de la décharge sous forme de cuvette à déversoir en direction de l'Oued Sebou, l'un des grands et pollués des Oueds marocains.

1. Compagnes de prélèvements

Le travail a commencé par une prospection du terrain depuis la décharge jusqu'au centre de Sidi Hrazem, d'abord pour choisir les points de prélèvements des échantillons et préparer les outils nécessaires à cette opération. Sachant que la décharge dispose d'un système de drainage et trois bassins de collecte des lixiviats en aval, là où le talweg prend la relève en cas de débordement (**Fig. 26**) en direction du centre Sidi Hrazem.

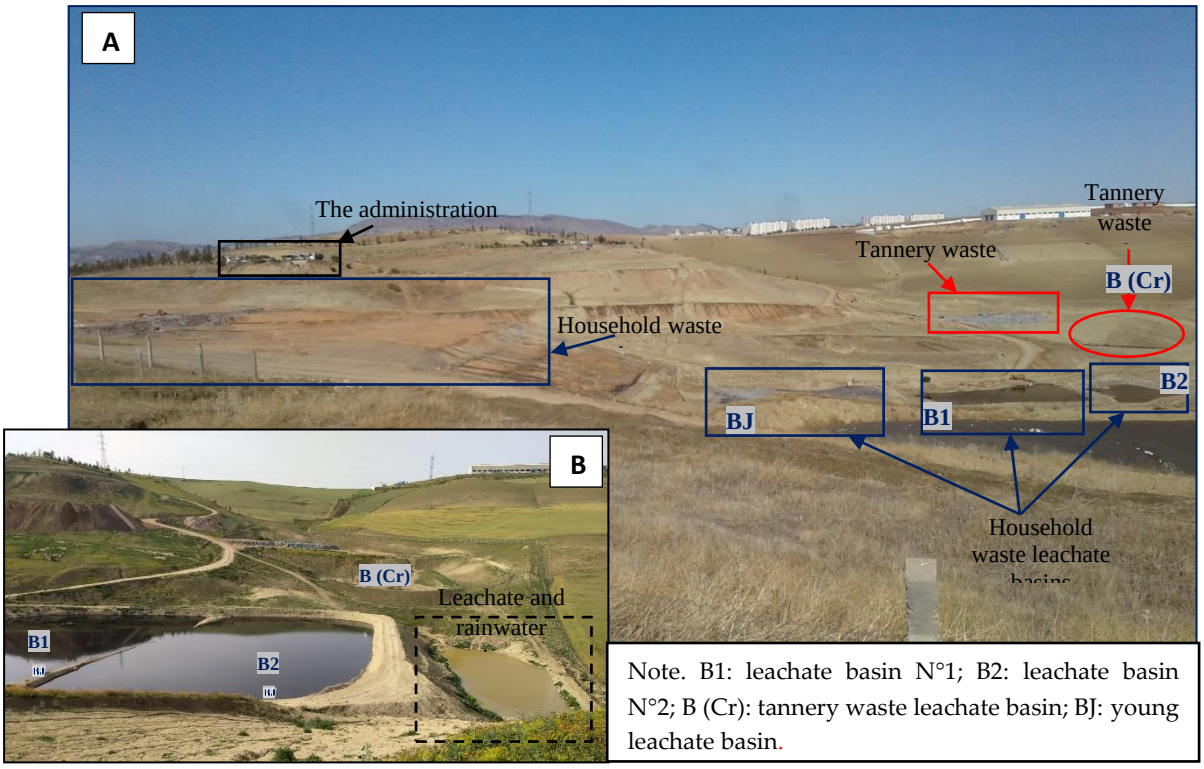


Fig. 26 : Composantes de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed (A) et lieux de débordement (B) des bassins de lixiviat

L'opération consiste à prélever 24 échantillons des lixiviats, 24 échantillons de sédiments le long du talweg et 4 échantillons témoins à l'abri des lixiviats en amant de la décharge (ST1 et ST2) (**Fig. 27**). Dans chaque point de prélèvement du sol, deux échantillons ont été prélevés, l'une à la surface et l'autre à 20 cm de profondeur. Au laboratoire les échantillons sont séparés selon leurs destinations opérationnelles puis préparés pour analyses.

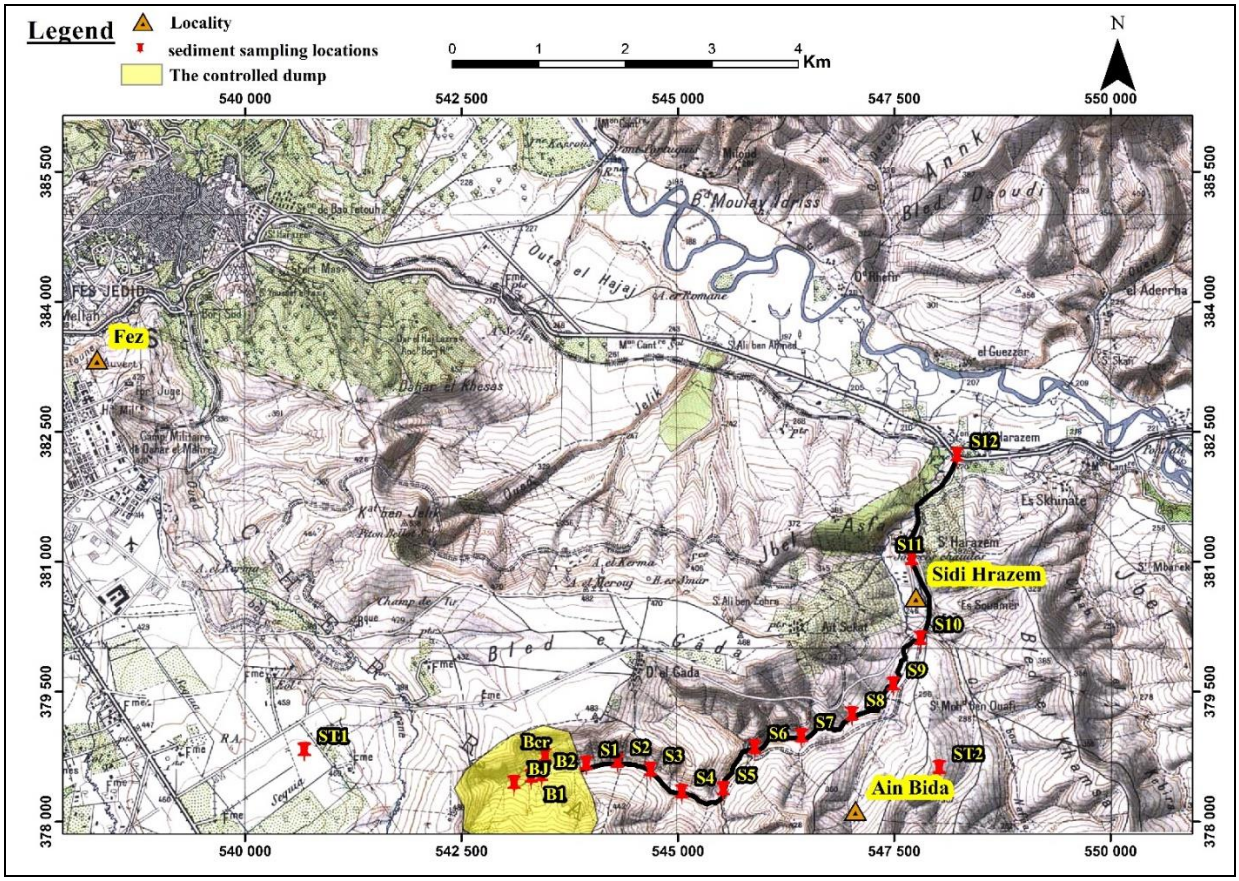


Fig. 27 : Localisation des points de prélèvements le long du talweg en aval de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed

Cette partie, exposera les résultats d'un suivi spatio-temporel le long de la vallée reliant la décharge à l'Oued Sebou (7km). Il s'agit de quatre campagnes de prélèvements réalisé en 2019, 2020, 2021 et 2022 (**Fig. 28**). L'objectif de cette stratégie est non seulement de pouvoir suivre l'évolution de la qualité des sédiments en allant de la décharge jusqu'au centre de Sidi Hrazem, mais aussi, d'identifier les mutations potentielles dans la composition géochimique au cours des quatre ans de suivi.

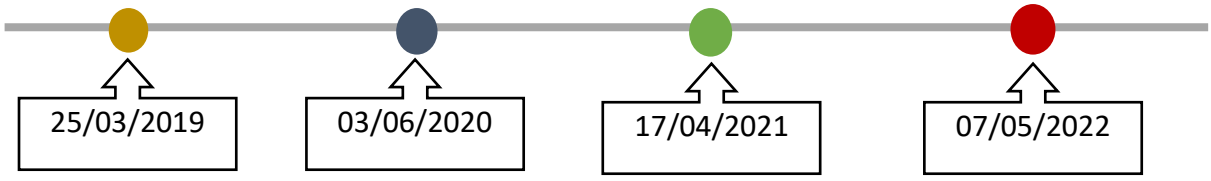


Fig. 28 : Chronologie des campagnes de prélèvement des sédiments

Il faut noter que les prélèvements ont été effectués directement après la fin des périodes de fortes pluies pour évaluer l'efficacité du système de drainage et de stockage des lixiviats.

2. Matériels et méthodes

2.1 Prélèvements

2.1.1 Échantillonnage du lixiviat

Pour chaque bassin, six échantillons ont été prélevés (4 échantillons sur les 4 bords du bassin et 2 au milieu). L'échantillonnage a été effectué à l'aide d'un flacon de 500 ml, mais dans les zones à accès difficiles une perche télescopique munie d'un flacon de 500 ml à l'extrémité a été utilisée. Les échantillons ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène, préalablement lavées à l'acide nitrique puis à l'eau distillée. Sur le terrain, avant de remplir les bouteilles, celles-ci ont été lavées avec l'échantillon à prélever.

Les bouteilles sont remplies à ras bord avant de visser le couvercle pour éviter tout échange de gaz avec l'atmosphère (Rodier, 2009). Une acidification des échantillons destinés à la détermination de certains éléments (métaux, nitrites, nitrates, phosphore) à pH < 2 a été réalisée afin de freiner les réactions chimiques et les activités biologiques (Rodier, 2009).

Le transport des échantillons de lixiviats au laboratoire s'est effectué dans une glacière et les échantillons ont été analysés dans un délai de 24 heures. Durant l'échantillonnage, les paramètres physiques ont été mesurés in situ. L'équipement utilisé sur le terrain se compose d'un multi-paramètre Consort C561 permettant de mesurer la conductivité électrique (EC), la température, l'oxygène dissous (O_2) et le pH. La mesure de NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+, PO_4^{3-}, SO_4, NTK et des éléments organiques (DCO, DBO_5) a été effectuée en laboratoire.

2.1.2 Échantillonnage des sédiments

Les prélèvements sont effectués à une profondeur de 20 cm, couche appelée valeur guide dans la plupart des pays (OFEFP., 1989. ; Baize D., 1997). Toutefois, dans cette étude, les prélèvements ont été effectué aussi en surface afin d'évaluer la perméabilité des argilites.

En effet, les métaux lourds apparaissent dans le sol à l'état de traces et montrent de grandes variations de concentration (OFEFP., 1989.). Par conséquent, il est primordial que les échantillons soient toujours prélevés de la même manière et avec le même instrument. Le

recours aux instruments en acier inoxydable, nickelés ou laqués est à proscrire. C'est pourquoi une tarière en fer a été utilisée.

Suffisamment d'échantillons placés directement dans des sacs en plastique sont prélevés pour être analysés et conservés en vue d'une éventuelle répétition. Une fois au laboratoire, les échantillons ont été déshydratés à l'air libre à température ambiante, à l'abri de la lumière du jour, afin de limiter l'évolution biologique et d'assurer la conservation des échantillons à moyen et long terme. Les échantillons ont ensuite été homogénéisés à l'aide d'un mortier et tamisés à 2 mm pour une bonne homogénéité de l'échantillon, puis stockés dans des boîtes en polyéthylène ayant subi le protocole de conditionnement classique avant utilisation (lavage, trempage dans l'acide, rinçage à l'eau distillée, puis séchage).

Au niveau de chaque point d'échantillonnage, deux échantillons sont prélevés, l'un à la surface et l'autre à 20 cm de profondeur.

2.2 Analyses

2.2.1 Analyse du lixiviat

La température, la conductivité et le pH sont mesurés in situ à l'aide d'un multi-paramètre. Les éléments nutritifs ont été déterminés à l'aide des méthodes d'analyse chimique décrites par Rodier en 2009 : des ions ammonium (NH_4^+) à l'aide de la méthode du bleu d'indophénol, les mesures ont été effectuées à l'aide d'un spectromètre à une longueur d'onde de 630 nm.

Les orthophosphates (PO_4^{3-}) sont déterminés par colorimétrie à une longueur d'onde de 881nm. Les nitrites (NO_2^-) ont été mesurés par la méthode colorimétrique à la sulfanilamide à l'aide d'un spectrophotomètre à une longueur d'onde de 543 nm. Les nitrates (NO_3^-) ont été quantifiés à une longueur d'onde de 543 nm après réduction des ions nitrate en nitrite. L'analyse des éléments organiques portait sur la DCO et la DBO_5. La demande chimique en oxygène (DCO) a été mesurée par bichromate de potassium selon la méthode HACH (Association française, 1987). La demande biologique en oxygène (DBO_5) a été déterminée après application d'une dilution.

Le dosage des ETM dans le lixiviat a été réalisé par ICP-AES (système ACP-AES MORIBA Jobin Yvon - ACTIVA) après minéralisation. La minéralisation a été effectuée sur 10ml de lixiviat avec de l'acide nitrique et l'acide sulfurique sur une plaque chauffante à bain de sable en présence de Peroxyde d'Hydrogène pour éliminer la matière organique. Les

échantillons ont été filtrés à travers une membrane de cellulose sans cendres, complétés à 100 ml avec de l'eau distillée avant de passer à l'analyse. La limite de détection de l'ICP-AES est de 0,01 mg/l.

2.2.2 Analyse des sédiments

La mesure du pH a été réalisée avec un pH-mètre d'une suspension du sédiment dans l'eau distillée (Mathieu C., 2003). La conductivité a été déterminée avec un conductivimètre électronique de la suspension du sédiment (Mathieu C., 2003). Le taux de $CaCO_3$ a été mesuré par le calcimètre Bernard (AFNOR, 1994).

Le dosage des ETM et des éléments majeurs (Si, Na, K, Mg, Al) par ICP-AES nécessite dans un premier temps le séchage des échantillons à température ambiante au laboratoire. Chaque échantillon est ensuite tamisé à l'aide dans un tamis de 2 mm de maille. Le tamisât est broyé pour obtenir une poudre dont la taille des particules est inférieure à 250 µm. La minéralisation est réalisée sur 1 g de sédiment dans de l'eau régale (acide nitrique 70% et acide chlorhydrique 30%) sur une plaque chauffante à bain de sable en présence de Peroxyde d'hydrogène pour éliminer la matière organique. La méthode d'extraction décrite par Hoening (1979), consiste à déterminer la quantité totale d'une série d'éléments majeurs et d'oligo-éléments. Après refroidissement à l'air ambiant, le minéralisât fut filtré à travers une membrane de cellulose sans cendres, puis ajusté jusqu'à 100 ml avec de l'eau distillée et analysé en utilisant ICP-AES, outil efficace pour mesurer les concentrations des métaux et sa capacité d'analyser plusieurs éléments simultanément dans un échantillon (Harris, 2018). L'analyse a porté sur les ETM (As, Co, Fe, Zn, Ni, Cr, Cu, Pb et Cd) et les éléments majeurs (Si, Na, K, Mg, Al). Il faut noter que la limite de détection de l'ICP-AES est de 0,01 mg/l, ce qui correspond dans cette étude à une valeur strictement inférieure à 1mg/kg de sédiment.

3. Résultats et discussion

3.1 Lixiviat

Le terme lixiviat (ou percolât), désigne le liquide ayant percolé à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et surtout chimiquement de substances minérales et organiques (Ozanne F., 1990). La composition des lixiviats est fonction de plusieurs paramètres, à savoir (i) la nature et l'âge de la décharge, (ii) le type de déchets, (iii) la méthode d'enfouissement, (iv) la nature du site, (v) les conditions climatiques etc… (Leclerc

G., 1989; Matejka G., 1994; Khattabi H., 2002). En effet, les jus de décharge ou les lixiviats sont comparables à des rejets industriels complexes (Keenan, 1983; Parveaud, 1993; Renou S, 2008a).

Tab. 8 : Variations des paramètres physico-chimiques des lixiviats de la décharge d'Ouled M'hmed

	Valeurs	Valeur moyenne ± ET	Valeurs limites générales pour les rejets dans les eaux de surface et les eaux souterraines
pH	6.91-8	7.7 ± 0.3	5.5-9.5
Température	19-23	21 ± 1.60	-
Conductivité électrique (ms/cm)	24-105.1	64.55 ± 33.15	2.7
Matières en suspension (MES) (mg/l)	314-1022	740 ± 234	100
Demande chimique en oxygène (DCO) (mg d'O_2/l)	430.7-7962	5 540.35 ± 1,872.67	500
DBO_5 (mg d'O_2/l)	274-530.7	370.7 ± 115.4	100
DBO_5/COD (mg d'O2/l)	0.058-0.096	0.084 ± 0.012	-
NH_4 (mg/l)	50-135	79.4 ± 16.78	-
NO_3^- (mg/l)	13-46	29.78 ± 10.89	-
NO_2^- (mg/l)	0.376-3.01	1.78 ± 0.45	-
PO_4 (mg/l)	5-12	8.51 ± 1.34	15
SO_4 (mg/l)	1,036.07-4,567	2 322.14 ± 1,117.07	600
Azote Kjeldhal Total (NTK) (mg/l)	1440-1955	1 514 ± 98.70	-

Tab. 9 : Intervalle de valeurs (I.V) et concentrations moyennes ±ET des éléments métalliques dans les différents échantillons de lixiviat de la décharge d'Ouled M'hmed

	As		Cr		Cu		Ni		Zn	
	I.V	**Valeur moyenne ± ET**	**I.V**	**Valeur moyenne ± ET**	**I.V**	**Valeur moyenne ± ET**	**I.V**	**Valeur moyenne ± ET**	**I.V**	**Valeur moyenne ± ET**
BJ	0.14 - 0.21	0.18 ± 0.03	4.07 - 5.78	4.9 ± 0.60	0.02 - 0.15	0.07 ± 0.06	0.35 - 0.64	0.480 ± 0.10	1.73 - 2.48	2.160 ± 0.31
B1	0.09 - 0.23	0.18 ± 0.05	0.87 - 1.97	1.68 ± 0.40	0.03 - 0.12	0.07 ± 0.03	0.3 - 0.6	0.532 ± 0.12	0.24 - 0.72	0.492 ± 0.16
B2	0.1 - 0.22	0.19 ± 0.04	0.77 - 1.69	1.4 ± 0.33	0.05- 0.06	0.05 ± 0.01	0.50 - 0.6	0.498 ± 0.12	0.29 - 0.41	0.315 ± 0.09
B_{Cr}	0.44- 0.56	0.49 ± 0.04	83.13 - 93.63	88.29 ± 3.51	0.01	0.01 ± 0.00	0.11 - 0.13	0.123 ± 0.01	0.10 - 0.11	0.108 ± 0.00

Note. B1 : bassin de lixiviat N°1 ; B2 : bassin de lixiviat N°2 ; B (Cr) : bassin de lixiviat des déchets de tannerie ; BJ : lixiviat jeune. Cd, Co et Pb ne sont pas inclus dans le Tableau car leurs concentrations sont inférieures à la limite de détection.

Les paramètres physicochimiques des lixiviats des 24 échantillons sont très variables (**Tab. 8**). Le pH oscille entre 6,91 et 8 pour les différents échantillons. Les valeurs du pH obtenues dans les lixiviats pourraient être associées à la faible concentration en substances organiques volatiles. En effet, lors de la fermentation acide, première phase de la décomposition anaérobie des déchets, les jeunes percolâtes sont riches en composés organiques volatils. C'est pourquoi les valeurs de pH sont généralement inférieures à 4 (Tchobanoglous, 1993). Au fur et à mesure que la décharge vieillit, les lixiviats se vident de leurs substances organiques volatiles et la valeur du pH augmente jusqu'à 7 ou plus (Kjeldsen, 2002).

La valeur du DCO varie beaucoup d'un point de prélèvement à l'autre, entre 430,7 et 7 962 mg/l. En ce qui concerne la charge organique, les teneurs moyennes de la DCO et de la DBO5 sont respectivement de 5540,35 et 530,7 mg d'O_2/l, avec un rapport DBO_5/DCO de 0,084. Ceci dénote que le lixiviat et la décharge étudiée sont en phase intermédiaire (Chian E., 1977; Amokrane A., 1994; Vilomet, 2000; Hakou R, 2001; Khattabi H., 2002; Chofqi A., 2004; Kurniawan, 2006). La teneur en NTK atteint 1955 mg/l avec une moyenne de 1514 mg/l. Il est à noter que la concentration en nitrate peut atteindre 46 mg/l dans certains échantillons, ce qui dépasse les normes de rejets déversés dans le milieu naturel.

Le lixiviat présente des valeurs de conductivité très élevées. Il s'agit en effet d'une propriété commune à toutes les décharges d'ordures ménagères (Ozanne F., 1990; Kerbachi R, 1994; Amhoud, (1997); Thomas H. C., 2001; Khattabi H., 2002). Par ailleurs, la conductivité électrique moyenne est d'environ 64,55 mS/cm, ce qui indique la forte minéralisation des lixiviats (Aluko O., 2003).

Les valeurs des ETM des différents échantillons de lixiviats de la décharge (As, Cr, Cu, Ni et Zn) varient d'un élément à l'autre dans le même bassin et pour le même élément d'un bassin à l'autre. La concentration de certains ETM tels que Cd, Co et Pb reste inférieure à la limite de détection de l'ICP-AES (inférieure à 0,01mg/l), c'est pourquoi ils ne sont pas mentionnés dans le tableau 9.

Le lixiviat du bassin B (Cr) présente des concentrations très élevées de Cr avec une concentration moyenne de 88,28 mg/l vu qu'il s'agit du percolât du dépotoir réservé aux déchets des unités industrielles de tannerie. Quant aux valeurs de As, Cu, Ni et Zn, elles varient respectivement entre (0,17-0,48 mg/l), (0,01-0,07 mg/l), (0,12-0,53 mg/l) et (0,10-2,16 mg/l) (Tab. 2).

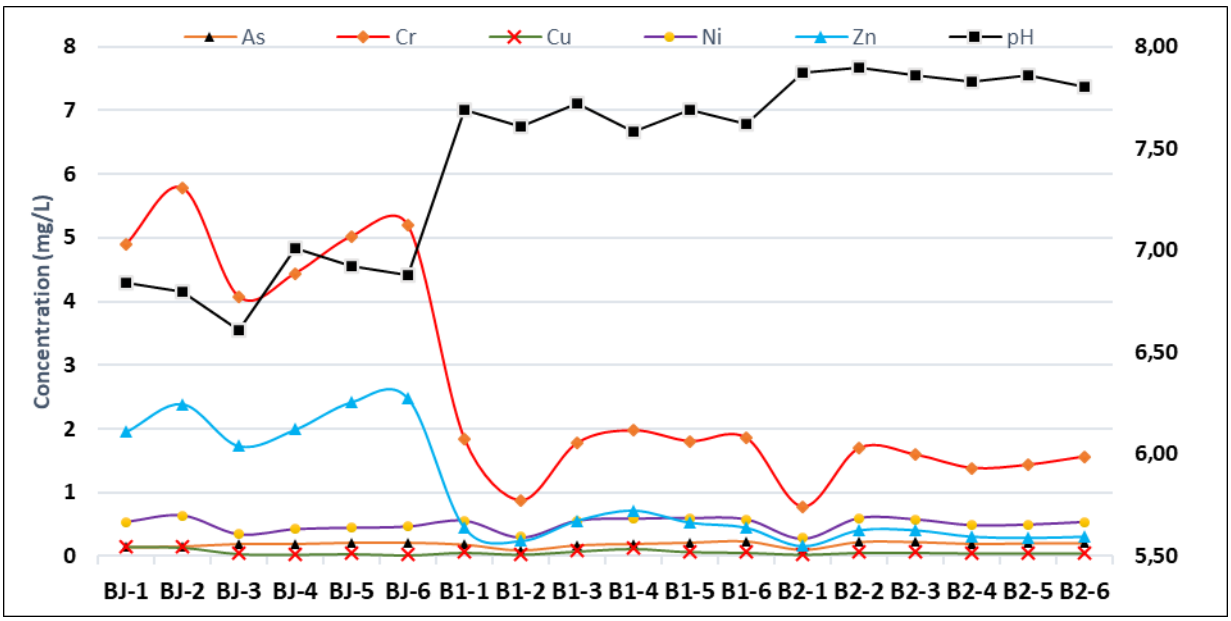


Fig. 29 : Variations de la teneur en ETM et du pH dans les bassins de lixiviats de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed (Fès)

La variation des différents ETM dans les bassins de lixiviat des déchets ménagers (BJ, B1 et B2) suit généralement la même tendance (**Fig. 29**). Une simple comparaison entre les trois bassins montre que la concentration du Cr et Zn est plus importante dans le premier bassin (BJ) par rapport aux autres bassins. Ceci peut être expliqué par la nature du lixiviat collecté dans le bassin BJ, il s'agit de lixiviat jeune à pH légèrement acide (6,62<pH <6,92) et à forte charge en matière en suspension (MES). En passant du BJ aux bassins B1 et B2, le pH devient alcalin (7,58<pH <8) à cause de la minéralisation du lixiviat qui s'effectue durant son stockage. Le pH, facteur influençant la disponibilité des ETM, explique l'abaissement des concentrations des ETM. En effet, Cr, Zn et Ni présentent une forte corrélation entre eux et une anti-corrélation avec le pH, tandis que As et Cu sont légèrement corrélés positivement avec les autres ETM.

3.2 Sédiments en aval de la décharge

Les paramètres physicochimiques dont dépend le comportement des ETM des sédiments prélevés dans la décharge (S1 en surface et S1' à 20 cm de profondeur) et au centre de Sidi Hrazem (S10 et S10') présentent un pH à 25°C qui varie de 7,34 à 8,21, un peu moins alcalin que les échantillons de référence (8,58) (**Fig. 30A**). A noter que les échantillons de sédiments prélevés à une profondeur de 20 cm ont un pH proche de celui des échantillons témoins. Les valeurs de conductivité électrique des sédiments fluctuent entre 1,21 et 5,37 ms/cm pour les sédiments contaminés et autour de 0,75 ms/cm pour les sédiments témoins (**Fig. 30B**). Cette augmentation des valeurs pourrait traduire l'apport en éléments chimiques contenus dans le lixiviat et/ou l'effet de la minéralisation des sédiments. Par ailleurs, l'évolution du pH d'un point de prélèvement à l'autre est anti corrèle avec celles des valeurs de conductivité électrique (**Fig. 30**).

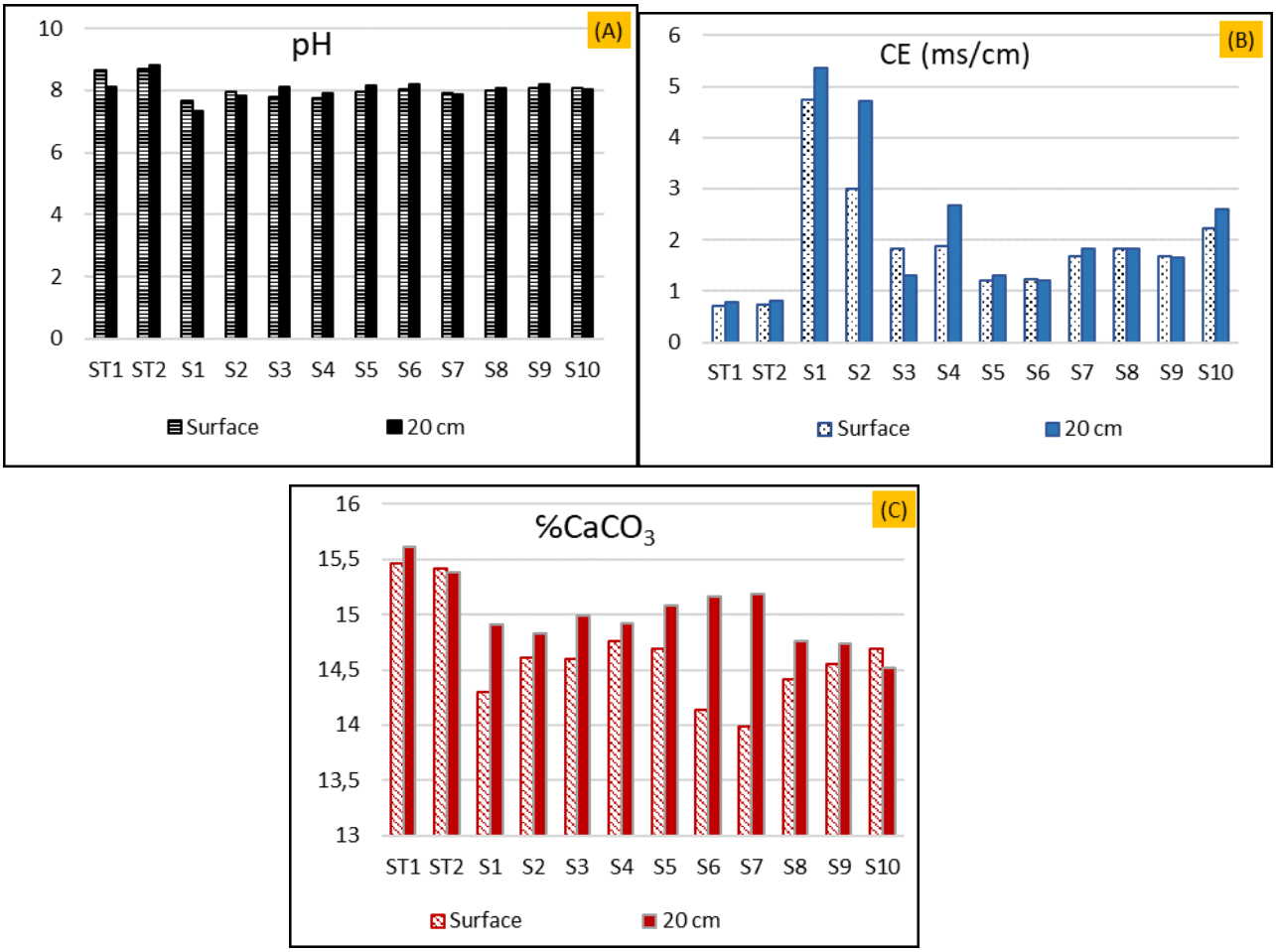
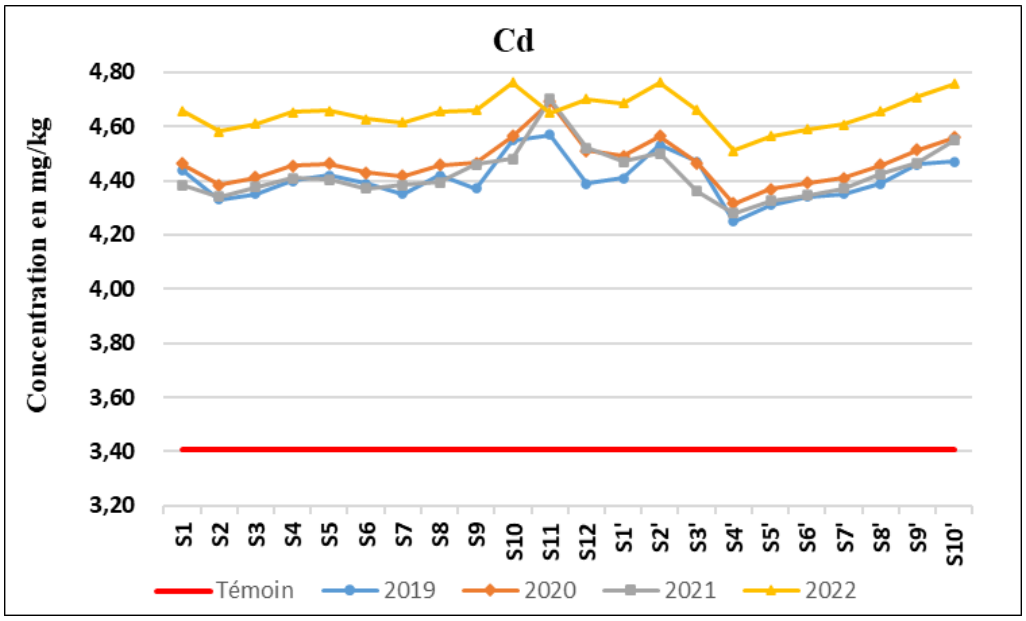
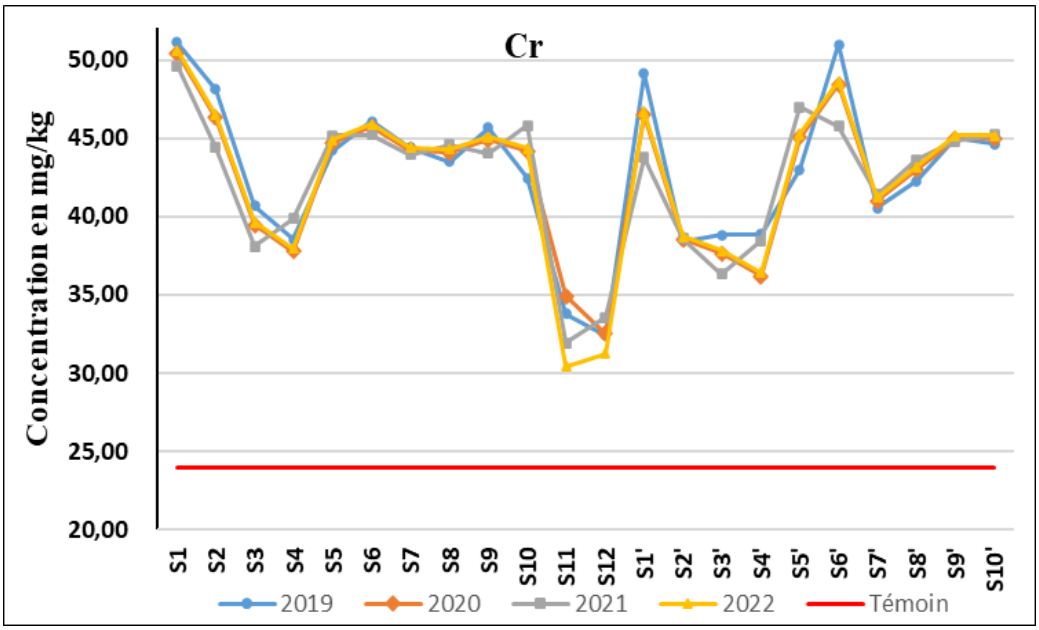
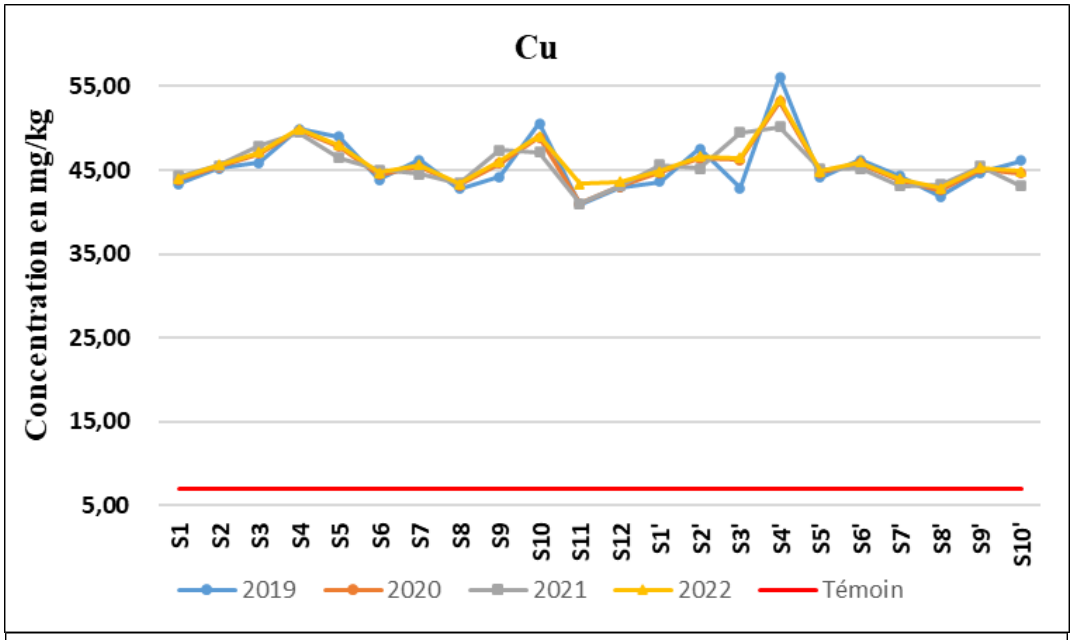


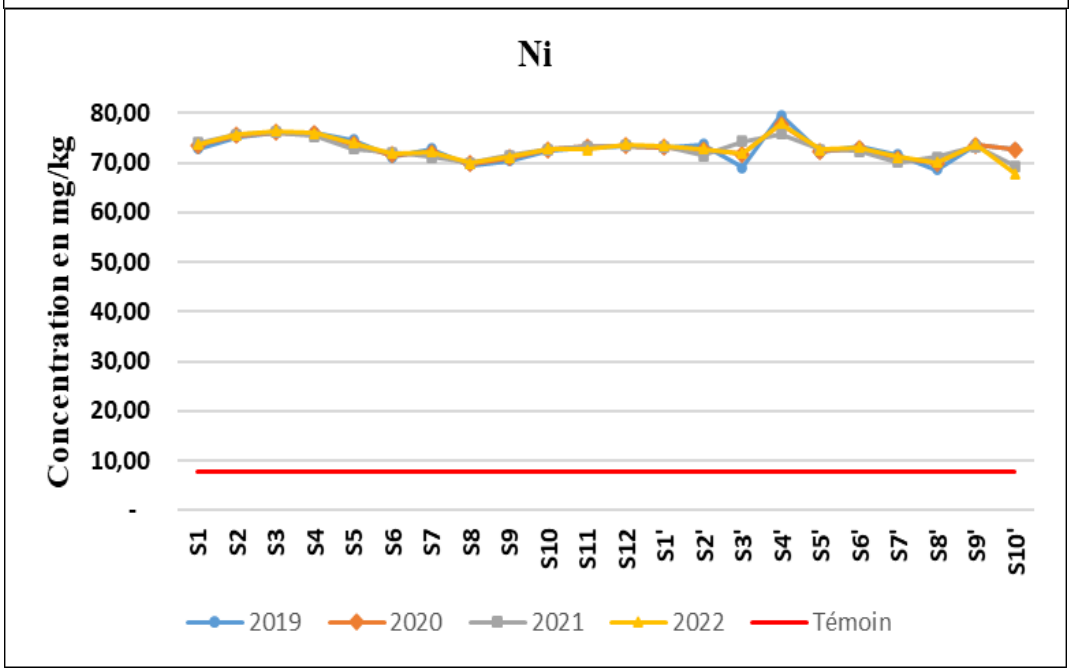
Fig. 30 : Variation des paramètres physico-chimiques, pH(A), CE (B) et le teneur en carbonates de calcium (%$CaCO_3$) (C) dans les sédiments

Les échantillons contiennent un faible pourcentage de carbonates de calcium (%CaCO3) ne dépassant pas 15,61% (**Fig. 30C**). Contrairement à la littérature qui utilise le nom de marne pour désigner cette formation argileuse du Miocène, à faible taux de $CaCO_3$, il s'agit d'une formation argileuse calcaire (% CaCO3 entre 5 et 35%) (Foucault A., 2014). En effet, il diminue dans tous les échantillons de sédiments sauf quelques-uns, probablement sous l'effet des eaux de ruissellement chargées de lixiviats.






Cu
Concentration en mg/kg
55,00
45,00
35,00
25,00
15,00
5,00
S1 S2 S3 S4 S5 S6 S7 S8 S9 S10 S11 S12 S1' S2' S3' S4' S5' S6' S7' S8' S9' S10'
2019
2020
2021
2022
Témoin


Ni
Concentration en mg/kg
80,00
70,00
60,00
50,00
40,00
30,00
20,00
10,00
-
S1 S2 S3 S4 S5 S6 S7 S8 S9 S10 S11 S12 S1' S2' S3' S4' S5' S6' S7' S8' S9' S10'
2019
2020
2021
2022
Témoin

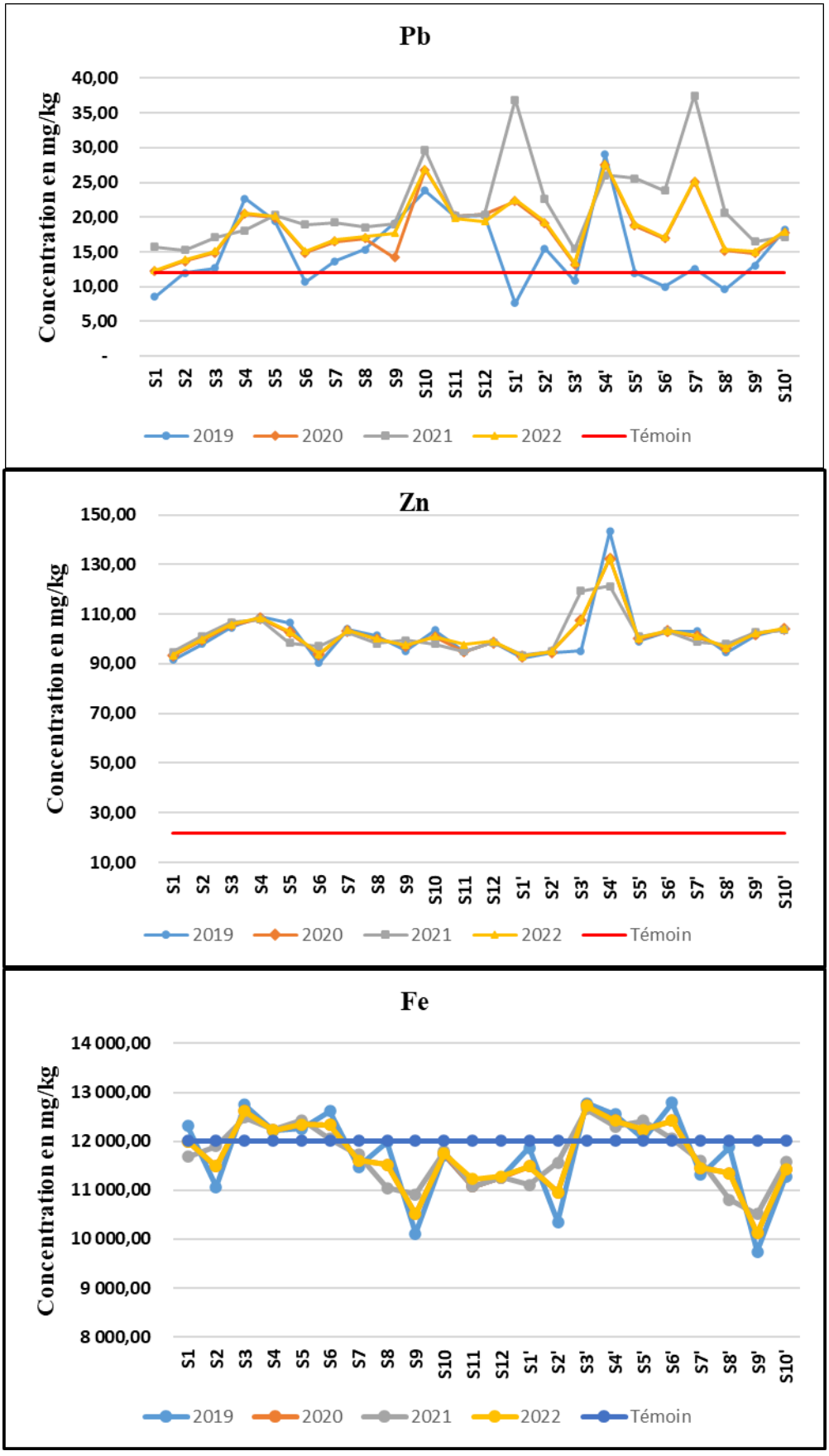


Fig. 31 : Evolutions des teneurs des ETM dans les sédiments de surface et à 20 cm de profondeur depuis 2019 à 2022

Les teneurs des ETM **(Fig.31)** oscillent entre 4,28 et 4,76 mg/kg pour le Cd, entre 41,04 et 56,14 mg/kg pour le Cu, entre 67,91 et 79,65 mg/kg pour le Ni, entre 7,61 et 37,53 mg/kg pour le Pb, entre 90,28 et 143,36 mg/kg pour le Zn et entre 9 739,13 et 12786,73 mg/kg pour le Fe. La concentration du Co et l'As reste au-dessous du seuil de détection de l'ACP-AES (inférieur à 0,01mg/l).

La teneur en Cr qui varie entre 36,34 et 47,00 mg/kg est sûrement le reflet de la concentration élevée en Cr contenu dans les lixiviats (93,63 mg/l) issus des déchets des tanneries ainsi, sa présence peut provenir aussi de déchets collectés avec les ordures ménagères comme les papiers cartons et le bois (Cr total = 25 mg/kg de papier et 80 mg/kg de bois) (El M'ssari N., 1993).

Pour une bonne analyse des données fournies par la figure 32, une valeur de référence a été utilisée à partir de la moyenne des teneurs de chaque métal dans les échantillons témoins. De là, il s'est avéré que le taux de la contamination des sédiments diffère d'un élément à l'autre. Prenant comme exemple la teneur en Ni qui est 5 fois plus élevée dans tous les échantillons que dans l'échantillon témoin. La teneur en Zn et Cu et la teneur en Cr et Pb est respectivement le quadruple et le double de la valeur de référence.

La teneur élevée du Pb en profondeur par rapport à la surface ne peut être expliquée que par deux phénomènes, le premier est le lessivage du Pb et le deuxième est par son remaniement difficile par les eaux après dépôt.

Ces teneurs en ETM dans les sédiments du talweg en aval, en surface et à 20 cm de profondeur, ne sont que les témoins d'une contamination effective des lixiviats sortant de la décharge. Leur fixation dans les sédiments à différentes distances de la décharge est due principalement au contexte à caractère physico-chimiques alcalins ne permettant pas une libération des éléments sous l'effet du ruissellement.

La distribution quantitative des teneurs en ETM suit l'ordre suivant : Ni > Zn=Cr, Zn=Cr > Cu=Pb et Cu=Pb >Cd. En effet, le pH alcalin favorise la précipitation des ETM et limite leur libération dans les eaux, ce qui induit un enrichissement intense en ETM des sédiments.

4. Indices de pollution

La distribution et l'enrichissement par les ETM (Cobalt, Fer, Zinc, Cuivre, Plomb, Cadmium, Nikel, Chrome et Arsenic) des sédiments prélevés dans 12 sites sélectionnés ont été étudiés. Pour estimer l'enrichissement et les risques liés aux éléments présents dans les sédiments, on a procédé à une évaluation qui comprenait l'examen du régime de distribution des éléments, des études comparatives avec le guide de qualité des sédiments (SQG) et les valeurs du fond géochimique, ainsi qu'une approche séquentielle et intégrée d'analyse des indices (contenant le facteur de contamination (FC), l'indice de charge de pollution (Pollution load index, PLI), le degré de contamination (DC), le facteur d'enrichissement (FE), l'indice de géo-accumulation (Igeo) et l'indice de risque écologique potentiel (PERI)). Un indice intégré est l'ensemble d'indices individuels déterminés séparément et combinés ensuite pour désigner la qualité globale du sédiment. Trois indices intégrés, à savoir PLI, CD et PERI, ont été utilisés dans cette étude.

Les méthodes de calcul et les critères de classification des indices étudiés, avec leurs références, sont présentés dans le **tableau 10**.

Tab. 10 : Indices de qualité des sédiments avec systèmes de classification

Indice	Equation	Classification	Référence
FC	$CF = C_0/C_b$	FC < 1 (FC faible) 1 ≤ FC < 3 (FC modérée) 3 ≤ FC < 6 (FC considérable) FC ≥ 6 (FC très élevée)	1- (Ahdy, 2009) 2- (Hakanson L. , 1980)
PLI	$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times ... \times CF_n)^{1/n}$	PLI = 0 (perfection) PLI = 1 (niveaux de base des polluants présents) PLI > 1 (détérioration progressive du site)	1- (Tomlinson D.L., 1980)
DC	$DC = \sum_{i=1}^{n} FC$	6 ≤ CD < 12 (CD modérée) 12 ≤ CD < 24 (CD considérable) CD ≥ 24 (CD très élevée) indiquant une contamination anthropique alarmante	1- (Ahdy, 2009) 2- (Hakanson L. , 1980)
FE	$FE = (M/R)_{\text{échantillon}} / (M/R)_{\text{référence}}$	EF : 2 - 5 (enrichissement modéré) EF : 5 - 20 (enrichissement important) EF : 20 - 40 (enrichissement très élevé) EF > 40 (enrichissement extrêmement élevé)	1. (Sinex, 1981) 2. (Sutherland, 2000)

Igeo	$Igeo = \log_2 C_n / 1.5 \times B_n$	Igeo < 0 Classe 0 (non contaminée) 0 < Igeo < 1 Classe 1 (non contaminée à modérément contaminée) 1 < Igeo < 2 Classe 2 (modérément contaminée) 2 < Igeo < 3 Classe 3 (modérément à fortement contaminée) 3 < Igeo < 4 Classe 4 (fortement contaminée) 4 < Igeo < 5 Classe 5 (fortement à extrêmement contaminée) Igeo ≥ 5 Classe 6 (extrêmement contaminée)	1. (Mohiuddin, 2010) 2. (Müller G. , 1979) 3. (Müller G. , 1981)
PERI	$PERI = \sum_{i=1}^{n} E$ $E^i_r = T^i_r \times CF_i$	E < 30 (faible risque) E : 30 - 60 (risque modéré) E : 60 - 120 (risque considérable) E : 120 - 240 (risque élevé) E > 240 (risque significativement élevé) PERI < 110 (risque faible) PERI : 110 - 220 (risque modéré) PERI : 220 - 440 (risque élevé) PERI > 440 (risque significativement élevé)	1. (Hakanson L. , 1980) 2. (Wei, 2010)

Le calcul du FC, du PLI et du CD consiste à comparer la concentration des éléments avec les valeurs de référence du fond géochimique, avant de calculer les indices. Si les FC sont calculés pour des éléments individuels, les CD et PLI fournissent des informations globales sur la contamination des sédiments des sites étudiés. Tout comme pour le FC, l'Igeo (Müller G. , 1979) est également calculé pour des éléments individuels, ce qui fournit des informations précieuses sur le degré et l'étendue de la charge en éléments dans les sédiments. Le FE, tel qu'introduit par Sinex (1981), est utilisé pour évaluer le degré d'influence anthropogénique sur la charge en éléments dans les sédiments, et également pour différencier les éléments issus du milieu naturel ou d'activités anthropiques (Olubunmi, 2010). Le PERI, développé à l'origine par Hakanson, L. (1980), fournit un moyen d'évaluer quantitativement le risque écologique engendré par la pollution due à de multiples éléments dans les sédiments (Li X. L., 2012). Il prend en compte la concentration des éléments, leurs facteurs de risque écologique potentiels (PERF) et les facteurs de réponse toxique sédimentaire (TRF). Les TRF attribués aux éléments utilisés dans le calcul du PERI sont les suivants : Cu = Pb = 5, Cd = 30, Zn = 1, As=10, Cr=2 (Wei, 2010).

Les valeurs du fond géochimique ont été assimilées dans ce cas aux concentrations moyennes des métaux lourds dans les sédiments témoins non contaminés. Le fer a été utilisé comme élément de normalisation pour calculer les valeurs EF en raison de son abondance et

de son influence sur la distribution des autres éléments traces (Rath, 2005; Chakravarty, 2009).

En se basant sur les corrélations positives entre la chimie et la toxicité des sédiments, **MacDonald et al, (2000)** ont élaboré un guide de qualité des sédiments (SQG) basée sur un consensus permettant de classifier les sédiments selon leur toxicité ou non-toxicité. Selon les auteurs, ce guide est un outil important pour identifier les points critiques de contamination des sédiments et pour évaluer les effets possibles de ces sédiments sur les organismes. La concentration seuil d'effet (TEC) et la concentration d'effet probable (PEC) sont couramment utilisées dans les enquêtes sur la contamination des sédiments en ce qui concerne les ETM (Harikumar, 2009; Luo, 2010), dans la mesure où ces normes permettent de prévoir les effets biologiques néfastes sur d'autres organismes (Luo, 2010). La TEC est définie comme la concentration en dessous de laquelle il est peu probable que des effets néfastes soient observés, tandis que la PEC indique la concentration au-dessus de laquelle on s'attend fréquemment à ce que des conséquences dommageables se manifestent (MacDonald, 2000).

4.1 Facteur de contamination (FC) et indice de charge de pollution (PLI)

Afin d'évaluer la qualité environnementale des sédiments, l'appel à l'indice de la charge de pollution (Pollution Load Index) de **Tomlinson et al. (1980)** est une nécessité. Il permet de décrire la qualité environnementale d'un site en prenant en considération l'ensemble les éléments analysés. En plus, le calcul du PLI permettra d'avoir une idée sur le facteur de contamination CFi relative à chaque ETM dans les différents sites de prélèvement (**Tab. 11**).

Le CFi représente le rapport de la concentration d'un métal dans le sédiment et la valeur du fond géochimique (concentration naturelle du même métal dans le substratum). Cette dernière a été assimilée dans ce cas à la concentration moyenne du métal dans les échantillons témoins non contaminés. Pour chaque site de prélèvement, l'indice de la charge de pollution (PLI) peut être calculé comme la racine nième du produit de n facteurs de contamination. Lorsque PLI>1 cela signifie l'existence d'une pollution.

$$PLI = \sqrt[N]{CFi \times CFj \times CFn}$$

$$CFi = \frac{Concentration\ du\ métal\ i}{Fond\ géochimique\ du\ métal\ i}$$

Tab. 11 : Valeurs du facteur de contamination (FCi) et de l'indice de la charge de pollution (PLI)

		FCi									PLI
		As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Fe	
Surface (0 cm)	S1	1,00	1,32	1,00	2,10	6,22	9,46	1,02	4,33	1,00	2,56
	S2	1,00	1,29	1,00	1,93	6,44	9,72	1,14	4,63	0,96	2,59
	S3	1,00	1,30	1,00	1,65	6,66	9,81	1,25	4,91	1,05	2,64
	S4	1,00	1,31	1,00	1,62	7,05	9,76	1,71	5,03	1,02	2,78
	S5	1,00	1,32	1,00	1,87	6,78	9,50	1,67	4,76	1,03	2,78
	S6	1,00	1,31	1,00	1,91	6,31	9,23	1,24	4,35	1,03	2,60
	S7	1,00	1,30	1,00	1,84	6,44	9,28	1,38	4,80	0,97	2,65
	S8	1,00	1,31	1,00	1,84	6,13	8,98	1,42	4,64	0,96	2,62
	S9	1,00	1,32	1,00	1,87	6,50	9,15	1,46	4,52	0,88	2,62
	S10	1,00	1,35	1,00	1,84	6,94	9,36	2,24	4,68	0,98	2,88
	S11	1,00	1,36	1,00	2,02	5,90	9,41	1,68	4,44	0,93	2,70
	S12	1,00	1,33	1,00	1,36	6,12	9,46	1,68	4,58	0,94	2,58
20 cm	S1'	1,00	1,32	1,00	1,94	6,34	9,42	1,86	4,32	0,96	2,75
	S2'	1,00	1,35	1,00	1,61	6,59	9,35	1,60	4,40	0,91	2,62
	S3'	1,00	1,32	1,00	1,57	6,56	9,24	1,10	4,98	1,06	2,57
	S4'	1,00	1,27	1,00	1,58	7,55	10,02	2,30	6,15	1,03	3,01
	S5'	1,00	1,29	1,00	1,88	6,34	9,32	1,57	4,65	1,02	2,71
	S6'	1,00	1,30	1,00	2,02	6,49	9,38	1,42	4,78	1,03	2,73
	S7'	1,00	1,30	1,00	1,71	6,21	9,13	2,10	4,69	0,95	2,75
	S8'	1,00	1,31	1,00	1,79	6,05	9,01	1,27	4,48	0,94	2,55
	S9'	1,00	1,33	1,00	1,88	6,40	9,47	1,24	4,74	0,84	2,57
	S10'	1,00	1,34	1,00	1,88	6,34	9,10	1,48	4,82	0,95	2,68

PLI = 0 (perfection)	**FC < 1 (Faible FC)**
PLI = 1 (présence de polluants à des niveaux seuils)	**1 ≤ FC < 3 (FC modéré)**
PLI > 1 (dégradation progressive du site)	**3 ≤ FC < 6 (FC considérable)**
	FC ≥ 6 (FC très élevé)

Tab. 12 : Concentrations en éléments métalliques du fond géochimique

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Fe
Fond géochimique	3,41	23,98	7,05	7,77	11,98	21,54	12 008,00

Selon Hakanson Rubio, la contamination est nulle à faible si FC <1; la contamination est modérée si 1≤ FC < 3; la contamination est considérable si 3≤ FC < 6 et la contamination est très forte si 6≤ FC. Notant que FC-Fe ne dépasse que légèrement et exceptionnellement, à certains points de prélèvement, le seuil de la première classe (FC < 1) indiquant ainsi une contamination faible voire nulle. Pour le FC-Cd, FC-Cr et FC-Pb, tous les points de prélèvement sont modérément contaminés alors qu'ils sont considérablement contaminés par le Zn. Le FC soulève une très forte contamination des sédiments de tous les sites de prélèvements par le Cu et le Ni avec FC >6, reflétant un enrichissement critique.

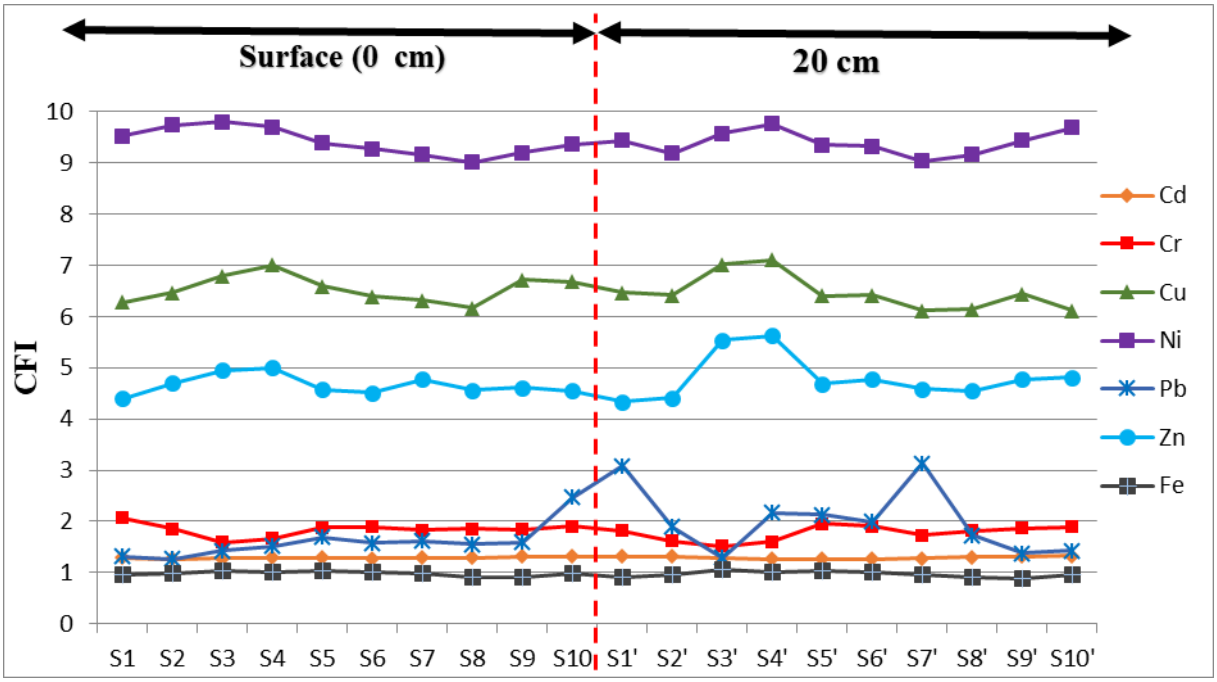


Fig. 32 : Facteur de contamination (FC) des sédiments en surface et à 20 cm de profondeur des sites de prélèvements

Les valeurs de FC restent pratiquement stables en allant de la surface à 20 cm de profondeur (**Fig.32**), pour Fe, Cd, Cr, Ni et Cu, ceci indique l'absence de facteur influençant la mobilité de ces éléments depuis la surface jusqu'à la profondeur de 20 cm. En contrepartie, FC-Pb et FC -Zn présentent généralement des valeurs plus élevées à 20 cm de profondeur qu'en surface, cette variation est certainement liée à leur lessivage par les eaux de pluie.

La valeur de l'indice de la charge de pollution (PLI) calculée à partir des facteurs de contamination (FC) démontre que les sédiments des différents points de prélèvements sont modérément à fortement contaminés par les ETM (**Fig. 33**). La variation négligeable du PLI entre les différents sites de prélèvements montre que les ETM sont distribués indépendamment de leur parcours dans le talweg, ce qui suppose leur présence dans les sédiments encore plus en aval, voire même dans l'Oued Sebou.

Oued Sebou lui-même était l'objet de plusieurs études évaluant son degré de pollution marqué par un enrichissement en ETM de ses composantes (eau et sédiments). Elles révèlent une situation préoccupante de son état menacé par une très forte dégradation (Perrin J.L., 2014) **(Elhoussine, 2012, Saadia, 2021).**

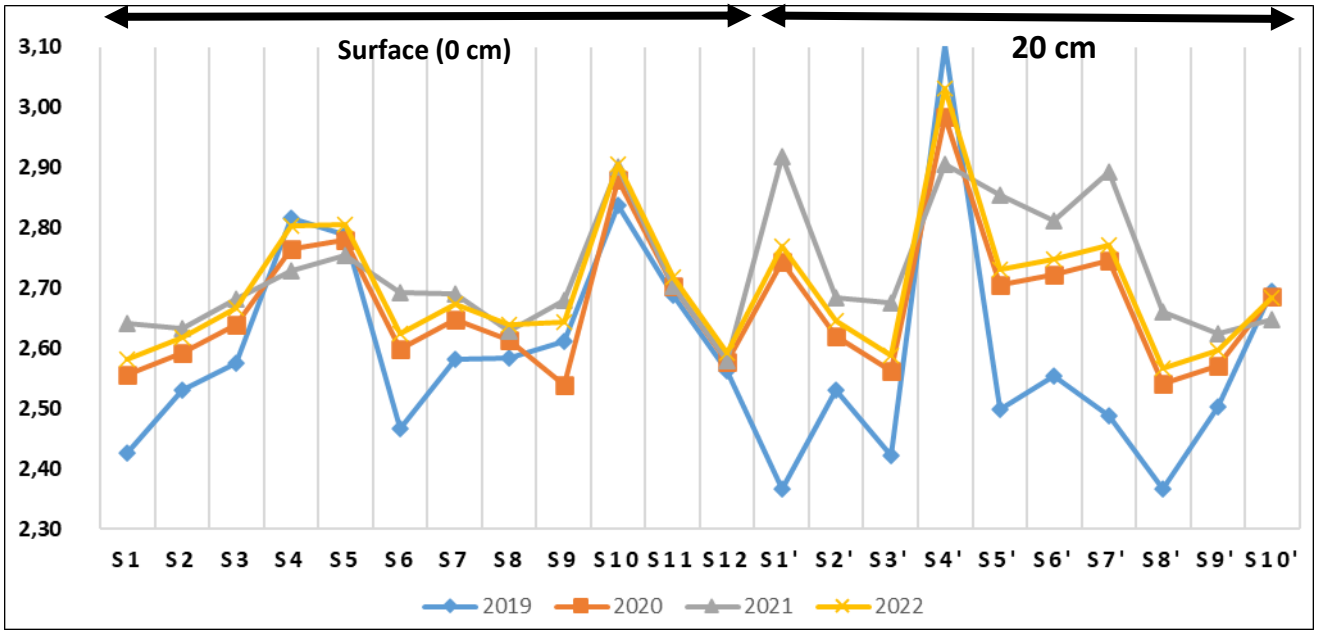


Fig. 33 : Evolution spatio-temporelle du 2019 à 2022 de l'indice de la charge de pollution (PLI) dans les sédiments

4.2 Facteur d'enrichissement (FE)

La normalisation géochimique des valeurs des ETM en fonction d'une variété d'éléments "conservateurs ou références" est courante. Ces éléments sont supposés avoir eu un flux uniforme depuis la roche mère, dès leur érosion jusqu'au leur dépôt, et ce sur une longue période. Par conséquent, des corrections peuvent être apportées pour tenir compte que les concentrations ont changé durant le transport (Horowitz, 1991). Les éléments conservateurs/références employés sont, Al (Trefry, 1985; Schropp, 1990), Cr (McMurtry, 1995), Fe (White, 1985), Li (Loring, 1990), Mn (Loska, 1997), Sc (Lee, 1994) et Ti

(Horowitz, 1991). Leur principe est fondé sur la comparaison des valeurs mesurées par rapport à des valeurs de référence telles que les moyennes des teneurs en éléments de la croûte terrestre (Average Shale).

Le facteur d'enrichissement fournit le nombre de fois qu'un élément est enrichi par rapport à l'abondance de cet élément dans le matériau de référence. Le matériau de référence utilisé dans cette étude est celui définit par **Turekian et Wedepohl (1961)** et reconnu mondialement comme concentration de référence dans les zones non polluées.

Le Fe a été utilisé comme élément de référence dans cette étude, car il s'agit de l'élément majeur mesuré avec plus de précision et également l'élément de normalisation le plus couramment utilisé dans la littérature géochimique.

$$FE = \frac{\left(\frac{[M]éch}{[Fe]éch}\right)}{\left(\frac{[M]MR}{[Fe]MR}\right)}$$

Avec

FE : Facteur d'enrichissement ; [M]éch : concentration du métal M dans l'échantillon ; [Fe]éch : concentration du fer dans l'échantillon ; [M]MR : concentration du métal M dans les matériaux de référence (MR) ; [Fe]MR : concentration du fer dans les matériaux de référence (MR) (**Tab. 13**).

Tab. 13 : valeurs des concentrations de références (Karl K., et al, 1961)

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Fe
[M]MR	13,00	0,42	74,00	90,00	250,00	225,00	80,00	165,00	65 000,00

Tab. 14 : Valeurs du facteur d'enrichissement dans les sédiments de chaque site de prélèvement

		FE							
		As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Surface (0 cm)	S1	0,42	57,86	0,07	3,04	0,95	1,77	0,83	3,06
	S2	0,44	59,42	0,08	2,91	1,03	1,90	0,97	3,42
	S3	0,40	54,44	0,07	2,26	0,97	1,75	0,96	3,30
	S4	0,41	56,69	0,07	2,29	1,06	1,79	1,36	3,49
	S5	0,41	56,25	0,07	2,62	1,01	1,73	1,31	3,27
	S6	0,41	55,89	0,07	2,68	0,94	1,68	0,98	3,00
	S7	0,43	59,23	0,08	2,75	1,02	1,80	1,16	3,51
	S8	0,43	60,22	0,08	2,77	0,98	1,75	1,20	3,42
	S9	0,48	66,10	0,08	3,09	1,13	1,95	1,35	3,65
	S10	0,43	60,43	0,07	2,72	1,08	1,79	1,85	3,38
	S11	0,45	64,79	0,08	3,15	0,97	1,90	1,47	3,39
	S12	0,44	62,24	0,08	2,10	1,00	1,89	1,45	3,45
20 cm	S1'	0,44	60,82	0,08	2,92	1,01	1,84	1,58	3,19
	S2'	0,46	64,83	0,08	2,54	1,10	1,92	1,42	3,41
	S3'	0,39	54,61	0,07	2,14	0,95	1,63	0,84	3,32
	S4'	0,40	54,05	0,07	2,20	1,11	1,81	1,80	4,20
	S5'	0,41	55,53	0,07	2,66	0,95	1,71	1,25	3,22
	S6'	0,40	55,03	0,07	2,82	0,96	1,70	1,11	3,27
	S7'	0,44	59,88	0,08	2,59	0,99	1,79	1,78	3,47
	S8'	0,44	61,13	0,08	2,74	0,98	1,78	1,09	3,35
	S9'	0,49	69,35	0,09	3,21	1,16	2,10	1,19	3,97
	S10'	0,44	62,09	0,08	2,84	1,02	1,79	1,26	3,58
	Moy	0,43	59,59	0,08	2,68	1,02	1,81	1,28	3,42

FE : 2 - 5 (enrichissement modéré)

FE : 5 - 20 (enrichissement important)

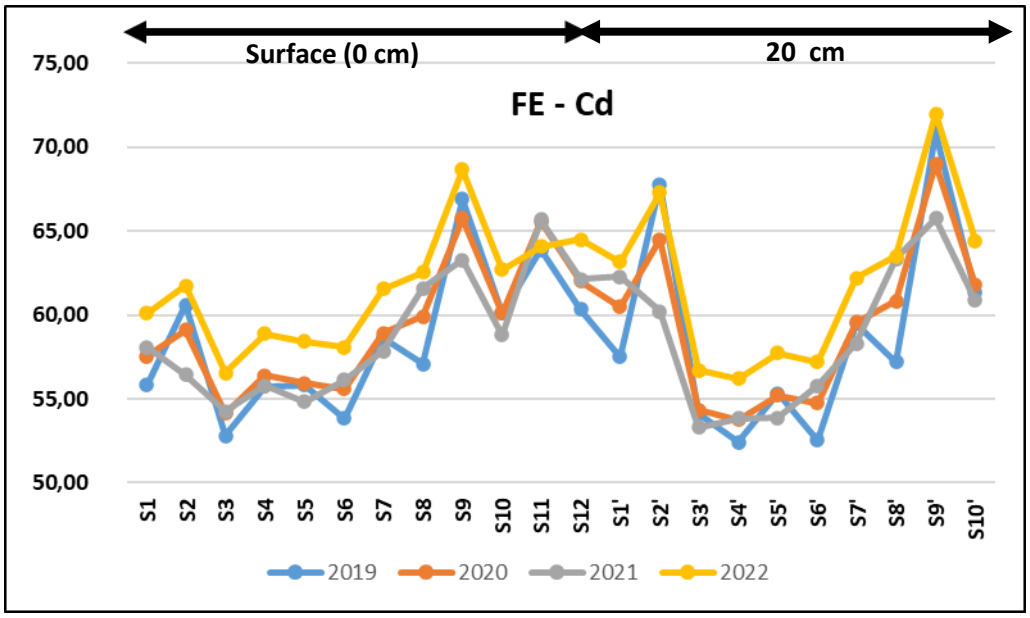
FE : 20 - 40 (enrichissement très élevé)

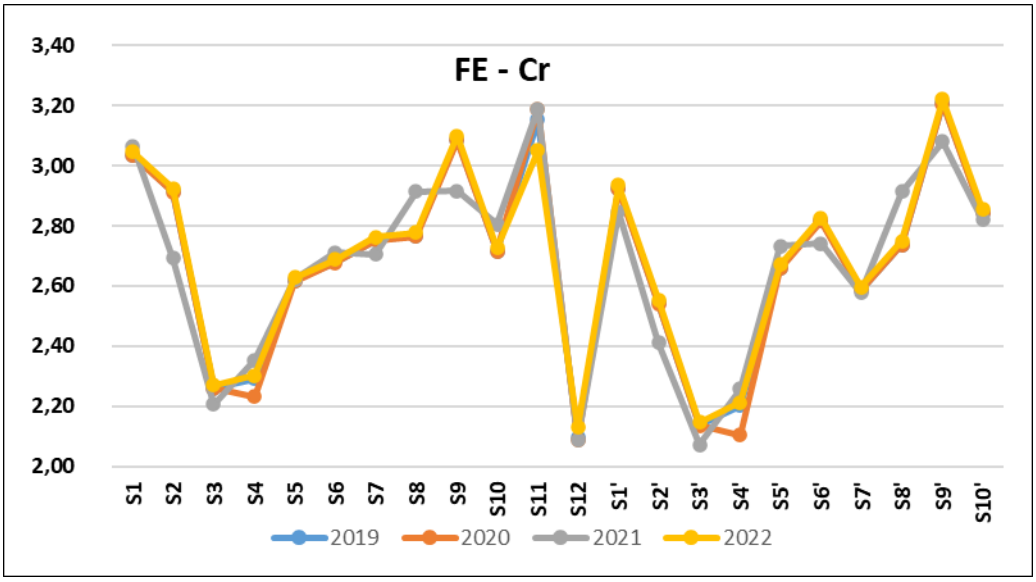
FE > 40 (enrichissement extrêmement élevé)

Selon le tableau **14**, les sédiments en aval de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed présentent généralement la même allure d'enrichissement. Le calcul du facteur d'enrichissement souligne l'amplification des concentrations de trois éléments, à savoir le Cd

avec une moyenne d'enrichissement de 59,59 fois plus que celle dans le sédiment de référence, le Cr avec une valeur moyenne de 2,68 fois et le Zn de 3,42 fois plus dans les sédiments étudiés que dans la référence.

L'enrichissement des sédiments par Cr et Zn reste modéré avec des valeurs strictement inférieures à 5. Cependant, selon le même facteur, les concentrations du Cd dans tous les échantillons sont très élevées et sont décrites comme enrichissement extrêmement élevé. Malgré cette classification alarmante envers les teneurs en Cd, il faut noter que même les sédiments témoins non contaminés présentent une valeur bien supérieure à celle de la référence utilisée pour le calcul du FE, de l'ordre de 3,40 mg/kg. De ce fait, bien qu'il y a un apport d'origine anthropique, la présence du Cd en concentration très élevée est fortement liée à la composition chimique de la roche mère constituant le substrat.





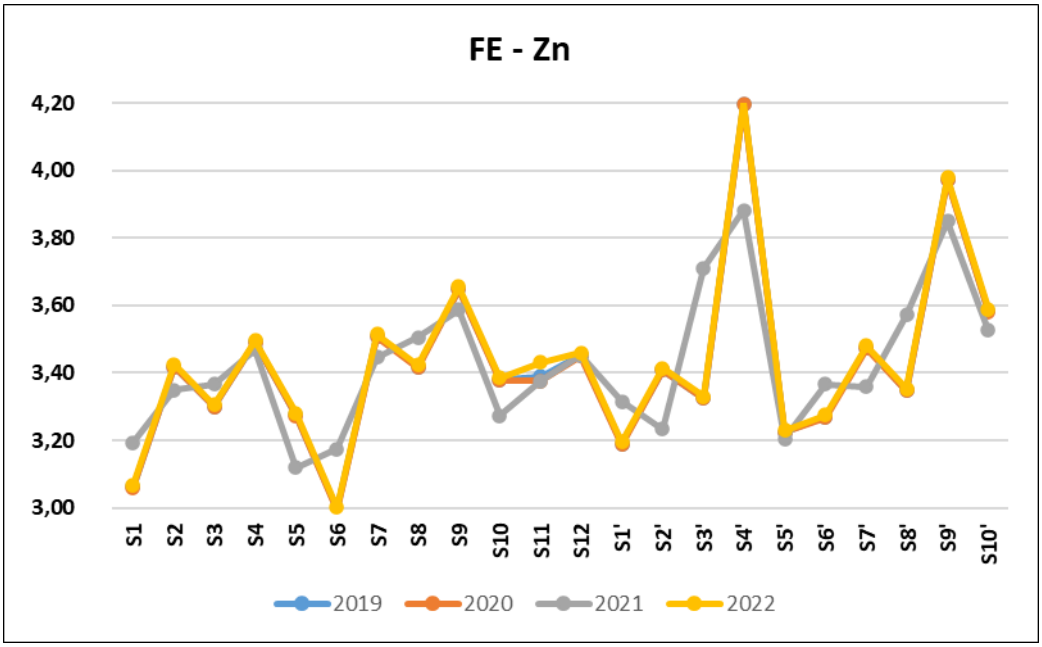


Fig. 34 : Evolution spatio-temporelle du facteur d'enrichissement (FE) dans les sédiments de chaque site de prélèvement, FE-Cd (a), FE-Cr (b), FE-Zn (c) (du 2019 à 2022)

Pour suivre la tendance des éléments concernés par l'enrichissement, on a procédé à une comparaison de l'évolution du FE en fonction du temps (2019-2022) en allant de la décharge vers l'Oued Sebou à travers le centre de Sidi Hrazem (**Fig. 34**).

L'enrichissement par le Cr et le Zn, ne présente pas de variation en fonction du temps, ceci dit que le bilan apport-perte est nul. En contrepartie, la variation du FE–Cd suit une tendance d'augmentation entre 2019 et 2020 caractérisant tous les points de prélèvements. En 2021, il y a eu un léger appauvrissement à cause d'une période de très fortes pluies durant laquelle probablement les éléments ont été drainés ou lessivés. L'année 2022 a été marquée par un réapprovisionnement des sédiments par le Cd, pour atteindre des valeurs maximales par rapport aux autres années.

4.3 Degré de contamination (DC)

Le facteur de contamination est utilisé pour évaluer la pollution de l'environnement par une seule substance par rapport sa valeur de référence (Hakanson L. , 1980). La somme des facteurs de contamination exprime la valeur du degré de contamination qui décrit la contamination de l'environnement par l'ensemble des substances examinées.

Afin de définir le degré de contamination des sédiments par des ETM, le facteur de contamination (FC) peut être défini comme suit :

$$DC = \sum_{i=1}^{n} FC = \sum_{i=1}^{n} {C_0}/{C_r}$$

Avec C_0 est la concentration de l'élément observé, C_r est la concentration de référence (Tab. 6) pour le même élément.

Tab. 15 : Valeurs du degré de contamination dans les sédiments

	DC	
Sites de prélèvement	**0 cm**	**20 cm**
S1	12,74	12,88
S2	12,57	12,94
S3	12,64	12,71
S4	12,82	12,74
S5	12,85	12,58
S6	12,64	12,68
S7	12,67	12,70
S8	12,73	12,67
S9	12,75	12,86
S10	13,15	13,03
S11	13,20	
S12	12,76	
Moyenne	12,79	

6≤ CD < 12 (DC modéré)
12 ≤ CD < 24 (DC considérable)
CD ≥ 24 (DC très élevé) contamination alarmante

Pareil au FE, le DC permet de comparer la qualité des sédiments en se référant aux valeurs de références de la croûte terrestre, sauf que le DC permet d'évaluer l'échantillon dans son ensemble, en prenant en considération les divers éléments étudiés (**Tab. 15**). Selon cet indice, les sédiments en aval de la décharge présentent un degré de contamination considérable par rapport à la valeur de référence.

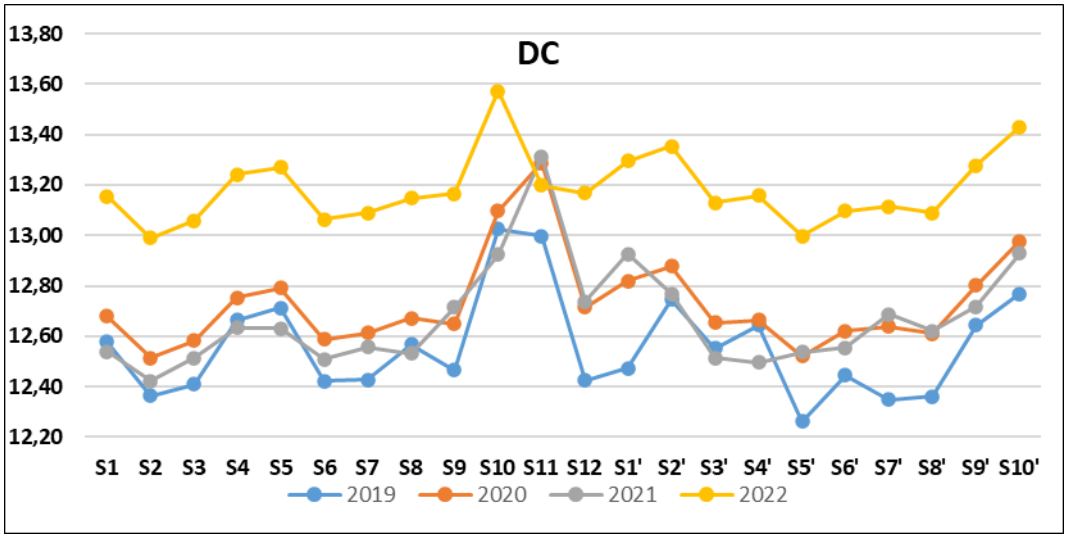


Fig. 35 : Evolution spatio-temporelle du degré de contamination (DC) dans les sédiments des sites de prélèvements

Avec une moyenne de 12,79, la situation de cet environnement n'est pas encore alarmante surtout que celle-ci dépasse légèrement la valeur minimum de la classe 2 du DC. Toutefois, l'évaluation de la variation du DC de 2019 à 2022 montre que la dégradation peut être accentuée avec le temps (**Fig. 35**). Les valeurs du DC de 2022 sont bien supérieures à toutes les années précédentes, signalant ainsi, une détérioration progressive de cette zone.

4.4 Indice de géo-accumulation (IGeo)

L'indice de géo-accumulation est une mesure quantitative du degré de pollution des sédiments. Il a été développé à la fin des années 1970 et largement utilisé dans les études européennes sur les métaux traces (Förstner, 1990). Il permet de déterminer la contamination des sédiments par des substances organiques et inorganiques en comparant leurs concentrations actuelles à celles du fond géochimique. Les concentrations du fond géochimique sont multipliées par une constante de 1,5 afin de tenir compte des fluctuations d'un élément donnée dans son environnement ainsi que des très faibles influences anthropogéniques. Les valeurs de l'indice de géo-accumulation peuvent être définies comme suit :

$$I_{géo} = log_2 \left[\frac{C_n}{1,5B_n} \right]$$

Avec,

C_n = concentration de l'élément observé ; B_n = concentration de fond géochimique ;

Tab. 16 : Valeurs moyenne de l'indice de géo-accumulation dans les sédiments des sites de prélèvements

		$I_{géo}$								
		As	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**	**Fe**
Surface (0 cm)	**S1**	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,5	2,1	2,7	- 0,6	1,5	- 0,6
	S2	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,4	2,1	2,7	- 0,4	1,6	- 0,6
	S3	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,1	2,2	2,7	- 0,3	1,7	- 0,5
	S4	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,1	2,2	2,7	- 0,2	1,7	- 0,6
	S5	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,3	2,2	2,7	- 0,2	1,7	- 0,5
	S6	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,3	2,1	2,6	- 0,3	1,5	- 0,5
	S7	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,3	2,1	2,6	- 0,1	1,7	- 0,6
	S8	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,3	2,0	2,6	- 0,1	1,6	- 0,6
	S9	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,3	2,1	2,6	- 0,0	1,6	- 0,8
	S10	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,3	2,2	2,6	- 0,6	1,6	- 0,6
	S11	- 0,6	- 0,1	- 0,6	0,4	2,0	2,6	- 0,2	1,6	- 0,7
	S12	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,1	2,0	2,7	- 0,2	1,6	- 0,7
20 cm	**S1'**	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,4	2,1	2,7	- 0,3	1,5	- 0,6
	S2'	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,4	2,1	2,6	- 0,1	1,6	- 0,7
	S3'	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,3	2,1	2,6	- 0,4	1,7	- 0,5
	S4'	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,3	2,3	2,7	- 0,6	1,7	- 0,5
	S5'	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,3	2,1	2,6	- 0,1	1,6	- 0,6
	S6'	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,4	2,1	2,6	- 0,1	1,7	- 0,5
	S7'	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,2	2,0	2,6	- 0,5	1,6	- 0,7
	S8'	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,3	2,0	2,6	- 0,2	1,6	- 0,7
	S9'	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,3	2,1	2,7	- 0,3	1,7	- 0,8
	S10'	- 0,6	- 0,2	- 0,6	0,3	2,1	2,6	- 0,0	1,7	- 0,7
Moyenne		- 0,58	- 0,19	- 0,58	0,26	2,11	2,65	0,00	1,65	- 0,63

Igeo < 0 Classe 0 (non contaminée)

0 < Igeo < 1 Classe 1 (non contaminée à modérément contaminée)

1 < Igeo < 2 Classe 2 (modérément contaminée)

2 < Igeo < 3 Classe 3 (modérément à fortement contaminée)

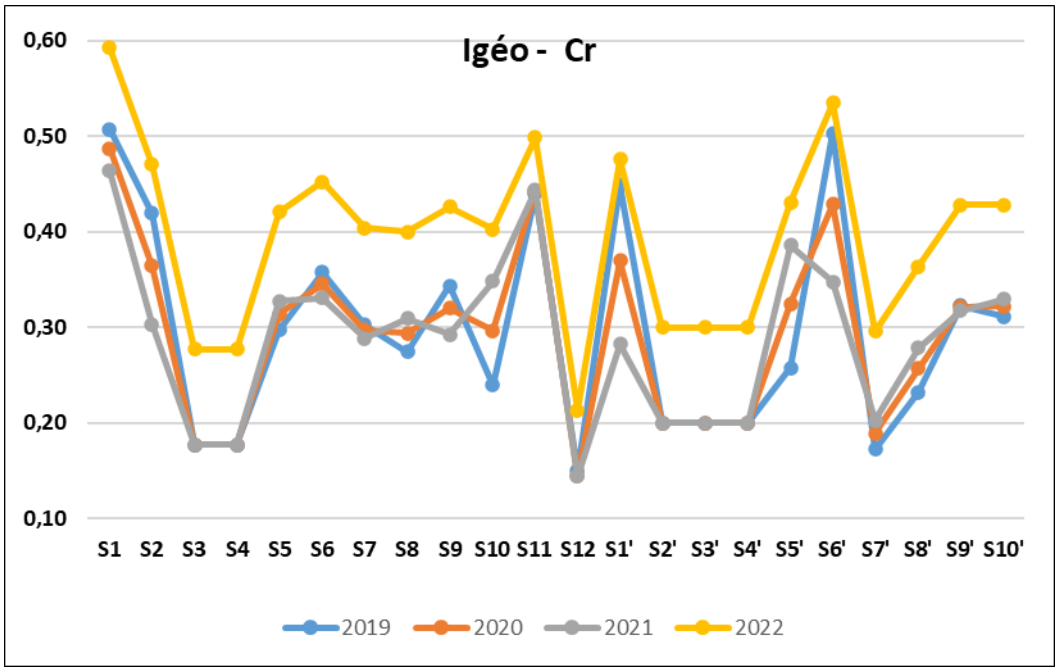
3 < Igeo < 4 Classe 4 (fortement contaminée)

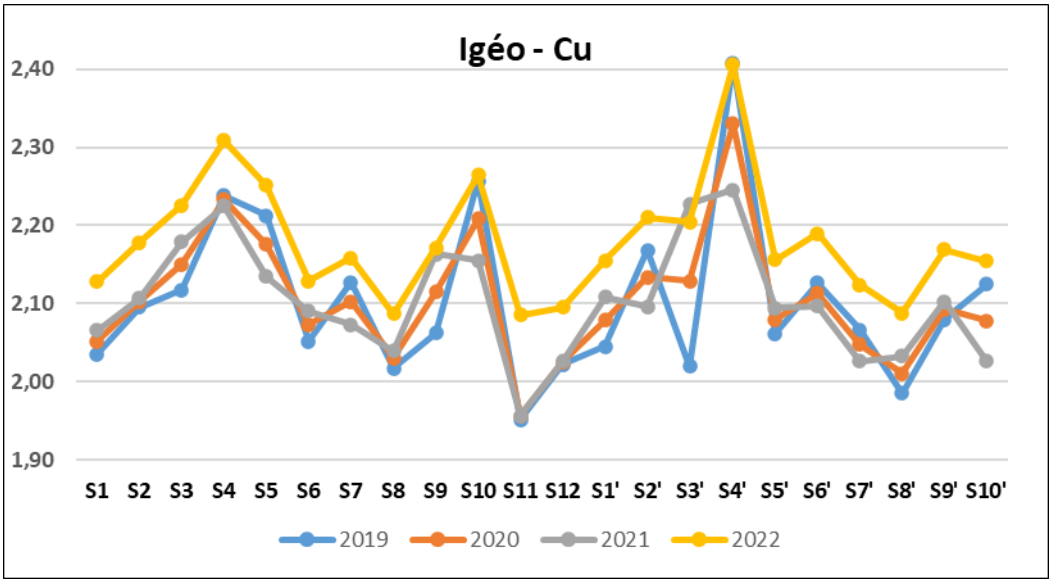
4 < Igeo < 5 Classe 5 (fortement à extrêmement contaminée)

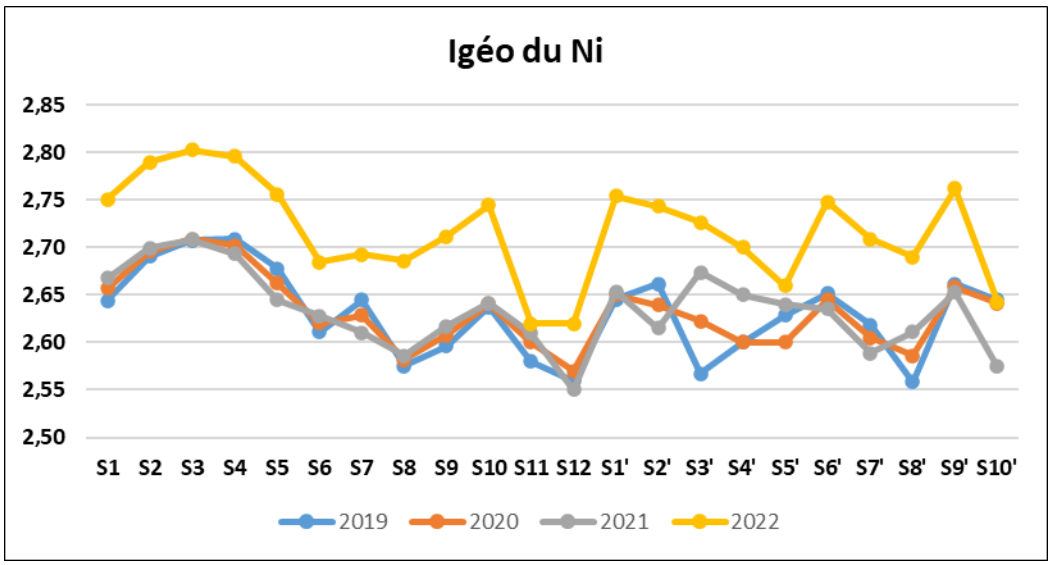
Igeo ≥ 5 Classe 6 (extrêmement contaminée)

Le tableau. **16** montre que les sédiments étudiés sont considérés comme modérément à fortement pollués par Cu et Ni (2 < Igéo < 3), tout en soulignant que les valeurs de Igeo-Ni sont plus élevées que celles du Igéo-Cu et proches du plafond supérieur de la classe (Igéo ≈ 3), avec une moyenne de 2,65. Outre que ces deux éléments, l'Igéo relève une contamination modérée par le Zn comprise entre 1,5 et 1,7 et un léger enrichissement par le Cr oscillant entre 0,3 et 0,5. Il est important d'indiquer que la géo-accumulation des éléments précédemment soulignés, ne présente pas de variation considérable de point de vue distribution spatiale. Les différents sédiments prélevés le long de la vallée reliant la décharge au centre de Sidi Hrazem, énoncent le même degré de contamination, ce qui suppose la possibilité du transport de ces contaminants à des endroits encore plus loin vers l'Oued Sebou.

Dans le cas des éléments As, Cd, Co, Pb et Fe, l'Igéo présente des valeurs négatives inférieures à 0, ce qui valide que les sédiments appartiennent à la classe des sédiments non pollués par ces éléments.







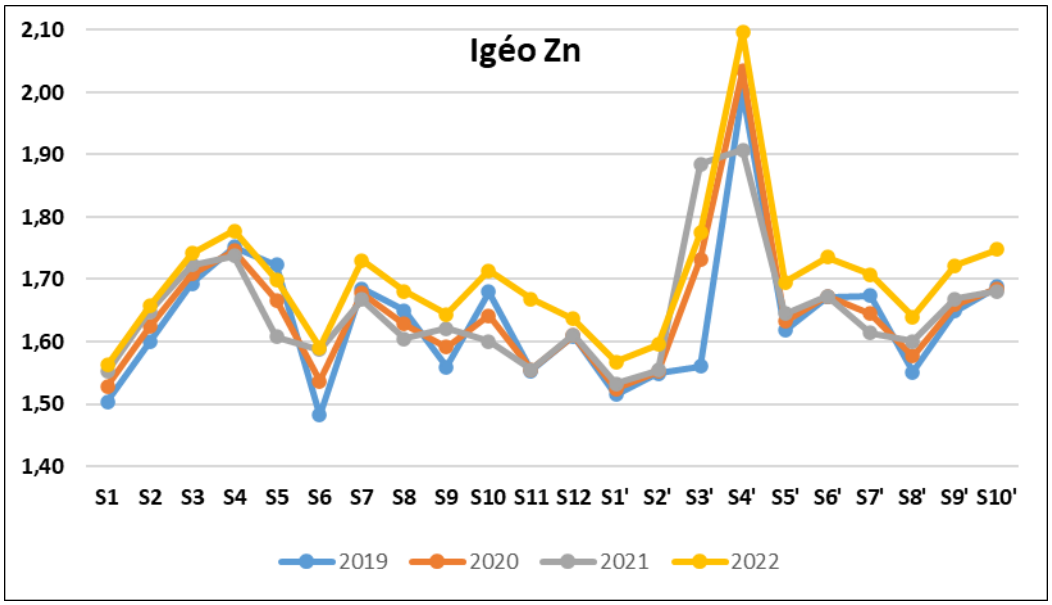


Fig. 36 : Evolution spatio-temporelle du l'indice de géo-accumulation (Igéo) dans les sédiments des sites de prélèvements, Igéo – Cr (a), Igéo – Cu (b), Igéo – Ni (c), Igéo – Zn (d)

La figure **36**, expose l'évolution spatio-temporelle de l'Igéo des ETM avec des valeurs appartenant à la classe 1 ou plus. L'Igéo-Cr, l'Igéo-Cu, l'Igéo-Ni et l'Igéo-Zn ont connu des fluctuations durant les années 2019, 2020 et 2021. Selon le graphe, l'enrichissement par ces éléments a connu une baisse en 2020 et 2021 avant d'atteindre les valeurs maximales pour chaque site de prélèvement en 2022. L'appauvrissement remarqué en 2020 et 2021 peut être expliqué par deux facteurs, probablement lié soit, à une diminution des concentrations de ces éléments dans les lixiviats durant cette période, soit aux quantités de lixiviats échappées des bassins de stockage suite à un débordement moins importantes par rapport à 2019. Néanmoins, l'année 2022 s'est caractérisée par une augmentation prononcée des quatre métaux atteignant des valeurs maximales dans tous les sites de prélèvement. Cet enrichissement est justifié par la succession d'une série d'orages qu'a connue la région en mars et avril.

Selon ces observations, on peut conclure que l'enrichissement ou l'appauvrissement des sédiments par les ETM sont conditionnés par les conditions météorologiques. En effet, la corrélation entre les précipitations et la pollution des sédiments semble logique, puisque les polluants ne trouvent leur voie dans vallée reliant la décharge au centre de Sidi Hrazem qu'en période de fortes pluies provoquant le débordement des bassins de stockage.

4.5 Indice du risque écologique potentiel (PERI)

L'indice du risque écologique potentiel (PERI), est un indice intégré qui permet de savoir l'importance du risque susceptible d'être engendré par un sédiment à son écosystème. Le calcul de cet indice, permet d'avoir une image intégrale qui prend en considération l'effet de l'ensemble des éléments étudiés, non seulement du point de vue contamination mais aussi leur facteur de toxicité.

Cet indicateur a été initialement développé par **Hakanson en 1980**, est largement utilisé pour les évaluations des risques écologiques engendrés par la présence des métaux lourds dans les sédiments. Selon cette méthodologie, l'indice de risque écologique potentiel (PERI) est défini comme suit

$$\mathbf{PERI} = \sum_{i=1}^{n} E_r^i$$

$$E_r^i = T_r^i \times CF^i$$

Avec : **PERI** : indice du risque écologique potentiel ;

E_r^i : facteur du risque écologique potentiel pour une substance donnée (i) ;

T^i_r : facteur de réponse toxique pour une substance donnée (i) (**Tab. 17**) ;

FC^i : Facteur de contamination de l'élément i ;

Tab. 17 : Valeurs du facteur de réponse toxique

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
T^i_r	10	30	2	5	5	5	1

Tab. 18 : Valeurs de l'indice du risque écologique potentiel des sédiments des sites de prélèvements

		E							PERI= Σ E
		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
Surface (0 cm)	S1	0,77	320,48	1,12	0,88	1,63	0,76	0,57	326,21
	S2	0,77	314,94	1,03	0,91	1,68	0,86	0,60	320,79
	S3	0,77	316,90	0,88	0,94	1,69	0,93	0,64	322,76
	S4	0,77	319,94	0,86	0,99	1,69	1,28	0,66	326,19
	S5	0,77	320,48	0,99	0,96	1,64	1,25	0,62	326,71
	S6	0,77	318,15	1,02	0,89	1,59	0,93	0,57	323,92
	S7	0,77	317,26	0,98	0,91	1,60	1,03	0,63	323,19
	S8	0,77	320,12	0,98	0,86	1,55	1,06	0,61	325,95
	S9	0,77	320,65	1,00	0,92	1,58	1,10	0,59	326,60
	S10	0,77	327,80	0,98	0,98	1,62	1,68	0,61	334,43
	S11	0,77	332,32	1,08	0,83	1,62	1,25	0,58	338,46
	S12	0,77	323,57	0,73	0,86	1,63	1,26	0,60	329,42
20 cm	S1'	0,77	322,44	1,03	0,89	1,63	1,40	0,56	328,72
	S2'	0,77	327,80	0,86	0,93	1,61	1,20	0,57	333,74
	S3'	0,77	320,65	0,84	0,93	1,60	0,83	0,65	326,26
	S4'	0,77	309,94	0,84	1,06	1,73	1,72	0,80	316,87
	S5'	0,77	313,69	1,00	0,89	1,61	1,18	0,61	319,75
	S6'	0,77	315,48	1,08	0,92	1,62	1,06	0,62	321,54

S7'	0,77	316,73	0,91	0,87	1,58	1,57	0,61	323,04
S8'	0,77	320,12	0,96	0,85	1,56	0,95	0,58	325,79
S9'	0,77	324,05	1,00	0,90	1,64	0,93	0,62	329,90
S10'	0,77	327,44	1,00	0,89	1,57	1,11	0,63	333,41

E	E < 30 (faible risque)
	E : 30 - 60 (risque modéré)
	E : 60 - 120 (risque considérable)
	E : 120 - 240 (risque élevé)
	E > 240 (risque significativement élevé)
PERI	PERI < 110 (risque faible)
	PERI : 110 - 220 (risque modéré)
	PERI : 220 - 440 (risque élevé)
	PERI > 440 (risque significativement élevé)

Le facteur du risque écologique potentiel **(E_r^i)** a identifié le Cd comme la seule et l'unique substance qui manifeste un risque sur l'écosystème concerné par cette étude (**Tab.18**). Le risque dont on parle est qualifié comme étant significativement élevé, puisqu'il dépasse largement le seuil de 240, fixé pour identifier le niveau de risque environnemental le plus alarmant.

L'indice du risque écologique potentiel calculé pour l'ensemble des ETM, approuve le constat déduit selon le facteur du risque écologique potentiel. Les valeurs du PERI des sédiments compris entre 220 et 440 permettent d'attribuer à ces derniers la notation de risque élevé sur leur environnement.

Toutefois, il est important de noter que la concentration du Cd dans les échantillons témoins (non contaminés) est très élevée. Pour les sédiments étudiés, le pourcentage de l'apport anthropique en Cd représente 33% contre 64% d'origine lithologique. Par conséquence, le risque écologique de cet élément peut être considéré comme un risque modéré.

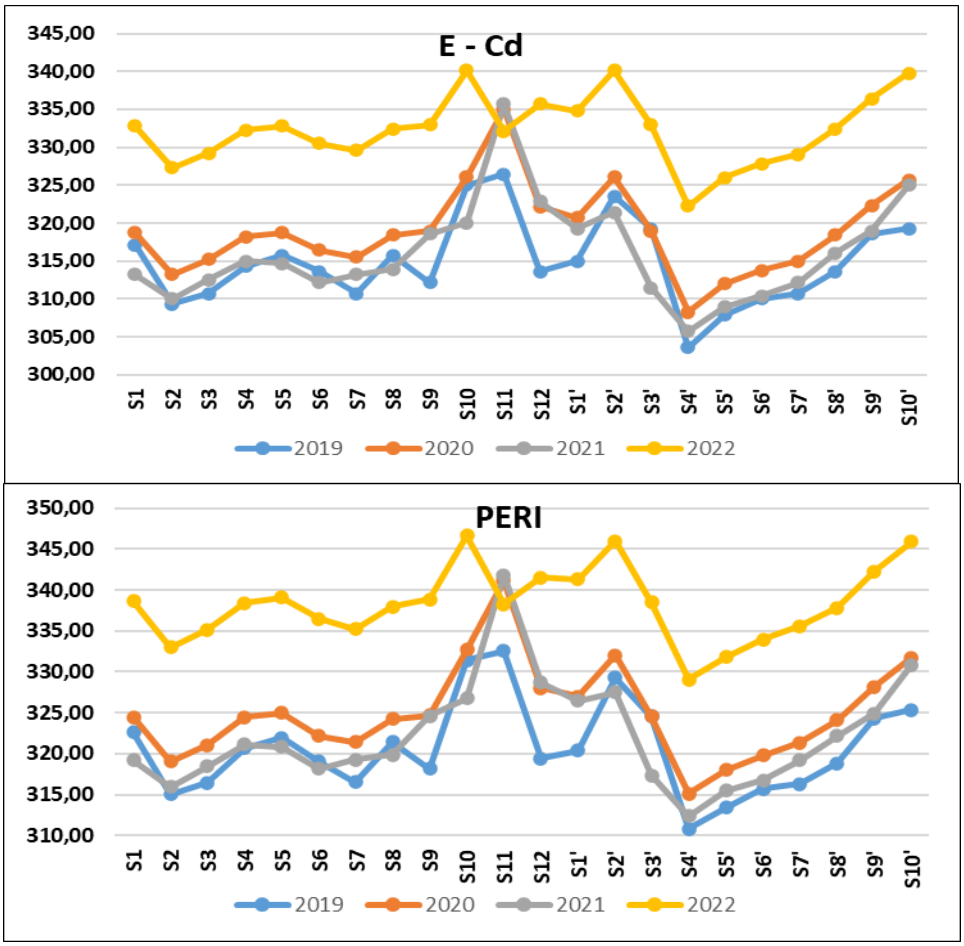


Fig. 17 : Evolution spatio-temporelle du facteur du risque écologique potentiel (E) du Cd et de l'indice du risque écologique potentiel (PERI) dans les sédiments des sites de prélèvements

Le suivi de l'évolution du facteur du risque écologique potentiel (E) du Cd et de l'indice du risque écologique potentiel (PERI) dans les sédiments (**Fig. 37**) a permis de souligner l'apport externe du Cd et son évolution en fonction du temps. En allant du 2019 à 2022, une claire augmentation de ces deux indices est observée à cause de la continuité de l'approvisionnement en Cd d'une source en amont des points de prélèvements, qui ne peut être autre que la décharge.

4.6 Evaluation de la toxicité des sédiments selon le guide de la qualité des sédiments (SQG)

Le guide de la qualité des sédiments, représenté par deux seuils, (i) la TEC, définie comme la concentration au-dessous de laquelle il est peu probable que des effets néfastes soient observés et (ii) la PEC qui indique la concentration au-dessus de laquelle on s'attend fréquemment à des conséquences dommageables (MacDonald, 2000), est un outil global qui permet d'évaluer l'effet des sédiments analysés sur leur environnement. En effet, les

sédiments ayant une concentration supérieure à la PEC sont considérés non seulement contaminés mais aussi toxiques. Lors de l'application de cette référence, il faut comprendre la différence entre une contamination et une toxicité. Le sédiment peut être contaminé mais ne représentant pas de toxicité, c'est-à-dire qu'il est considéré comme étant pollué mais ne provoque pas de risque à son environnement (faune et flore) ; c'est le cas des valeurs comprises entre la TEC et la PEC.

Les concentrations moyennes des six éléments étudiés dans les sédiments collectés en aval de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed ainsi que les valeurs du TEC et PEC du guide de la qualité des sédiments sont présentées dans le Tableau **19.**

Tab. 19 : Concentrations moyennes des ETM et les valeurs du guide de la qualité des sédiments (TEC et PEC) dans les sédiments des sites de prélèvements

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
S1	4,49 ± 0,12	50,44 ± 0,63	43,87 ± 0,39	73,54 ± 0,50	12,20 ± 2,96	93,26 ± 1,30
S2	4,41 ± 0,12	46,32 ± 1,52	45,43 ± 0,19	75,55 ± 0,21	13,69 ± 1,33	99,66 ± 1,35
S3	4,44 ± 0,12	39,47 ± 1,05	46,96 ± 0,82	76,23 ± 0,12	14,94 ± 1,81	105,67 ± 0,89
S4	4,48 ± 0,12	38,79 ± 0,88	49,74 ± 0,21	75,87 ± 0,35	20,45 ± 1 ,87	108,36 ± 0,46
S5	4,49 ± 0,12	44,75 ± 0,41	47,79 ± 1,06	73,82 ± 0,70	19,96 ± 0,35	102,62 ± 3,34
S6	4,45 ± 0,12	45,74 ± 0,37	44,51 ± 0,50	71,71 ± 0,36	14,91 ± 3,37	93,77 ± 2,79
S7	4,44 ± 0,12	44,24 ± 0,21	45,43 ± 0,71	72,12 ± 0,71	16,53 ± 2,27	103,37 ± 0,53
S8	4,48 ± 0,12	44,12 ± 0,45	43,21 ± 0,30	69,80 ± 0,24	17,00 ± 1,31	99,92 ± 1,27
S9	4,49 ± 0,12	44,93 ± 0,66	45,83 ± 1,31	71,07 ± 0,43	17,52 ± 2,34	97,36 ± 1,71
S10	4,59 ± 0,12	44,20 ± 1,36	48,91 ± 1,42	72,70 ± 0,14	26,82 ± 2,36	100,83 ± 2,29
S11	4,65 ± 0,06	48,51 ± 0,72	41,58 ± 1,17	73,09 ± 0,28	20,07 ± 0,14	95,62 ± 1,47
S12	4,53 ± 0,13	32,69 ± 0,38	43,18 ± 0,32	73,53 ± 0,18	20,09 ± 0,48	98,72 ± 0,23
S1'	4,51 ± 0,12	46,51 ± 2,19	44,69 ± 0,80	73,19 ± 0,21	22,32 ± 1,95	92,98 ± 0,46
S2'	4,59 ± 0,12	38,58 ± 0,15	46,43 ± 0,95	72,65 ± 0,96	19,14 ± 2,92	94,79 ± 0,19
S3'	4,49 ± 0,13	37,66 ± 1,02	46,27 ± 2,71	71,79 ± 2,16	13,22 ± 1,87	107,37 ± 9,82
S4'	4,34 ± 0,12	37,90 ± 1,17	53,21 ± 2,45	77,83 ± 2,16	27,58 ± 1,23	132,38 ± 9,03
S5'	4,39 ± 0,12	45,08 ± 1,63	44,72 ± 0,43	72,44 ± 0,26	18,83 ± 5,55	100,17 ± 0,78
S6'	4,42 ± 0,12	48,45 ± 2,14	45,78 ± 0,41	72,90 ± 0,36	16,95 ± 5,65	103,06 ± 0,12
S7'	4,43 ± 0,12	41,04 ± 0,37	43,75 ± 0,51	70,93 ± 0,61	25,13 ± 3,19	101,07 ± 1,73
S8'	4,48 ± 0,12	43,01 ± 0,57	42,64 ± 0,59	70,00 ± 1,04	15,25 ± 4,52	96,41 ± 1,36
S9'	4,54 ± 0,12	44,98 ± 0,14	45,13 ± 0,31	73,60 ± 0,21	14,85 ± 1,43	102,10 ± 0,58
S10'	4,58 ± 0,12	45,00 ± 0,26	44,67 ± 1,26	70,74 ± 2,46	17,75 ± 0,42	103,92 ± 0,25
Moyenne	4,49	43,5	45,62	72,96	18,42	101,52
TEC	0,99	43,4	31,6	22,7	35,5	121
PEC	4,98	111	149	48,6	128	459

Selon le tableau, les sédiments prélevés en aval de la décharge présentent trois états selon l'élément à prendre en compte. Ils sont considérés non contaminés par Pb et Zn selon le SQG, puisque leurs concentrations dans l'ensemble des échantillons restent inférieures à la valeur TEC. En contrepartie, les valeurs du Ni dépassent largement le seuil du PEC indiquant ainsi un niveau de toxicité élevé qui se traduirait sûrement en risque environnemental inquiétant. Entre ces deux états extrêmes, les sédiments, par rapport à leurs teneurs en Cd, Cr et Cu sont considérés comme contaminés mais pas toxiques avec des valeurs comprises entre les deux seuils.

Généralement, les sédiments étudiés peuvent être décrits comme toxiques puisqu'ils entraînent un risque environnemental sur les différentes composantes de la nature suite à la présence prononcée du Ni.

5. Etude statistique

5.1 Corrélations

Afin d'établir les relations entre les ETM et de vérifier la similarité de leurs sources dans les sédiments, une matrice de corrélation a été réalisée selon les coefficients de corrélation de Pearson présentés dans le tableau **20**. Le comportement des ETM dans les sédiments dépend fortement des caractéristiques physico-chimiques et de la composition chimique des sédiments. De ce fait, pour le calcul des corrélations, la majorité des éléments chimiques susceptibles d'impacter le comportement des ETM est prise en compte (Al, K, Na, Mg et Mn).

Tab. 20 : Matrice de corrélation de Pearson des paramètres physico-chimiques, éléments chimiques et ETM

-1,0 1,0

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Fe	% CaCO3	Al	K	Mg	Mn	Na	Si	pH	CE
Cd		0,92	0,96	0,97	0,52	0,94	0,21	-0,16	0,29	0,45	0,82	0,78	0,38	0,94	-0,60	0,39
Cr	0,92		0,88	0,91	0,48	0,85	0,17	-0,23	0,40	0,48	0,82	0,77	0,42	0,93	-0,50	0,33
Cu	0,96	0,88		0,99	0,51	0,99	0,37	-0,05	0,30	0,48	0,80	0,81	0,36	0,96	-0,58	0,36
Ni	0,97	0,91	0,99		0,51	0,98	0,35	-0,09	0,28	0,48	0,83	0,82	0,39	0,96	-0,58	0,38
Pb	0,52	0,48	0,51	0,51		0,47	0,09	0,07	0,52	0,46	0,63	0,56	0,42	0,58	-0,50	0,35
Zn	0,94	0,85	0,99	0,98	0,47		0,41	-0,06	0,24	0,46	0,76	0,82	0,30	0,94	-0,53	0,30
Fe	0,21	0,17	0,37	0,35	0,09	0,41		0,40	-0,05	-0,22	0,05	0,31	0,14	0,38	-0,16	0,12
% CaCO3	-0,16	-0,23	-0,05	-0,09	0,07	-0,06	0,40		0,24	0,03	-0,18	-0,02	-0,21	-0,14	0,09	0,22
Al	0,29	0,40	0,30	0,28	0,52	0,24	-0,05	0,24		0,73	0,31	0,54	-0,02	0,39	-0,17	0,14
K	0,45	0,48	0,48	0,48	0,46	0,46	-0,22	0,03	0,73		0,51	0,70	0,05	0,44	-0,07	0,05
Mg	0,82	0,82	0,80	0,83	0,63	0,76	0,05	-0,18	0,31	0,51		0,67	0,53	0,80	-0,66	0,49
Mn	0,78	0,77	0,81	0,82	0,56	0,82	0,31	-0,02	0,54	0,70	0,67		0,23	0,80	-0,32	0,21
Na	0,38	0,42	0,36	0,39	0,42	0,30	0,14	-0,21	-0,02	0,05	0,53	0,23		0,39	-0,56	0,60
Si	0,94	0,93	0,96	0,96	0,58	0,94	0,38	-0,14	0,39	0,44	0,80	0,80	0,39		-0,57	0,34
pH	-0,60	-0,50	-0,58	-0,58	-0,50	-0,53	-0,16	0,09	-0,17	-0,07	-0,66	-0,32	-0,56	-0,57		-0,67
CE	0,39	0,33	0,36	0,38	0,35	0,30	0,12	0,22	0,14	0,05	0,49	0,21	0,60	0,34	-0,67	

Les corrélations (P < 0,05) entre les paramètres physico-chimiques, les éléments chimiques et les ETM, selon la matrice de Pearson montrent des tendances positives et significatives entre Cd/Cr, Cd/ Cu, Cd /Ni, Cd/Pb, Cd/Zn, Cd/pH, Cr/Cu, Cr/Ni, Cr/Pb, Cr/Zn, Cr/pH, Cu/Ni, Cu/Pb, Cu/Zn, Cu/pH, Ni/Pb, Ni/Zn, Ni/pH, Pb/Zn, Pb/pH, Zn/Fe, Zn/pH et pH/CE. Par ailleurs, la matrice a révélé des corrélations modérément significatives et négatives entre le pH et la majorité des éléments chimiques (**Ahouach, Y et al, 2023).**

Les fortes corrélations notées entre les ETM permettent de dire que les éléments analysés sont gouvernés par le même mécanisme qui pourrait être l'adsorption entraînant une rétention des ETM. D'autre part, les corrélations positives et significatives entre les différents ETM traduisent leur source commune.

5.2 Analyse des composantes principales (ACP)

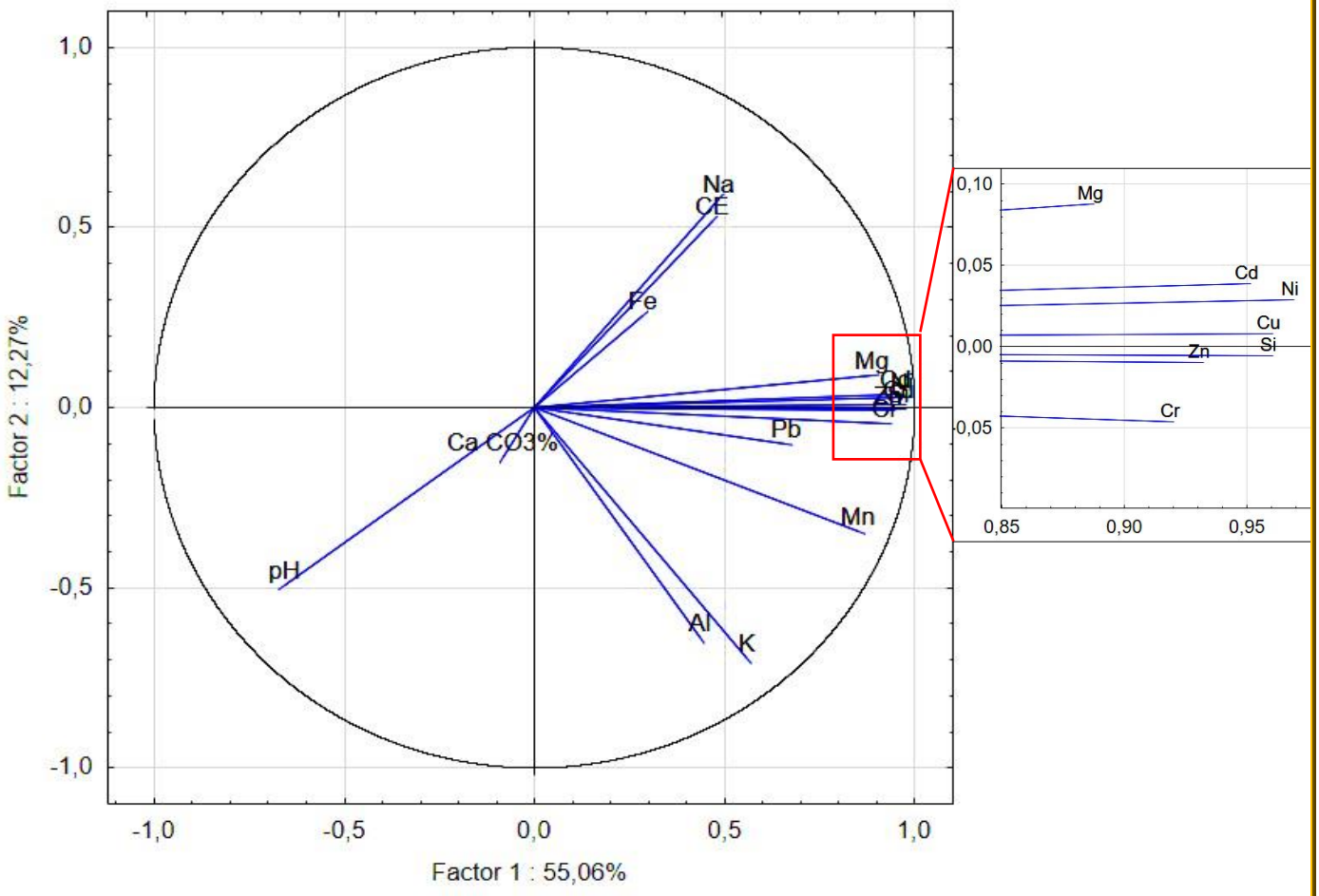


Fig. 18 : Représentation des résultats d'analyse en composantes principales : projection des variables (ETM et physico-chimiques) sur le plan F1-F2

L'analyse en composante principale (ACP) réalisée à partir des données obtenues permet de connaître les mécanismes d'enrichissement des sédiments par les ETM. Elle est effectuée sur une matrice de données constituée de 24 prélèvements (12 points de prélèvement) dont 16 paramètres ont été mesurés ou dosés. Cette analyse montre que les ETM les plus corrélés à l'axe principal F1 (horizontal) représentant 55,05% de la variance et contribuent de manière significative à sa formation sont Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Mg, Mn et Si **(Fig. 38**). Ces derniers évoluent dans le même sens positif, ce qui peut traduire leur origine commune (**Ahouach, Y et al, 2023)**..

Par ailleurs, les paramètres qui contribuent le plus à l'édification de l'axe F2 (12.27 % de la variance) sont le pH, le Na, le Fe, le Al, le K et la conductivité électrique (CE) qui montrent une corrélation très hautement significative.

Le pH est négativement corrélé aux ETM, ce qui confirme le rôle très important qu'il joue dans l'augmentation des teneurs en ETM et leur accumulation dans les sédiments.

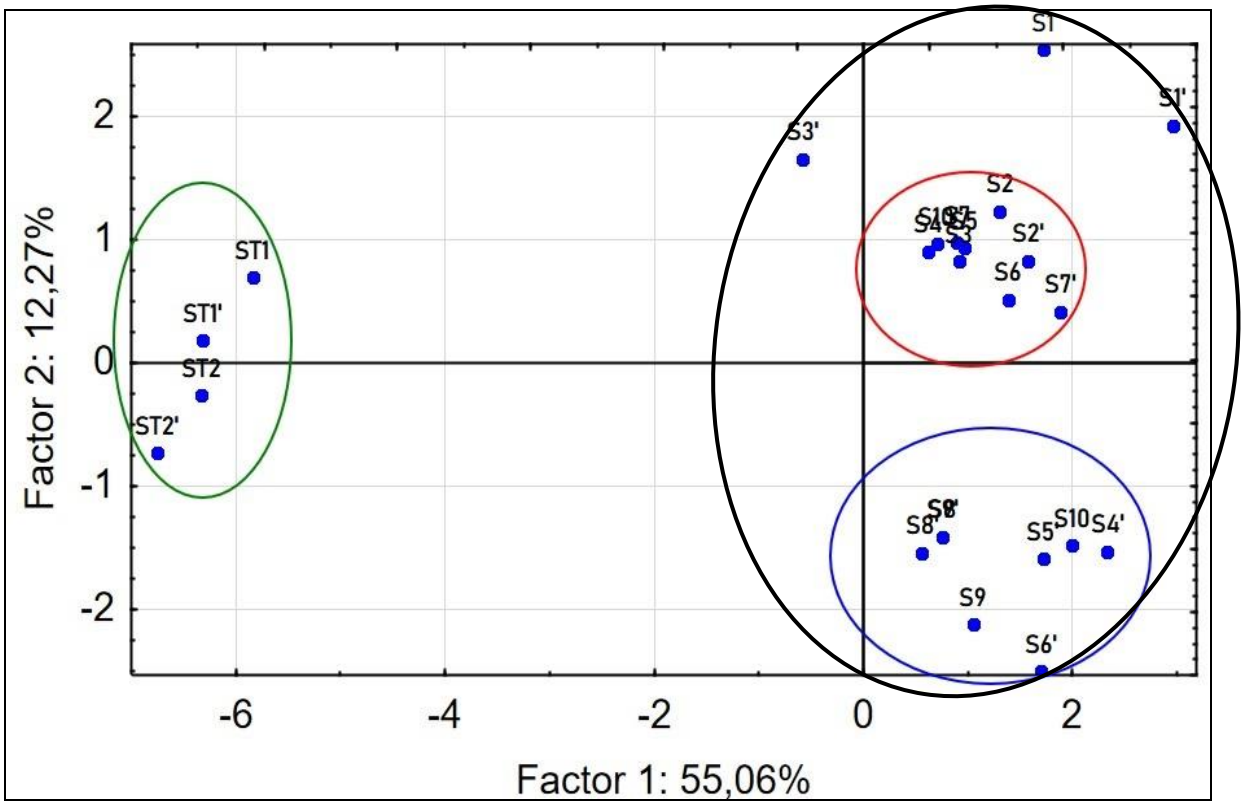


Fig. 39 : Représentation des résultats d'analyse en composantes principales : projection des points de prélèvement sur le plan F1-F2

Le plan factoriel F1/F2 explique environ 67,33 % de la variance (55,06 % pour F1 et 12,27% pour F2) (**Fig. 39**). L'ACP réalisée sur les 12 points de prélèvement montre une

zonation par groupe correspondant aux différentes qualités. En effet, une évolution des points de prélèvement selon leur potentiel chimique s'observe très clairement. On passe des sédiments contaminés à ceux non-contaminés (témoins). L'axe F1 est considéré comme l'axe de pollution permanente, il est défini positivement par la majorité des variables regroupées. Les sédiments sont influencés par les deux axes (majoritairement par F1), ce qui explique leur large répartition (cercle noir). Une seconde zone correspondant aux sédiments non-contaminés, est principalement influencée par l'axe F1 (cercle vert).

Les sédiments pollués (à droite) se subdivisent en deux sous-groupes (cercle bleu et cercle rouge). Cela peut être expliqué par l'influence des éléments Na, Fe, Al et K. Les points de prélèvement du cercle bleu sont caractérisés par une concentration plus élevée en Al et K, en contrepartie, les points de prélèvement du cercle rouge présentent des valeurs élevées en Na et Fe (**Ahouach, Y et al, 2023**).

6. Discussion

Bien que la distribution spatiale des éléments dans les sédiments prélevés en aval de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed soit similaire, les concentrations et par conséquence les différents indices, étaient plus élevées au cours de 2022 par rapport aux trois années précédentes. Cela peut être dû à l'augmentation des écoulements d'eau chargée de lixiviats provenant des bassins de stockage de lixiviat pendant la saison des pluies.

Le tableau **21** résume l'ensemble des résultats obtenus par les différents indices en soulignant les paramètres majeurs pris en considération dans l'évaluation.

Tab. 21 : Récapitulatif des résultats des indices d'évaluation de la contamination et la toxicité des sédiments

Contamination	Selon le fond géochimique	Indices individuels	**FC** : enrichissement des sédiments par Ni>Cu>Zn>Cr>Pb>Cd. **$I_{géo}$** : Fortement contaminé par Ni et Cu et modérément contaminé par Zn et Cr
		Indice intégré	**PLI** : site en cours d'une dégradation progressive.
	Selon une valeur de référence	Indice individuel	**FE** : site très enrichi par le Cd et modérément enrichi par Cr et Zn.
		Indice intégré	**DC** : sédiments considérablement contaminés.

Toxicité	Selon le fond géochimique	Indice individuel	$\mathbf{E_r^i}$: risque de toxicité très élevé par le Cd.
		Indice intégré	**PERI** : risque environnemental modéré.
	Selon une valeur de référence	Indice individuel	**SQG** : sédiments toxiques par le Ni et contaminés-non toxiques par Cd, Cr et Cu
		Indice intégré	**********

Selon l'évaluation individuelle (élémentaire), le Cd et le Cr sont identifiés par quatre indices comme les éléments représentant un enrichissement dans le milieu, et le Ni, le Cu et le Zn par trois indices. De ce fait, les cinq éléments sont les éléments polluants des sédiments en aval de la décharge. Et par conséquence, les sédiments, sont considérés comme des sédiments considérablement contaminés et toxiques.

L'étude statistique menée a permis non seulement de différencier les sédiments contaminés de ceux non contaminés, mais aussi d'affirmer l'origine commune des polluants située en amant des sites de prélèvement, qui est bien sur la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed.

Conclusion

L'examen de l'impact de la décharge publique d'Ouled M'hmed sur les sédiments de surface sur une période de 4ans (2019 – 2022) consistait à réaliser des analyses des lixiviats et des sédiments déposés par ruissellement dans le talweg en aval de la décharge jusqu'au centre de Sidi Hrazem. Ces analyses ont révélé une contamination. 24 échantillons de lixiviats, 24 échantillons de sédiments et 4 échantillons témoins analysés au laboratoire par ICP-AES ont montré des teneurs élevées en Ni, Zn, Cr, Cu et Cd. Les concentrations du Co et du Pb n'atteignent pas le seuil de contamination (inférieur à 0,01mg/l).

Les sédiments présentent des teneurs variables en éléments traces métalliques (ETM). Les concentrations de Co et d'As sont inférieures à la limite de détection et donc ne représentent pas de risque pour l'environnement. L'ampleur de la contamination des sédiments varie selon les éléments, la teneur en Ni est cinq fois supérieure dans tous les échantillons que dans l'échantillon témoin, alors que la teneur en Zn et Cu est quatre fois supérieure et la teneur en Cr et Pb est deux fois plus. La teneur élevée en Pb en profondeur est expliquée par le lessivage et la difficulté de remaniement. Le contexte physico-chimique alcalin limite la libération des ETM dans les eaux et favorisent leur précipitation et leur fixation dans les sédiments, et par conséquence l'enrichissement de ces derniers. En termes de

distribution quantitative, les teneurs en ETM suivent l'ordre : Ni > Zn=Cr, Zn=Cr > Cu=Pb et Cu=Pb >Cd.

Les résultats obtenus par le calcul des indices d'évaluation de la qualité des sédiments, rejoint les résultats de ICP-AES et affirme la contamination les sédiments des différents points de prélèvement en qualifiant le milieu naturel comme étant modérément à fortement dégradé par les ETM. Bien que la distribution spatiale des éléments dans les sédiments soit similaire, les concentrations et par conséquence les différents indices, étaient plus élevées au cours de 2022 par rapport aux trois années précédentes. Cela peut être dû à l'augmentation des écoulements d'eau chargée de lixiviats provenant des bassins de stockage de lixiviat pendant la saison des pluies.

Selon les indices d'évaluation individuelle, le Cd et le Cr sont identifiés par quatre indices comme étant des éléments représentant un enrichissement du milieu, tandis que le Ni, le Cu et le Zn sont identifiés par trois indices. Par conséquent, les cinq éléments sont considérés comme des éléments polluants des sédiments, jugeant ainsi les sédiments analysés comme considérablement contaminés et toxiques.

Grâce à l'analyse statistique menée, il a été possible non seulement de distinguer les sédiments contaminés de ceux qui ne le sont pas, mais également de confirmer que les polluants trouvés dans les sédiments avaient une origine commune en amont des sites de prélèvement, à savoir la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed. Cette conclusion renforce l'importance de prendre des mesures nécessaires pour réduire ou éliminer la pollution à la source, afin de préserver la qualité de l'environnement et de protéger la santé publique.

La contamination des sédiments depuis la décharge vers l'Oued Sebou, constitue une menace pour l'environnement et la santé publique qui rend la situation encore préoccupante dans l'avenir si aucune intervention sérieuse n'est prise pour stopper le déversement des lixiviats vers l'extérieur de la décharge.

Chapitre IV

Mise en évidence d'infiltrations de lixiviats à travers la barrière naturelle

Introduction 118

1. Tectonique de la Plaine de Saiss 119

2. Cadre hydrogéologique 120

3. Matériels et méthodes ..... **Erreur ! Signet non défini.**

3.1 Contexte structurale de la décharge 121

3.2 Tomographie électrique 122

3.2.1 Presentation de la technique 122

3.2.2 Campagne de tomographie électrique et traitement des données 124

4. Résultats et discussion 127

4.1 Etude structurale (failles et fracturations) 127

4.1.1 Site de Sidi Hrazem 127

4.1.2 Site de Benjalik 130

4.1.3 Site de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed 134

4.2 Etude géophysique (tomographie électrique) 137

Conclusion 145

Introduction

Les décharges constituent une source de pollutions multiples qui exige un diagnostic et un suivi d'états des lieux évaluant leur fonctionnement. L'évaluation de la contamination de l'eau souterraine directement liée aux décharges fait appel aux forages de prospection et méthodes conventionnelles d'échantillonnage d'analyse chimique de l'eau (Frid et al., 2008). Bien que l'analyse des échantillons d'eau fournisse une information précise sur le type des contaminants présents (Vaudelet et al., 2011), les forages restent coûteux et invasifs (Radulescu et al., 2007) et peuvent, parfois, ne pas intercepter la zone de contamination en raison de leur mauvaise implantation (Vaudelet et al., 2011). Des techniques de prospection géophysique du sous-sol, non-invasives et moins coûteuses ont été développées pour connaître et interpréter les structures souterraines sans les perturber. Elles sont devenues des outils fréquemment utilisés dans les investigations des sites et s'appliquent à la détection de pollutions, à la caractérisation géologique, aux diagnostics des structures d'ingénierie et aux études hydrogéologiques (Chambers et al., 2006).

L'installation de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed (Fès) depuis presque 20 ans sur un substratum dominé par les argilites bleues du Miocène, mérite d'être prospectée afin d'évaluer l'état actuel dans son contexte géo-environnemental. Bien qu'actuellement la décharge présente des conditions qui semblent favorables pour le dépôt et le traitement des déchets solides, celle-ci pourrait avoir à moyen et long termes des répercussions négatives sur les eaux souterraines et la santé publique. Ce danger imminent pourrait affecter principalement la station thermale de Sidi Hrazem, surtout en cas de très fortes pluies, vu que la décharge et la station se trouvent dans le même talweg opté comme périmètre de protection de la station thermale (5km) et qu'elle ne possède pas de système de drainage adapté aux grandes crues. Ainsi, ou existence dans le substrat argileux à passages gréseux ou sableux affecté par d'innombrables failles et fractures impliquerait une éventuelle circulation des lixiviats principalement vers la profondeur qui pourraient atteindre la nappe phréatique

La mission effectuée pendant la période hivernale (janvier 2022) durant laquelle l'opération de prospection par tomographie électrique a été effectuée en réalisant quatre profils électriques au niveau de la décharge, notés DPF1 à DPF4, et trois profils témoins en dehors du site de la décharge. Outre que la tomographie, une étude structurale détaillée est réalisée sur trois sites appartenant à la Plaine de Saiss, là où se situe la décharge. Cette étude servira comme outils de compréhension et d'interprétation des résultats obtenus par tomographie. En effet, la connaissance structurale du milieu permet d'avoir plus de précision sur l'existence des failles et fractures favorisant l'infiltration des liquides vers le sous-sol, sur leur fréquence ainsi que sur le comportement des argilites, substratum de la région, en contact de l'eau et le lixiviat.

1. Tectonique de la Plaine de Saiss

La décharge contrôlée d'Ouled M'hmed (Fès) se situe géographiquement au Nord de la Plaine de Saiss, où l'oued Sebou et ses affluents ont pu façonner la morphologie actuelle durant la période Plio-quaternaire. La Plaine de Saiss qui occupe la partie médiane du Sillon sud-rifain, appelé aussi Couloir sud –rifain, correspond à une dépression subsidente allongée suivant une direction E-W.

Au Nord, lors du charriage vers le Sud des structures rifaines, donnant lieu aux rides pré-rifaines bien connues (exemples, Jbel Zalagh et Jbel Trhat), le bassin du Saiss a été créé pour former le bassin de l'avant-pays de la ceinture montagneuse du Rif (Bargach, 2004). Il est important de noter que l'emplacement et l'orientation des rides, ainsi que du bassin d'avant-pays associé, sont vraisemblablement contrôlés par les roches triasiques riches en évaporites (niveau de décollement) qui remplissent le bassin mésozoïque inversé (Sani, 2007) ; les rides se développent sur le bord de celles-ci (Zizi, 1996).

En fait, il s'agit de deux phases de compression qui ont contribué à la formation des rides et du bassin tels qu'ils sont observés actuellement (Bargach, 2004; Morel, 1989; Sani, 2007). La première avec une orientation NE-SW active du Tortonien inférieur jusqu'au Messinien supérieur (Morel, 1989), tandis que la seconde avec une orientation grossière N-S est active depuis le Pliocène (Ait Brahim, 1989; Sani, 2007).

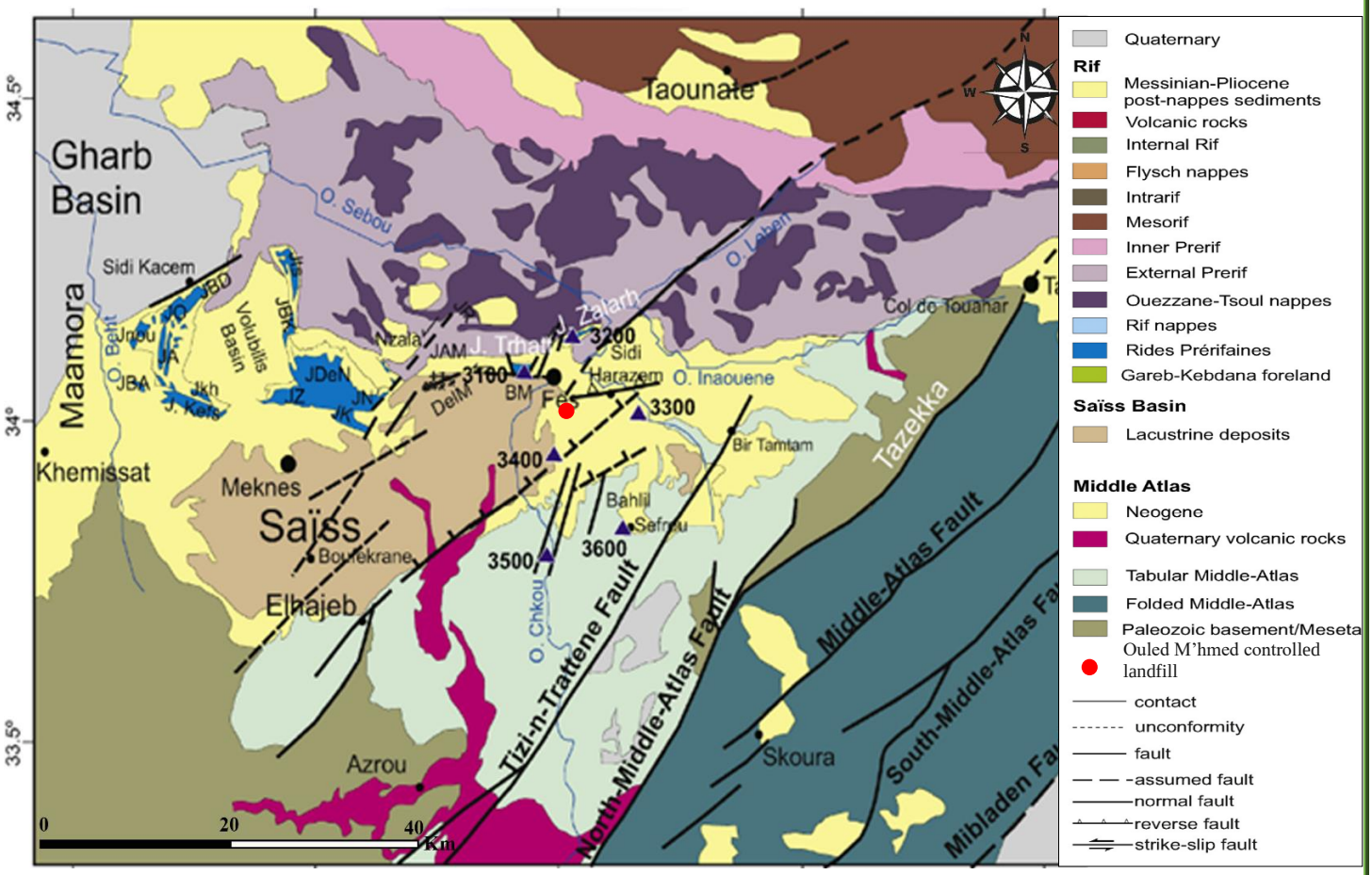


Fig. 40 : Contexte structural de la région de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed (Fès) (Chalouan, 2014)

En conséquence, dans le bassin de Saiss deux directions principales de failles majeures et mineures de directions NE-SW à ENE-WSW et NW-SE à N-S (Dauteuil, 2016) ont été apparues et/ou héritées de structures antérieures (**Fig.40**). Il faut souligner que malgré le contexte général de la compression, dû à la convergence Nubie-Iberia, des extensions locales ont été déduites et déterminées directement dans le bassin de Saiss par des études géologiques et des mouvements basés sur le GPS (Bargach, 2004; Chalouan, 2014). La présence de telles structures locales d'extension pourrait être liée à un soulèvement accéléré du Moyen Atlas, probablement associé à la " ligne chaude marocaine " (Chalouan, 2014) et/ou à la tectonique de flexion en relation avec les charges des rides (Bargach, 2004) caractérisant les systèmes d'avant-pays rétroarc (Catuneanu, 2019).

2. Cadre hydrogéologique

Le système hydrogéologique de la Plaine de Saiss compté parmi les principaux systèmes aquifères du Maroc ; il est formé par deux nappes : la première nappe phréatique profonde

dans les calcaires et les dolomies du Lias et la deuxième superficielle dans les formations plio-quaternaires, sur les argilites du Miocène. Ces deux nappes constituent une ressource stratégique en eau pour la région, souvent exploitée par des forages profonds pour l'alimentation en eau potable, ainsi que pour l'irrigation privée par pompage individuel (El Ibrahimi, 2015).

Nappe phréatique profonde

L'aquifère profond du bassin Fès- Meknès couvre une superficie d'environ 3500 Km^2, et circule dans les formations carbonatées (dolomies et calcaires) du Lias. La structure géologique des formations liasiques est très complexe, du fait de l'existence de plusieurs failles à fort rejet (pouvant atteindre 100 m), flexures, plissements, … etc. L'épaisseur moyenne des formations géologiques du Lias au niveau du bassin de Fès-Meknès est d'environ 80 m (El Ibrahimi A., 2015).

L'alimentation en eau de cette nappe se fait d'une part, par abouchement latéral avec la nappe des Causses adjacente au Sud et d'autre part, à partir des eaux de pluie et de fonte des neiges que connaissent les affleurements calcaires des causses du Moyen Atlas au Sud (Hamdani, 2020). Ses eaux circulent du Sud vers le Nord et se mettent en charge sous une épaisse série d'argilites imperméables du Miocène.

Nappe phréatique superficielle

S'étend sur une superficie totale d'environ 2100 km^2 (ressources en eau du Maroc.), cette nappe circule dans les sables, les grès, les conglomérats, les argilites sableuses et localement les calcaires lacustres fracturés et karstifiés du Plio-quaternaire. Le substratum de la nappe phréatique est constitué par les argilites bleues du Miocène. L'écoulement général de la nappe se fait du SSE (piémont du Causse atlasique) vers le NNW (rides pré-rifaines) dans le plateau de Meknès et du SSW vers le NNE dans la Plaine de Saiss.

La surface piézométrique de la nappe phréatique se situe généralement entre 10 et 40 m de profondeur avec une épaisseur qui varie entre 10 et 80 m et une moyenne d'environ 40 m (El Ibrahimi A., 2015).

2.1 Contexte structurale de la décharge

Dans le cadre de l'étude structurale du contexte de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed, serait utile l'extraction automatique des linéaments de la Plaine de Saiss à la base du

MNT (12 m) pour chercher de nouvelles directions de failles et vérifier les directions de failles précédemment décrites dans plusieurs travaux. Outre que l'extraction automatique, une extraction manuelle des linéaments vient renforcer les résultats obtenus à base des anomalies soulevées par les MNT, les cartes tectonique et structurale de la région et l'analyse des images satellitaires.

A ce propos et vues la morphologie et la structure pédologique recouvrant totalement les formations géologiques principalement argileuses à passages gréseux ou sableux, trois sites ont été choisis pour vérification et validation des linéaments sur terrain, à savoir, Sidi Hrazem, carrière de Benjalik et la zone d'installation de la décharge (**Fig. 41**). Au cours de cette compagne, les directions et les pendages de failles ont été mesurés ainsi que leurs fréquences pour permettre de dresser les cartes de linéaments et les rosaces directionnelles de chacun des sites.

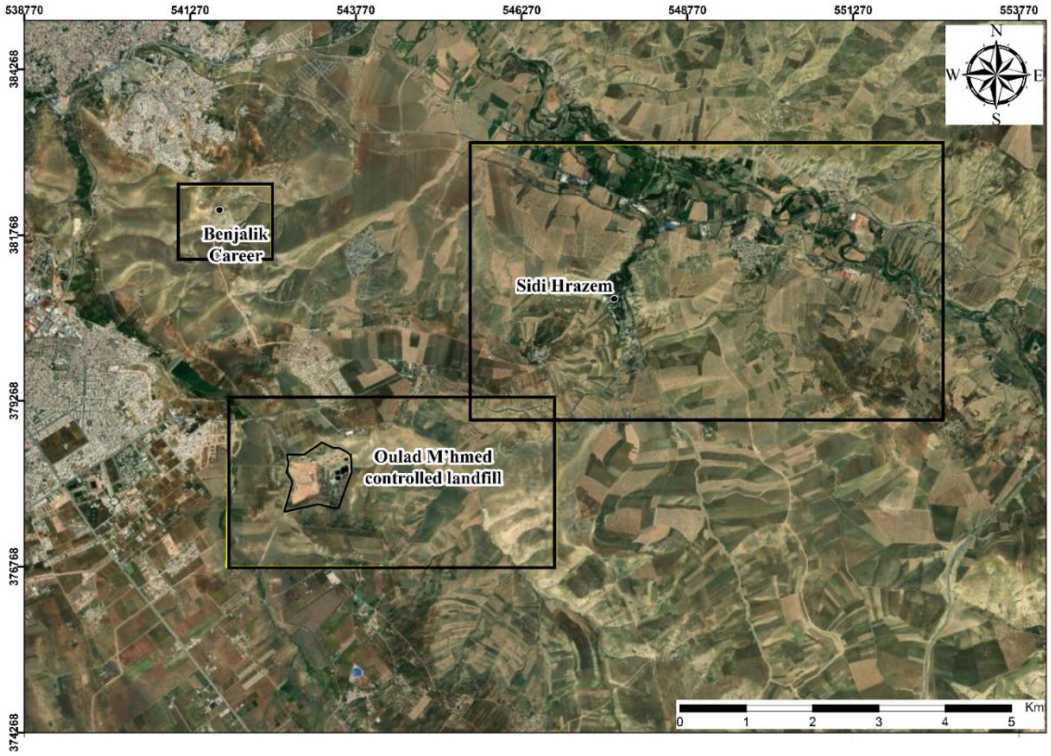


Fig. 41 : Localisation des sites d'étude du contexte structural dans la région de la décharge d'Ouled M'hmed (Fès)

2.2 Tomographie électrique

2.2.1 Presentation de la technique

La tomographie de résistivité électrique, basée sur la mesure de la résistivité électrique ρ (en Ω.m-1) des matériaux, fournit des informations sur les propriétés du milieu souterrain telles que l'épaisseur d'une couche et sa saturation en fluide, la profondeur du substratum, la

localisation et la distribution des fluides conducteurs (lixiviats) et la nature et la structure géologiques (plis, failles, fractures) (Soupios, 2007). La résistivité électrique (ou son inverse, la conductivité électrique) des déchets est dépendante de plusieurs propriétés du massif telles que la porosité, la connectivité des pores, la teneur en eau, la force ionique et la température des lixiviats (Imhoff, 2007). Ainsi, un terrain non saturé en eau sera moins conducteur que lorsqu'il est saturé et la résistivité électrique diminue avec l'augmentation de la minéralisation de l'eau. La tomographie de résistivité électrique est particulièrement adaptée à l'investigation des sites des décharges dans le but de déterminer leur géométrie et leur structure interne (Depountis, 2005; Chambers J. K., 2006; Meju, 2006; Soupios, 2007) et de détecter des éventuelles contaminations du substratum et dans certains cas de la nappe phréatique par des lixiviats.

La tomographie électrique est basée sur les propriétés résistives du sous-sol. Cette résistivité est calculée à partir de la mesure en surface de l'intensité électrique et de la différence de potentiel existante entre les différentes électrodes du dispositif de mesure. Dans les zones non saturées, les zones peu résistives (conductrices) peuvent être attribuées à des milieux humides, et par opposition les zones très résistives à des zones sèches dont les vides sont remplis d'air.

Cette méthode électrique servit d'abord aux prospections géologiques (gisements de minéraux souterrains et structure géologique). Plus récemment, elle fut utilisée dans la recherche d'anciens sites enfouis comme les anciennes décharges, afin de les localiser, de les dimensionner précisément et d'en étudier leur nocivité (Carpenter, 1990; Bernstone, 1998; Meju, 2006; Aristodemou, 2000). Aujourd'hui, c'est devenu un outil très fiable dans l'imagerie des écoulements souterrains et en particulier pour la mise en évidence et la spatialisation des panaches d'infiltration issus de la décharge en 2 et 3 dimensions (Bernstone, 1998; Ogilvy, 1999).

D'autres méthodes d'investigation géophysique (radar, sismique réflexion et réfraction, polarisation, électromagnétique, tomographie) sont utilisées pour atteindre les mêmes objectifs (Meju, 2006), plusieurs études de sites relatent l'efficacité de ces méthodes (Kayabali, 1998; Abbaspour, 2000; Porsani, 2004; Mota, 2004).

La teneur en fluide, la température, la minéralisation, la granulométrie, la résistivité de la partie solide, la perméabilité, la porosité, la pression interstitielle et la teneur en argiles sont autant de paramètres influençant la conductivité du sous-sol d'une décharge. La loi d'Archie

et la relation de Waxman et Smits prennent en compte certains de ces paramètres et affinent la relation via des coefficients empiriques dépendant des types de matériaux ou de roches. Ces lois, ou d'autres s'en inspirant, n'ont toujours pas été appliquées à des déchets, mais les paramètres ayant une forte influence sur la résistivité des déchets semblent être la teneur en eau, la température et la minéralisation des lixiviats (Grellier, 2005).

2.2.2 Campagne de tomographie électrique et traitement des données

Il s'agit d'un dispositif multi-électrodes permettant d'obtenir des images en 2 dimensions. C'est une méthode non-destructrice, qui fournit rapidement une interprétation en coupe du terrain prospecté. Le détail de la méthode des panneaux électriques ou de tomographie électrique est bien détaillé dans les travaux de Solenne Grellier (2005). Cette campagne de tomographie électrique a été faite entre le 21 et le 24 janvier 2022.

L'ensemble du site de la décharge a été quadrillé en 4 profils électriques (**Tab.22**), notés DPF1 à DPF4 (**Fig. 42**). Les profils ont été réalisés en période hivernale (janvier 2022), en temps ensoleillé. Ainsi, trois profils témoins (en dehors de la décharge) ont été réalisés à la même période.

Tab. 22 : Coordonnées des profils tomographiques (X, Y) des sites de décharge contrôlée d'Ouled M'hmed.

Profil	Station	X	Y
DPF1	1	542864	378136
	48	542835	378384
	96	542804	378607
DPF2	1	543011	378162
	48	543001	378410
	96	542991	378641
DPF3	1	543156	378190
	48	543162	378439
	96	543164	378664
DPF4	1	543778	378322
	48	543745	378550
	96	543706	378791
PT1	1	543107	377026
	48	543239	376802
	96	543376	376579
PT2	1	543187	377082
	48	543320	376895
	96	543473	376686
PT3	1	543648	377038
	48	543672	376801
	96	543695	376563

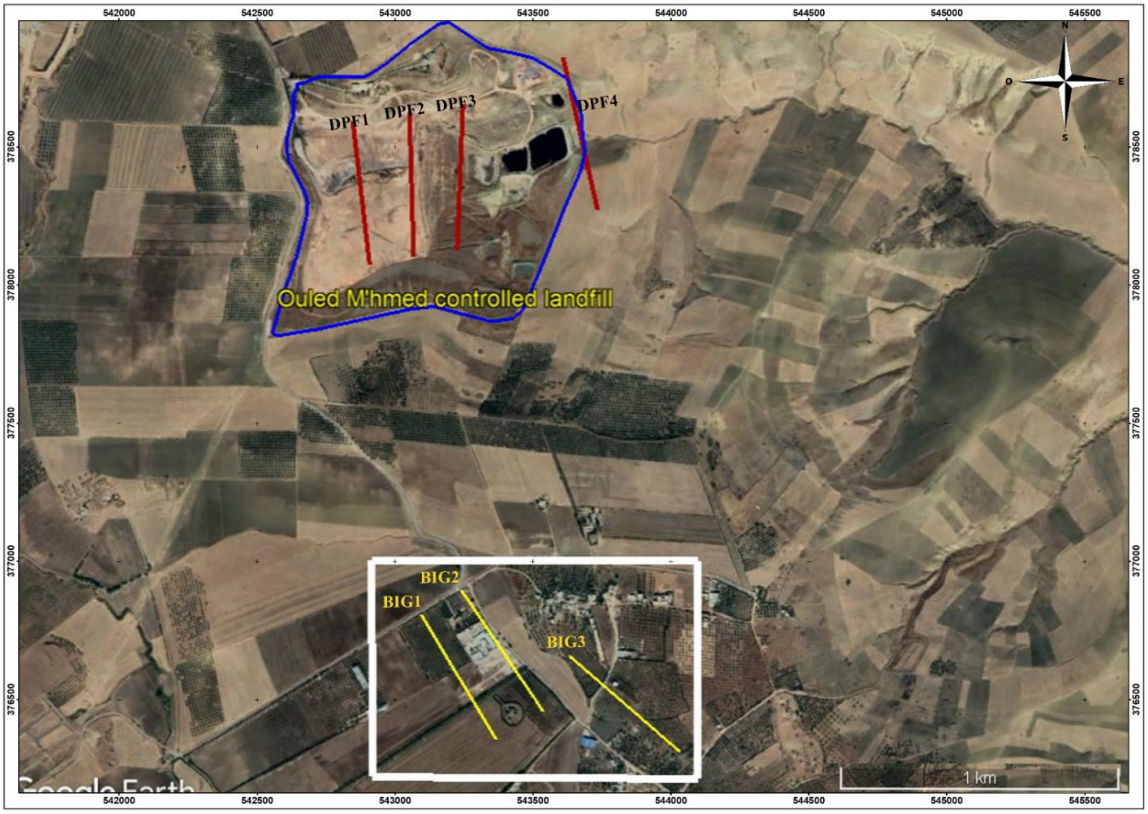


Fig. 42 : Situation des profils tomographiques dans la décharge d'Ouled M'hmed (Fès) et des profils témoins

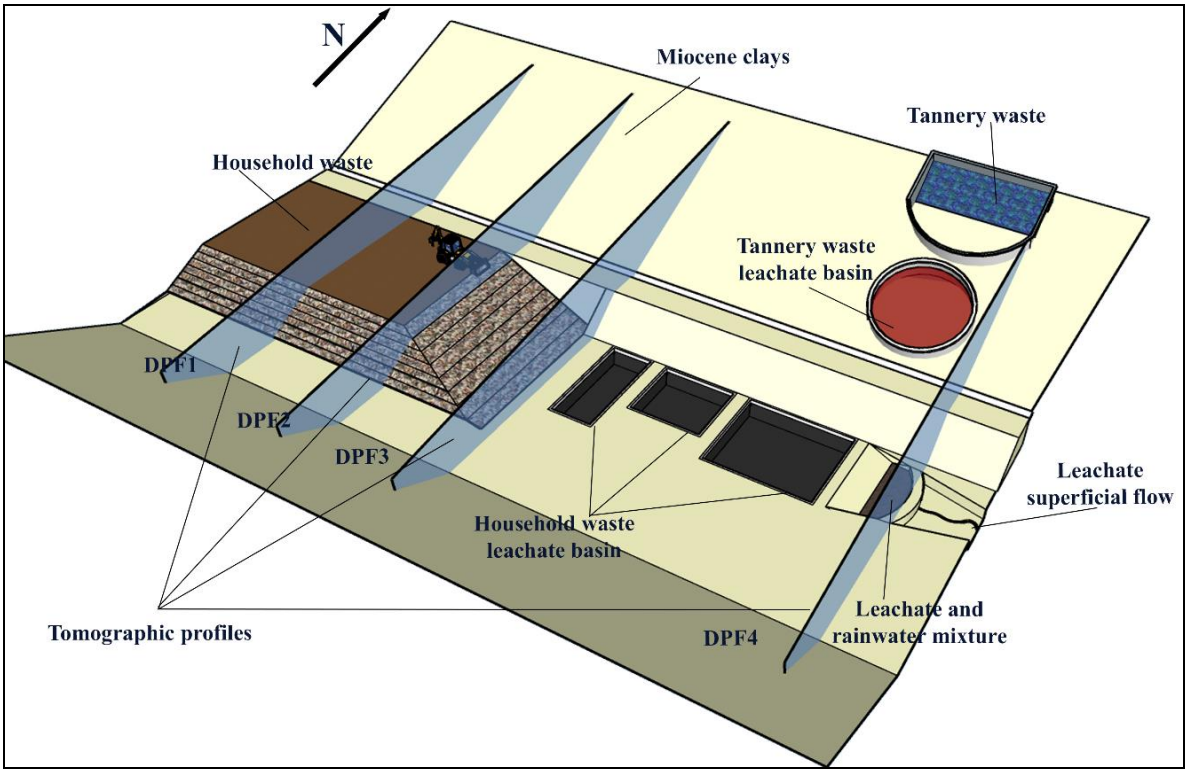


Fig. 43 : Détail de situation des profils, tomographiques par rapport aux différentes unités de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed

Les données géoélectriques ont été acquises à partir du système de mesure multi-électrodes ARES II instruments (850 W, 5 A, 200 Vp-p) (**Fig. 44B**), relié à un câble à sorties multiples (flûte) qui sont connectées à des électrodes en acier inoxydable implantées avec un espacement de 5 m dans le sol (**Fig. 44A**). Le résistivimètre exploite automatiquement, selon une séquence préprogrammée, toutes les positions d'émission et de réception possibles sur les électrodes pour couvrir la zone d'étude verticalement. Les mesures électriques ont été réalisées selon une configuration Wenner-Schlumberger le long d'un profil rectiligne. Les résistivités apparentes calculées à partir des mesures de différence de potentiel entre les électrodes permettent d'obtenir une estimation des paramètres géoélectriques du milieu mais ne donnent pas la résistivité et la forme réelles des éléments du sous-sol (Samouëlian, 2005).

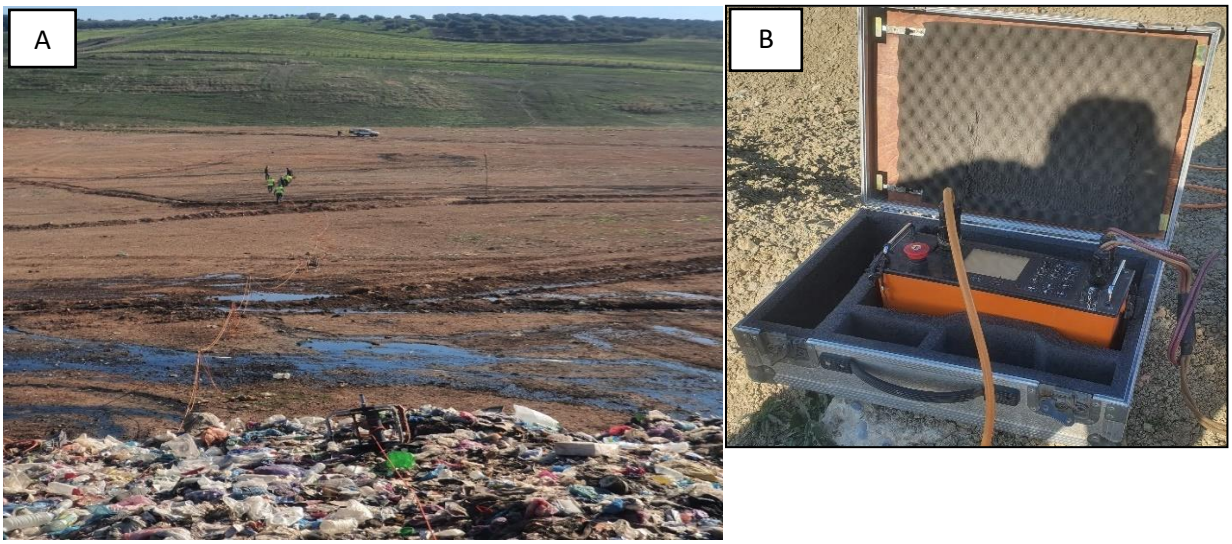


Fig. 44 : Campagne de réalisation de la tomographie ; A : installation des électrodes de courant, B : ARES II résistivimètre (850 W, 5 A, 200 Vp-p)

Les mesures sont représentées sous la forme d'une pseudo-coupe de répartition des résistivités apparentes le long du profil, où l'axe vertical correspond à une pseudo-profondeur. Après interprétation de la pseudo-coupe par inversion avec le logiciel Res2DInv (Geotomo Software), une coupe de répartition des résistivités « réelles » du sous-sol en fonction de la profondeur est établie. L'inversion des données est réalisée suivant un processus itératif qui tente de minimiser l'écart entre les valeurs de résistivité apparente mesurées et interprétées. L'erreur RMS (root-mean-square error) quantifie cet écart et permet d'évaluer la qualité de l'inversion à chaque itération. Généralement, il est considéré qu'une erreur RMS inférieure à 10 % offre une précision acceptable. Dans cette étude, les valeurs de l'erreur RMS sont comprises entre 3,9 et 4,9 %. Les fortes valeurs (> 20 %), fréquemment rencontrées dans les décharges, peuvent être attribuées à la grande hétérogénéité des matériaux de la zone d'étude

(Georgaki, 2008) et c'est pour cette raison que les profils dont les erreurs RMS comprises entre 20 et 37 % ont tout de même été exploités. L'erreur RMS peut être améliorée en augmentant les itérations mais il a été choisi de limiter le nombre d'itérations à 4-5 afin de ne pas distordre les vraies résistivités. Les données sont, en dernier lieu, interpolées pour obtenir un modèle 2D de répartition des résistivités « réelles » du sous-sol.

3. Résultats et discussion

3.1 Etude structurale (failles et fracturations)

L'étude structurale des trois sites a confirmé la structure fracturée de l'ensemble du bassin de Saiss, selon les directions majeures NE-SW à ENE-WSW et NW-SE.

3.1.1 Site de Sidi Hrazem

La plaine de Saiss en général et le site de Sidi Hrazem en particulier (**Fig. 40**) enregistre les antécédents tectoniques qu'a connu la région, Il s'y trouve des failles, des plis, des charriage….

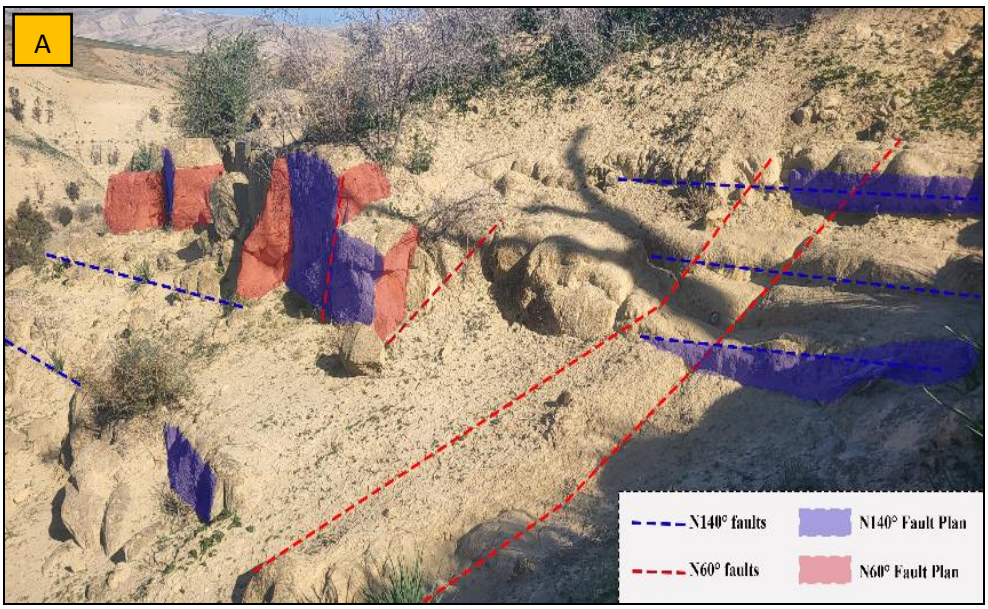
La prospection du site de Sidi Hrazem a permis d'identifier une activité tectonique récente et encore active. A ce niveau, un charriage des argilites miocènes est bien clair en-dessus des terrasse fluviatiles tensiftiennes (formations quaternaires) accompagné d'une fracturation de l'ensemble et d'une discontinuité lithologique (**Fig. 45**). Il s'agit en fait d'une activité tectonique récente, post-tensiftienne.





Fig. 45 : Activité néotectonique montrant le charriage des argilites miocènes sur les dépôts fluviatiles tensiftiens dans le site de Sidi Hrazem

En outre, les failles dans le site de Sidi Hrazem sont majoritairement influencées par la structure des rides prérifiennes, ceci se traduit par leur fréquence et leur direction N60°/N70° qui concorde parfaitement avec la direction de la faille majeur de Sidi Hrazem (**Fig. 46A**). En plus, une autre famille de failles de direction N140° a été rencontré (**Fig. 46B**). Les deux familles de failles soulevées résultent généralement de l'activité de deux phases de compression. Selon Bargach et al. (2004), Morel (1989) et Sani et al. (2007), la première phase est caractérisée par une direction NE-SW du Tortonien inférieur au Messinien supérieur. Quant à la seconde phase, elle est orientée N-S, active depuis le Pliocène, comme a été indiqué par Ait Brahim (1989) et Sani et al. (2007). Ce site se caractérise aussi par l'affleurement des niveaux gréseux parfois sableux décrivant nettement la structure géologique. Dans le paysage, ces deux failles de failles sont manifestées par des plan de failles bien nets (**Fig. 46**).



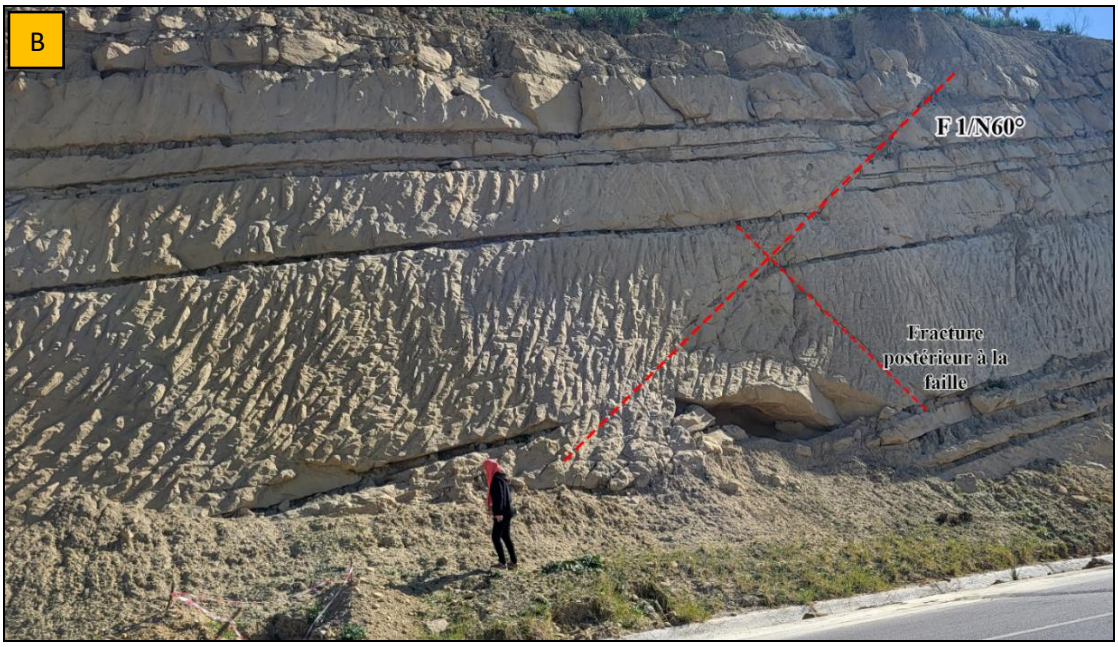


Fig. 46 : Bancs gréseux métriques à décimétriques dans les argilites miocènes affectés par des failles inverses et normales (N70° et N140°) au niveau du site de Sidi Hrazem

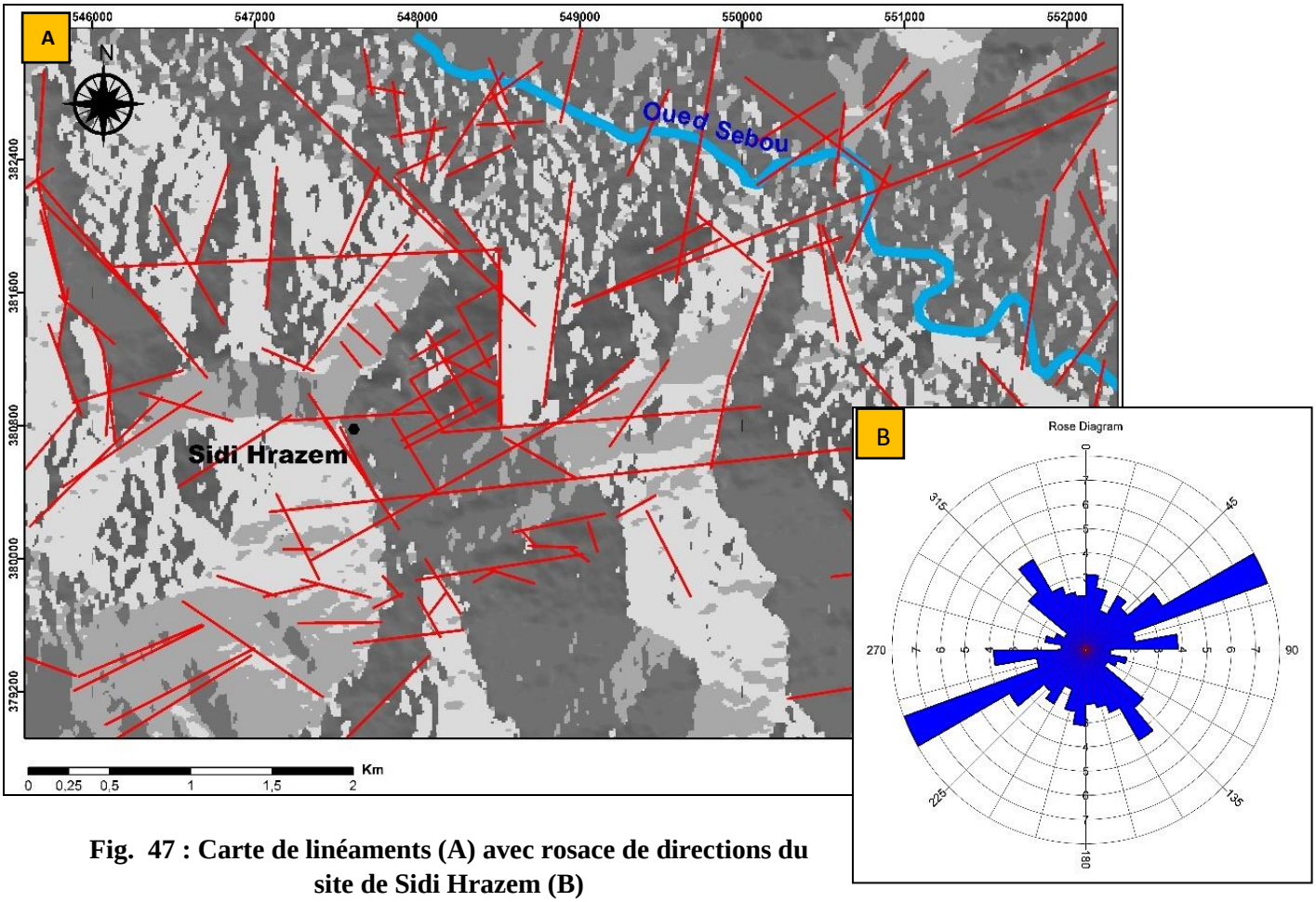


Fig. 47 : Carte de linéaments (A) avec rosace de directions du site de Sidi Hrazem (B)

Comme il a été dit auparavant, l'extraction automatique complétée par l'extraction manuelle et les levés de coupes sur le terrain ont abouti une carte définitive de linéaments

avec leurs fréquences sous forme de rosace (**Fig. 47**). En effet, plusieurs directions ont été soulignées, résultat d'une activité tectonique fréquente. Outre que les deux directions majeures, N60° et N140°, d'autres directions moins importantes existent et ne peuvent pas être négligées à savoir, N00° à N10° et N80°.

En somme, les résultats de l'étude structurale du site de Sidi Hrazem indiquent l'existence de réseaux de failles fréquents qui affectent le substrat argileux dont la surface ne permet aux failles d'être identifiées, sauf au niveau des talwegs ou sur certains versants.

3.1.2 Site de Benjalik

La carrière de Benjalik (**Fig. 41 et 48**) est une zone d'exploitation des argilites miocènes commercialisées comme matière première en poterie et en fabrication du Zellige ou zigzag béldi marocain. Sur le plan structural, cette carrière est une mine d'informations pour les géologues structuralistes puisqu'elle se trouve dans une zone ne manifestant aucun signe de jeux de néotectoniques. A cet endroit les argilites sont recouvertes de formations conglomératiques quaternaires dont l'épaisseur ne dépassant pas cinq mètres. Cependant, l'affleurement qu'offre le creusement de la carrière représente un atout structural permettant de connaitre la lithologie, la structure et la tectonique dans le déblai.

La prospection de ce site a permis de soulever trois constats sur le plan structural : i) l'existence de deux directions de failles dominantes, N30° et N120° avec un pendage de 80°, ii) la présence de réseaux de fracturations intenses dans le substratum argileux suivant la direction et le pendage des failles majeures, iii) l'altération prononcée des argilites au niveau des zones faillées exprimée par un changement de couleur du bleu au jaune brunâtre annonçant ainsi un changement des propriétés géochimiques et soulignant l'effet des infiltrations intermittentes des eaux de pluies (**Fig.48, 49, 50 et 51**).

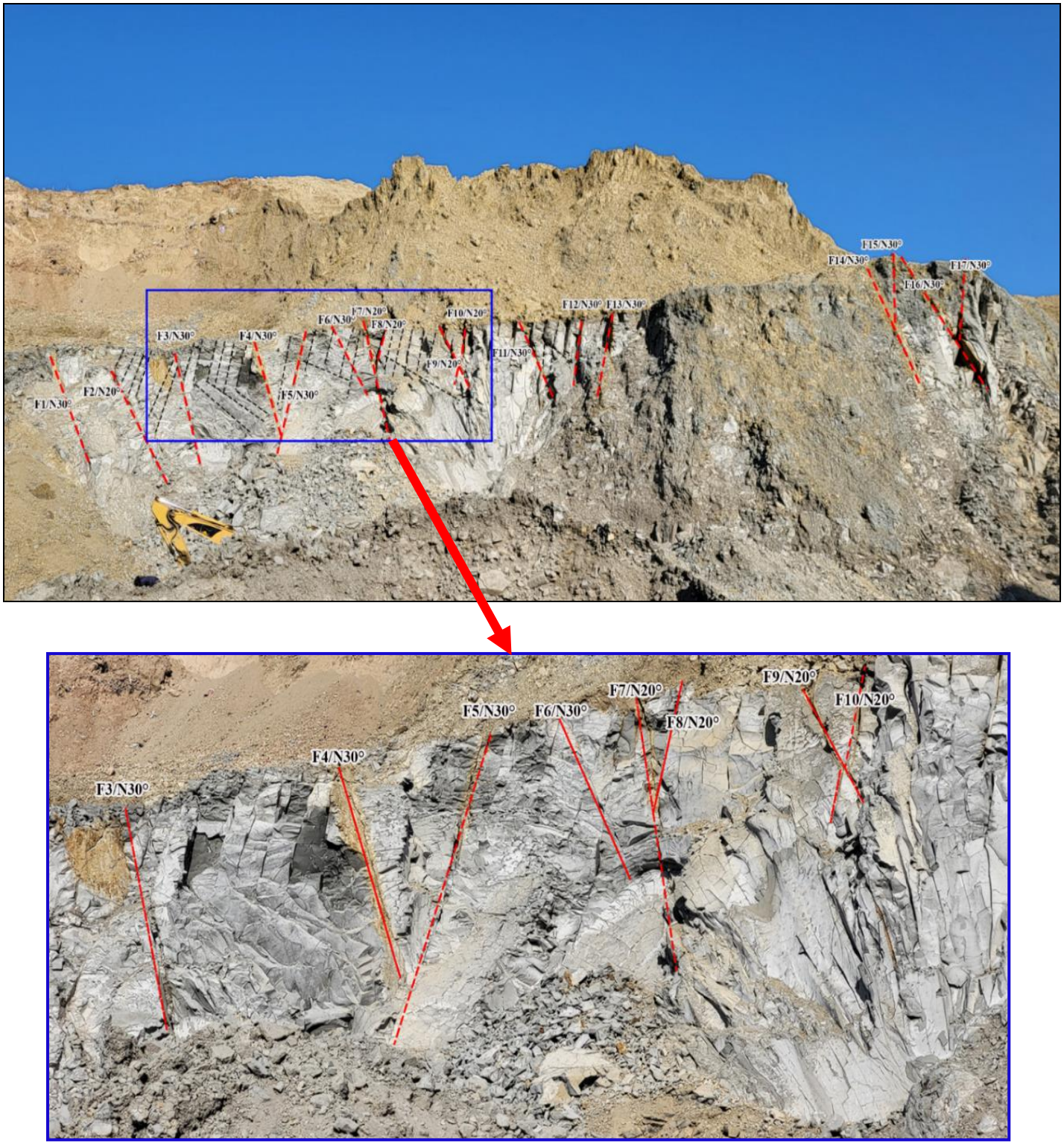


Fig. 48 : Failles et fractures associées dominantes affectant les argilites au niveau du site de la carrière Benjalik

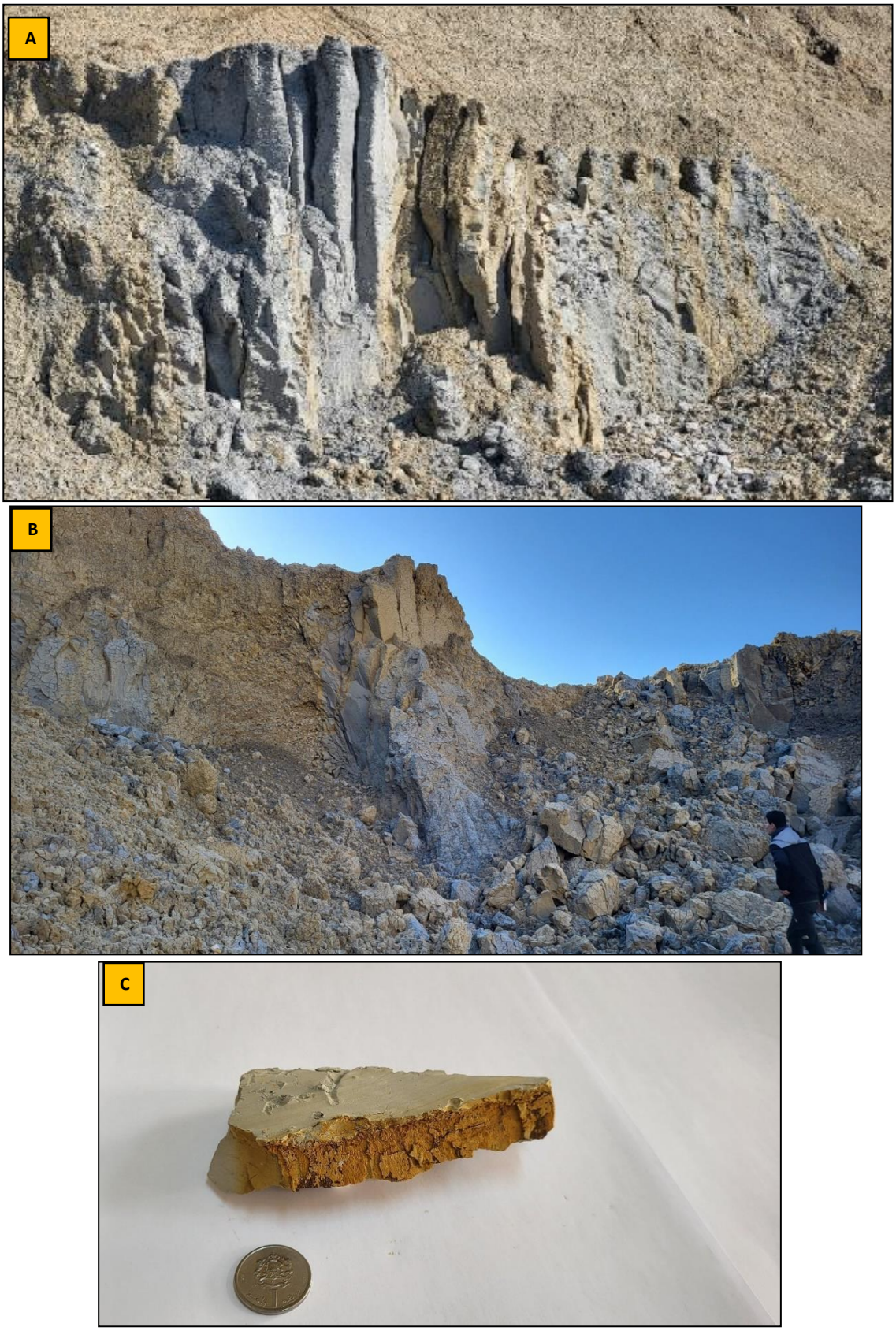


Fig. 49 : Fractures (A) et zone de failles broyées (B) montrant le changement de la coloration dû aux infiltrations des eaux de pluies. (C) : détail d'échantillon pris au niveau d'une fracture

En termes de faciès, le site de Benjalik permet d'identifier trois niveaux avec des faciès différents. Il s'agit bien d'une intercalation de niveaux argileux, argilo-sableux et sable (**Fig.50**). En effet, outre que l'altération de la roche mère (argilites), la nature argilo-sableuse du substratum augmente la perméabilité du matériau et par conséquence la possibilité d'infiltration des liquides en général, et les lixiviats dans le cas de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed



Fig. 50 : Exemple de niveau sableux dans les argilites miocènes

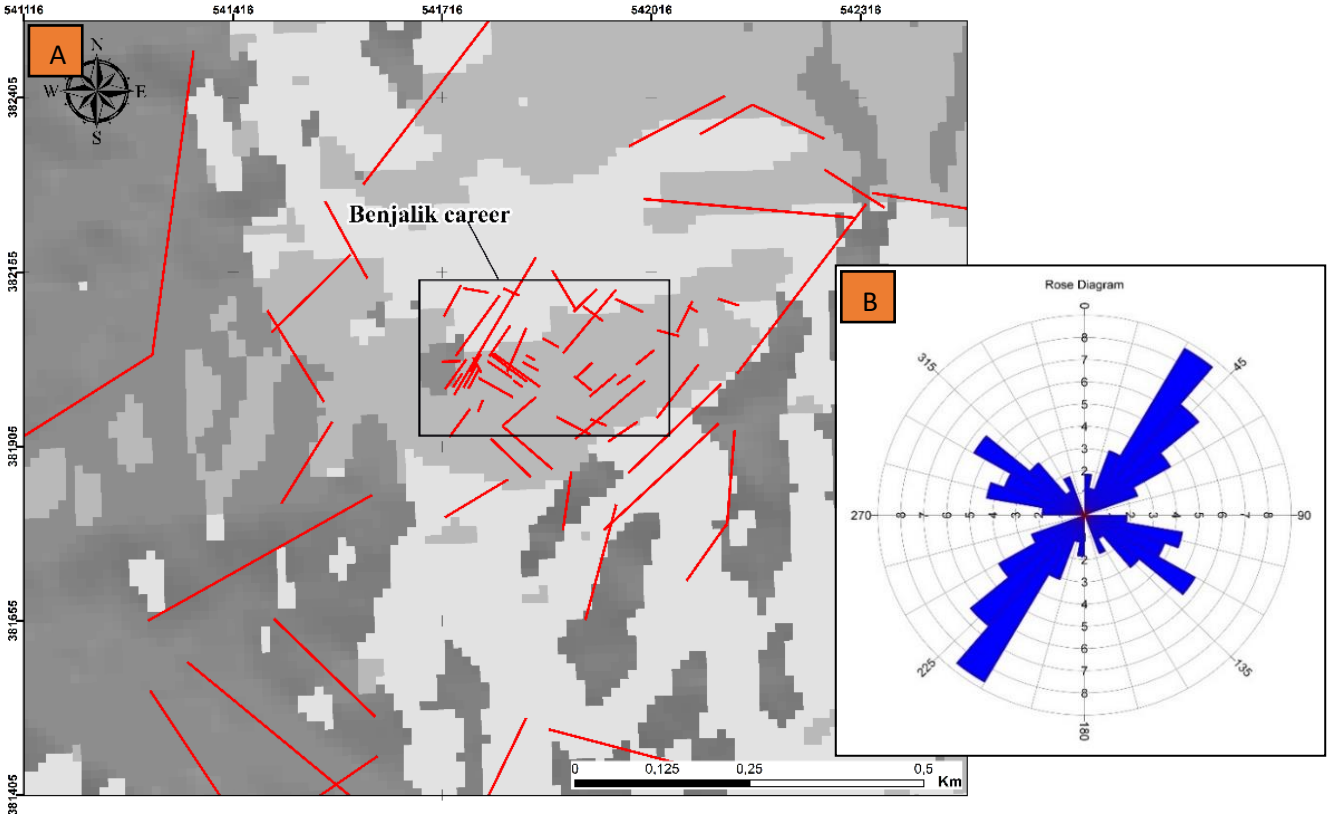


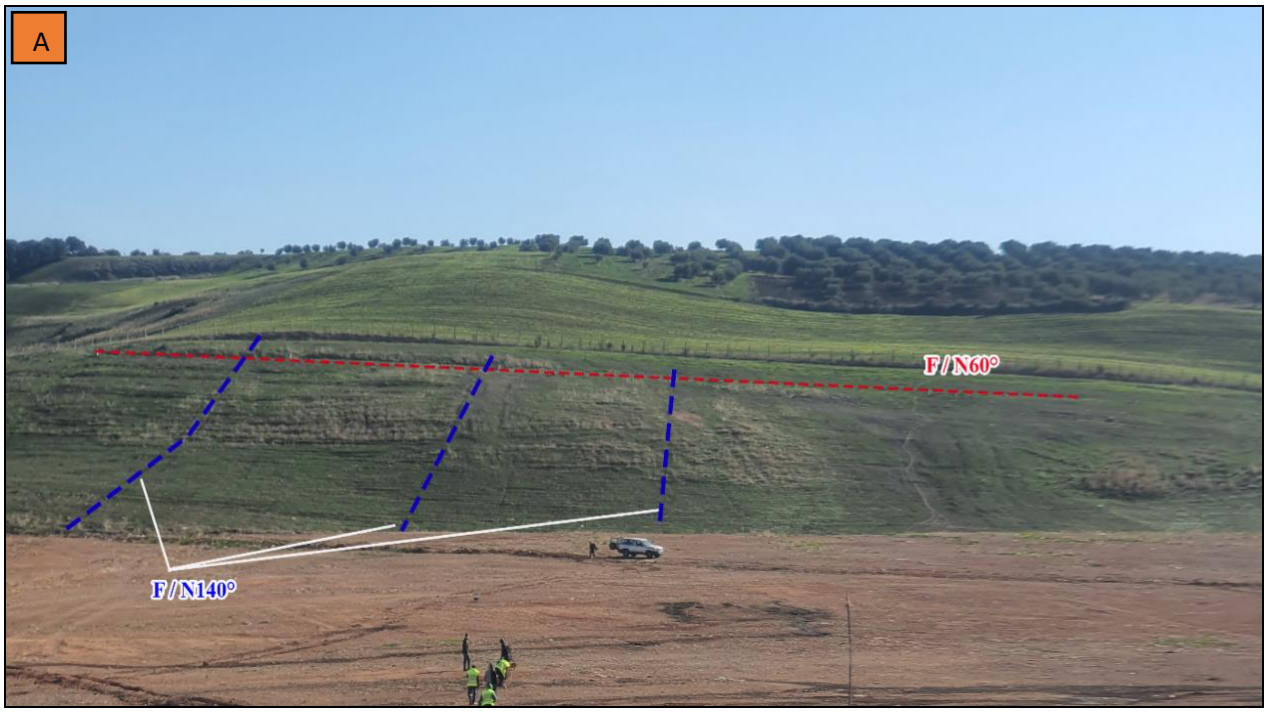
Fig. 51 : Carte de linéament (A) avec rosace de directions (B) du site de la carrière Benjalik (situation, Fig. 40)

3.1.3 Site de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed

L'investigation du site de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed est réalisée sur la base non seulement des prérequis de l'ensemble du bassin mais aussi des conclusions déduites à partir des deux autres sites étudiés préalablement (Sidi Hrazem et Benjalik).

Faute des aménagements réalisés au niveau de la décharge ainsi que l'exploitation du talweg pour la mise en décharge, la prospection du site s'est avérée plus difficile que les autres sites. Le terrassement et le compactage des argilites réalisés périodiquement dans le cadre du cahier de charge engageant la société chargée de la gestion de la décharge, ne permettent pas de visualiser clairement les empreintes tectoniques existantes. Cependant, la quête a concerné les zones de faiblesses comme les talwegs, les zones d'effondrement et les talus des talwegs.

La combinaison de l'extraction automatique des linéaments et de l'identification des failles et fractures sur le terrain a permis de soulever la même tendance de direction soulignée dans tout le bassin. En effet, l'emplacement de la décharge représente une zone d'intersection entre deux couloirs, le premier est dominé par les failles de direction NE-SW (N40°-N60°) et le second majoritairement façonné par les failles de direction N140°. Au sein même de la décharge, plusieurs fractures corrélant avec les directions majeures ont été identifiées (**Fig. 52 et 53**).



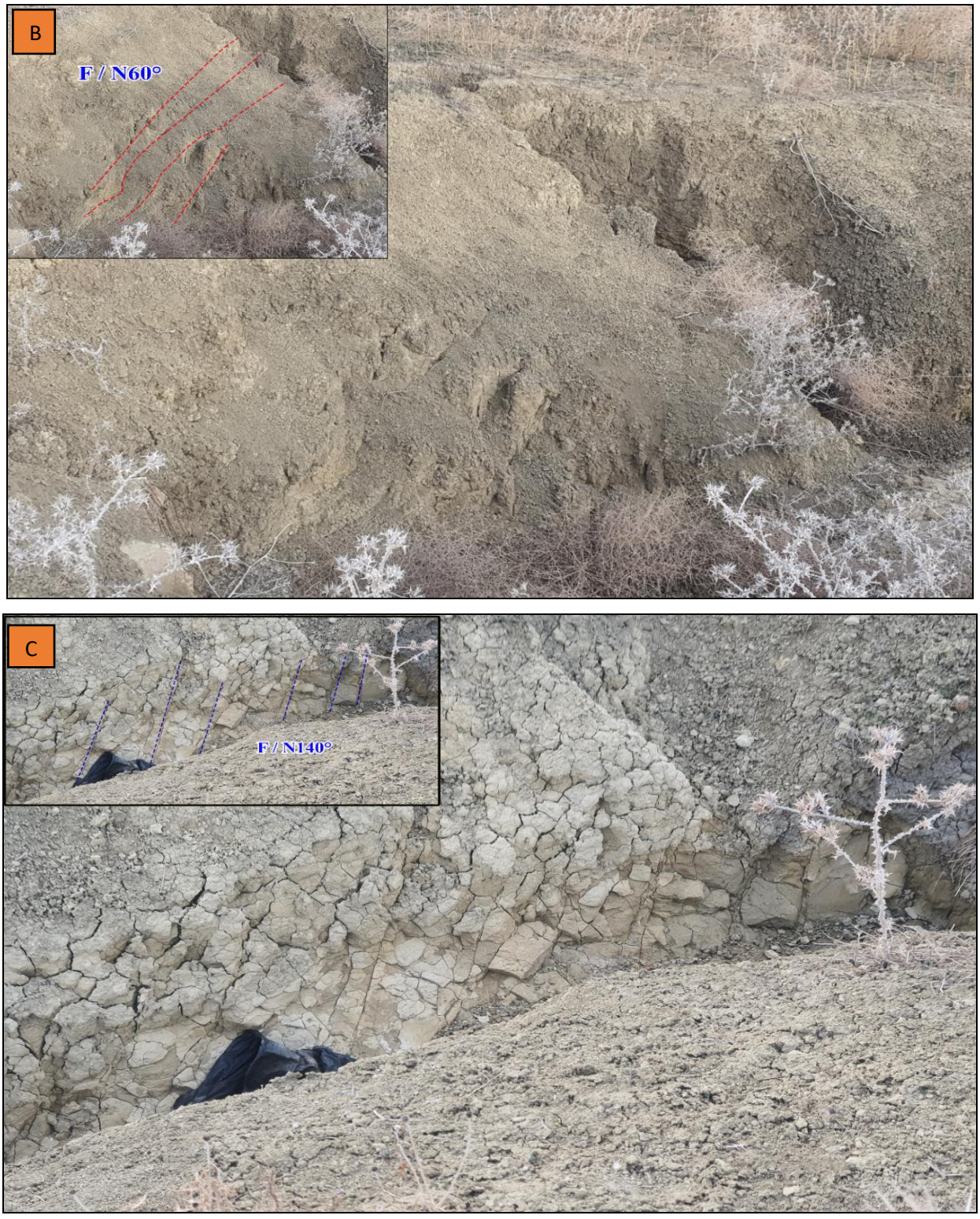


Fig. 52 : Failles et fractures associés au niveau du site de la décharge Ouled M'hmed

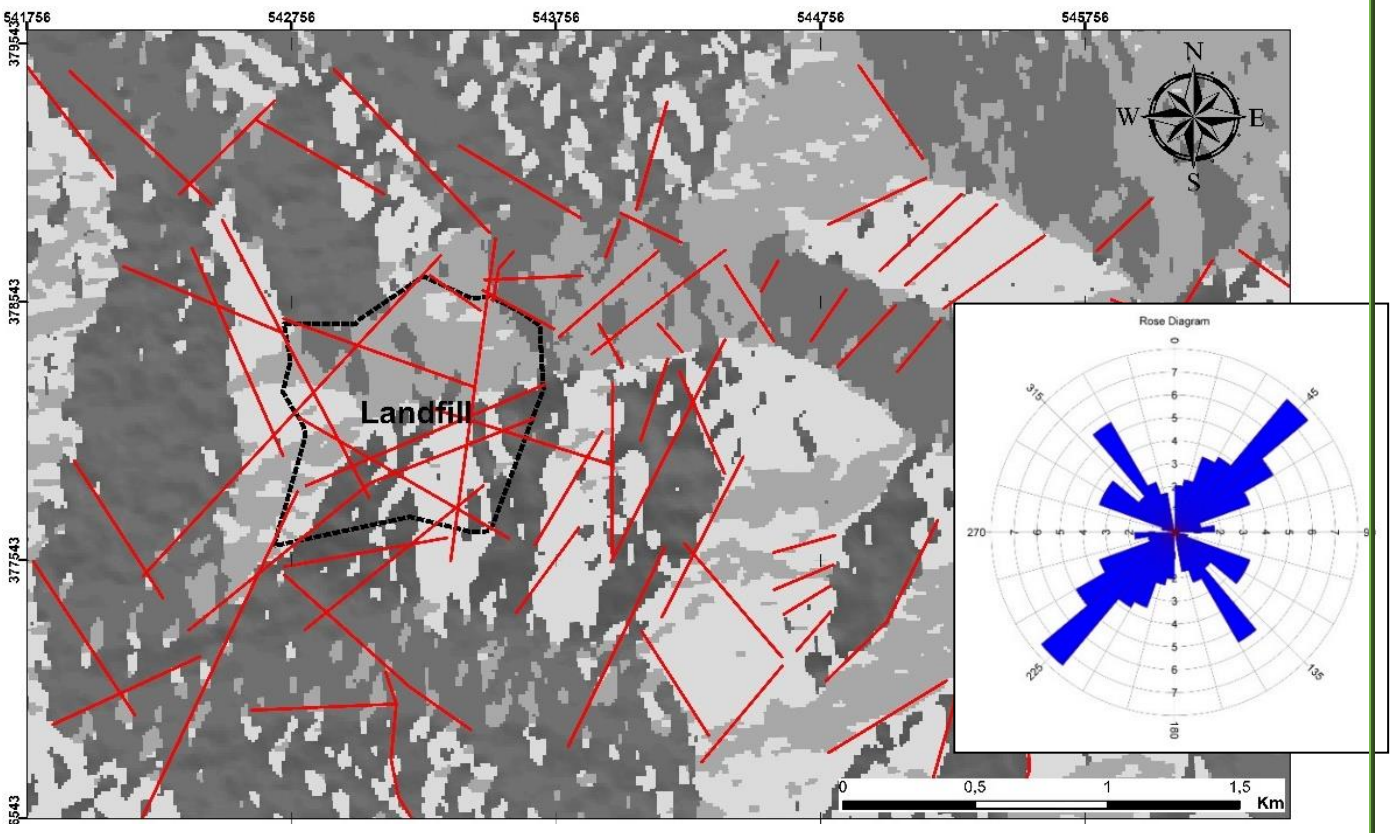


Fig. 53 : La zone de la décharge, A : carte de linéaments, B : rosace de direction (situation, Fig. 41)

En conclusion de l'analyse structurale, la famille de failles la plus représentée est celle de direction N40° à N60°, suivie de la famille des failles de direction N140°, bien que d'autres directions puissent être rencontrées.

Le site de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed pas loin des autres sites étudiés, est aussi le siège d'une activité tectonique manifestée par de nombreuses failles et fractures dont les directions dominantes sont N40°-60° et N160° les deux directions se manifestent géomorphologiquement par deux couloirs sous forme de V dont la pointe correspond à la décharge proprement dite.

La mise en œuvre des travaux précédents (Morel 1989 ; Ait Brahim et al.1989 ; Zizi 1996 ; Bargach et al.2004, Sani et al.2007 ; Chalouan et al. 2014 ; Dauteuil 2016), de la géomatique est de la prospection directe sur le terrain, principalement des trois sites bien choisis, pour déterminer les enjeux tectoniques a permis de bien comprendre que les argilites bleues du Miocène ne sont pas généralement horizontales et sont affectées des failles dont les directions et les jeux différents d'un site à l'autre. La présence de failles inverses et normales associées à une fracturation intense témoigne d'une activité tectonique intense. Les directions

de failles sont multiples et dominées par les directions N30°, N40°-60°, N60°, N120° et N140°.

Le changement de faciès des argilites au niveau des failles et des fractures est le témoin des altérations dûes à l'effet des circulations des eaux dans ces espaces considérés comme zones de faiblesses.

Au niveau de la décharge, les eaux de pluies accompagnées d'une grande quantité de lixiviat ne peuvent que suivre les zones de faiblesse pour circuler en profondeur dans les argilites et par venir à atteindre les eaux de la nappe phréatique, sachant que la décharge à une forme de cuvette favorisant l'accumulation des eaux de pluies et des lixiviats.

3.2 Etude géophysique (tomographie électrique)

D'après l'étude structurale, le substrat formé d'argilites miocènes présente une susceptibilité vis-à-vis des infiltrations des eaux en profondeur via les zones fragilisées par les failles et les fractures, marquées souvent par une coloration jaune- brunâtre et précipitation de gypse et de la pyrite. Il reste à savoir si le substrat formé d'argilites miocènes de la décharge n'échappe pas à cette qualité, vue que l'installation au départ de la décharge a nécessité le compactage du substrat, étant une barrière naturelle bloquant toute sorte d'infiltration.

Pour en être sûr, il était souhaitable de faire appel à l'étude géophysique actuellement comme par la tomographie électrique.

A cet effet, quatre profils parallèle orientés N-S sont réalisés à travers la décharge (**Fig. 54 a et b**) et trois autres profils utilisés comme références (témoins) non loin de la décharge (**Fig. 55**)

Les valeurs de résistivité électrique, en Ω.m, sont associées à une échelle de couleur pour faciliter la visualisation de leur distribution. Les couches bleu foncé/bleu clair (< 4 Ω.m) correspondent à des zones conductrices tandis que les zones rouge-marron indiquent des zones peu conductrices (> 15 Ω.m).

D'un autre coté trois profils témoins réalisés en dehors de la décharge sont représentés dans la figure 56. Ces profils servent comme référence de l'état naturel saine du site de la décharge.

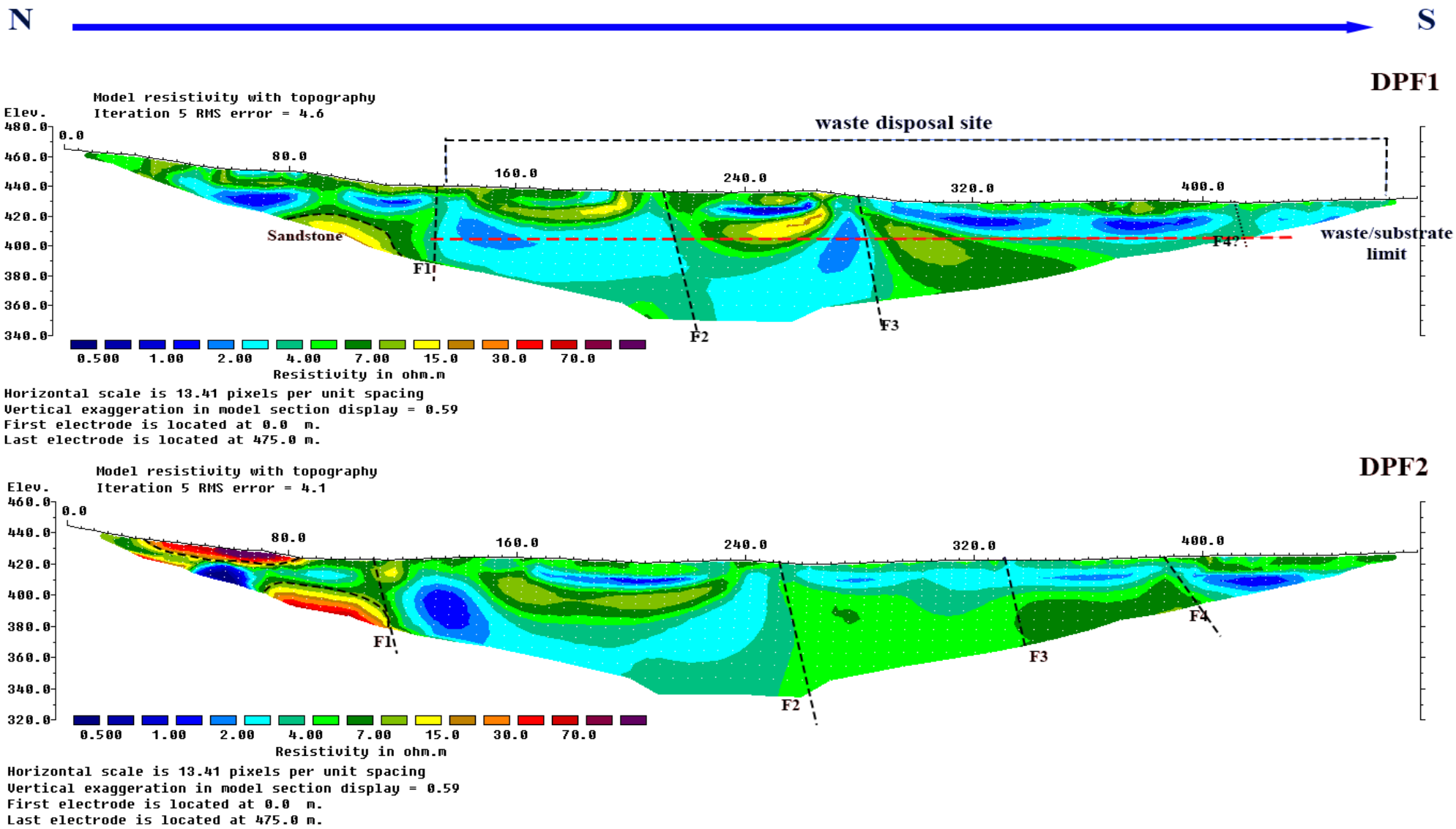


Fig. 19 : (a) : Profils tomographiques DPF1 et DPF2 réalisés à travers la décharge d'Ouled M'hmed

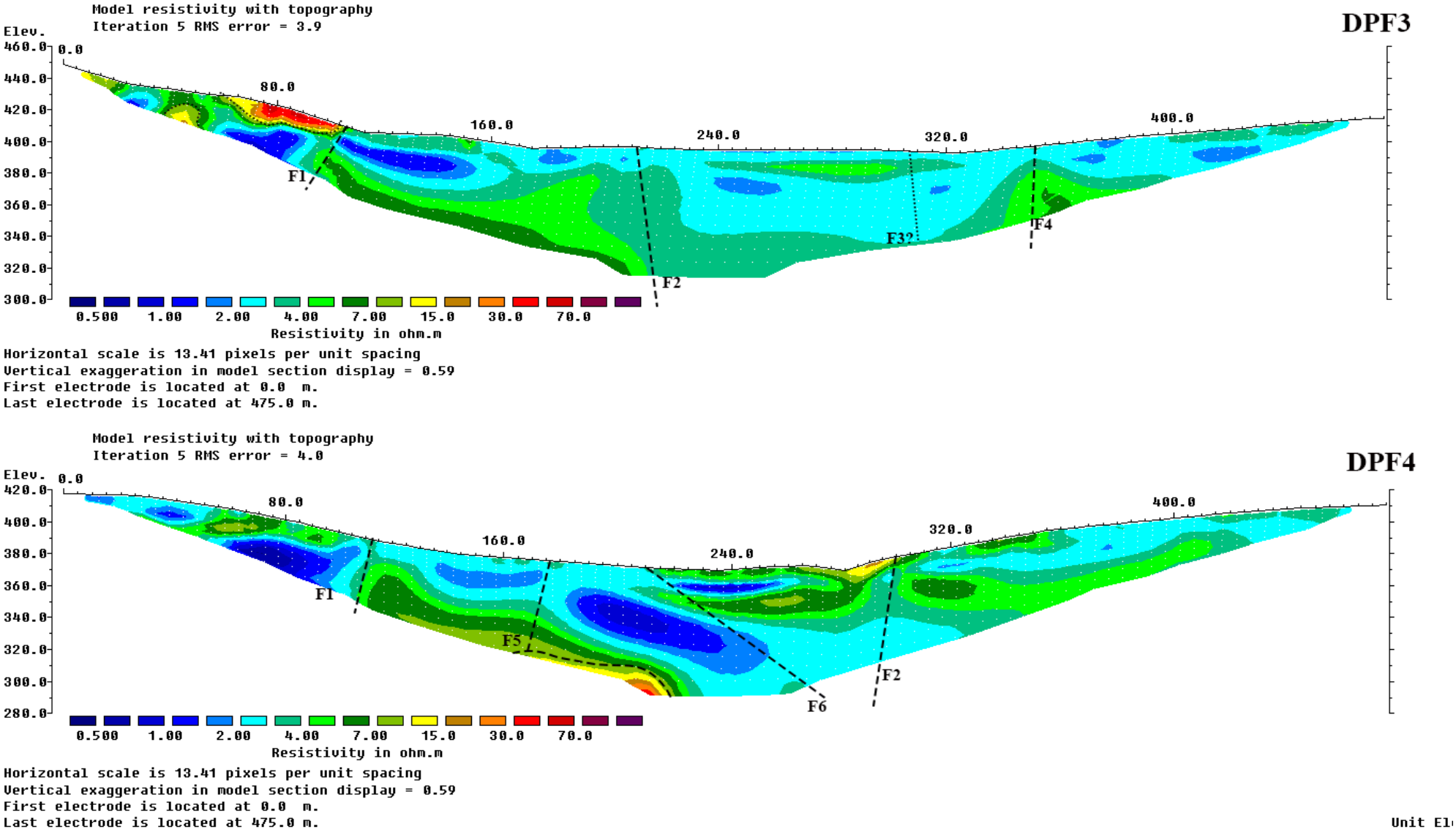
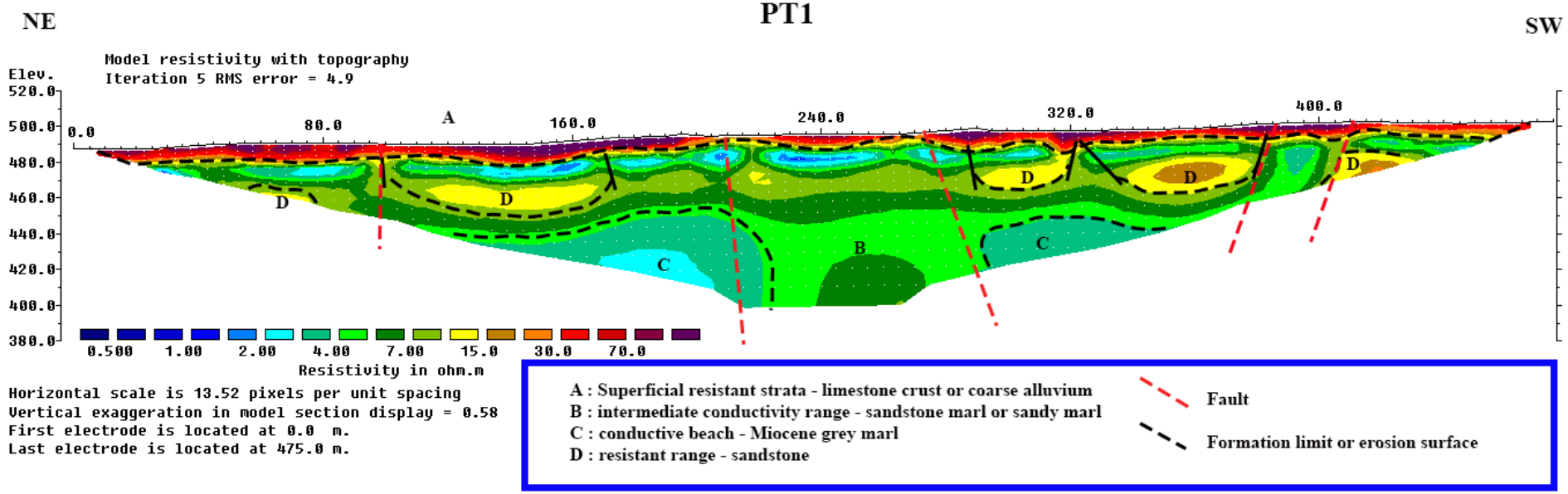
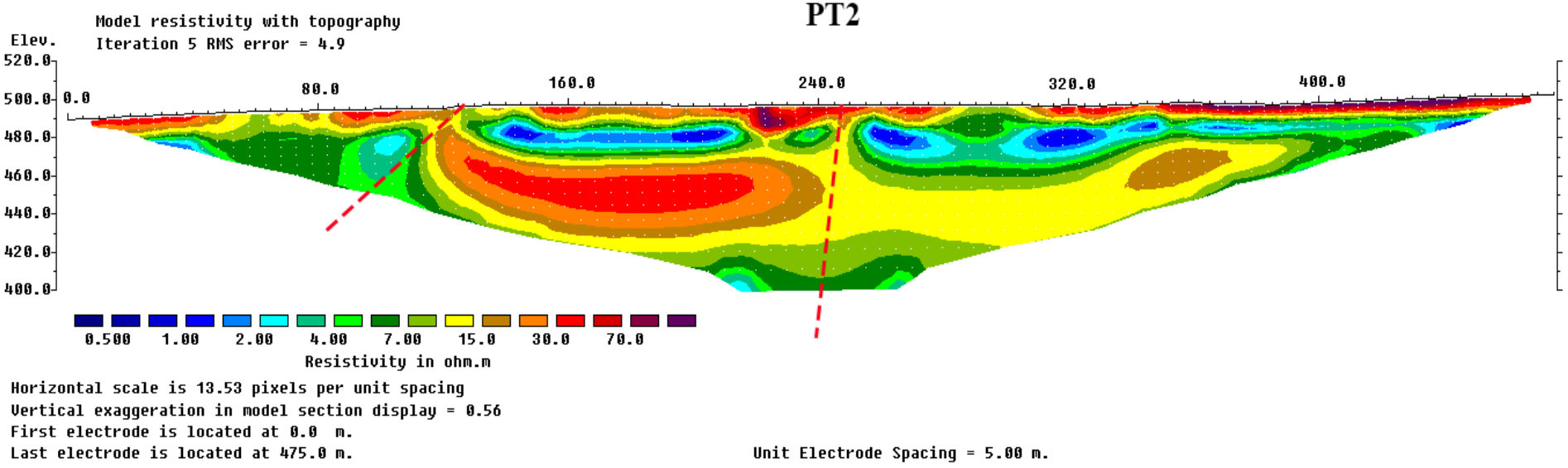


Fig. 54 (b) : Profils tomographiques DPF3 et DPF4 réalisés à travers la décharge d'Ouled M'hmed

PT1


NE
SW
Model resistivity with topography
Iteration 5 RMS error = 4.9
Elev.
520.0
500.0
480.0
460.0
440.0
420.0
400.0
380.0
0.0
80.0
160.0
240.0
320.0
400.0
A
B
C
D
0.500
1.00
2.00
4.00
7.00
15.0
30.0
70.0
Resistivity in ohm.m
Horizontal scale is 13.52 pixels per unit spacing
Vertical exaggeration in model section display = 0.58
First electrode is located at 0.0 m.
Last electrode is located at 475.0 m.
A : Superficial resistant strata - limestone crust or coarse alluvium
B : intermediate conductivity range - sandstone marl or sandy marl
C : conductive beach - Miocene grey marl
D : resistant range - sandstone
Fault
Formation limit or erosion surface

PT2


Model resistivity with topography
Iteration 5 RMS error = 4.9
Elev.
520.0
500.0
480.0
460.0
440.0
420.0
400.0
0.0
80.0
160.0
240.0
320.0
400.0
0.500
1.00
2.00
4.00
7.00
15.0
30.0
70.0
Resistivity in ohm.m
Horizontal scale is 13.53 pixels per unit spacing
Vertical exaggeration in model section display = 0.56
First electrode is located at 0.0 m.
Last electrode is located at 475.0 m.
Unit Electrode Spacing = 5.00 m.

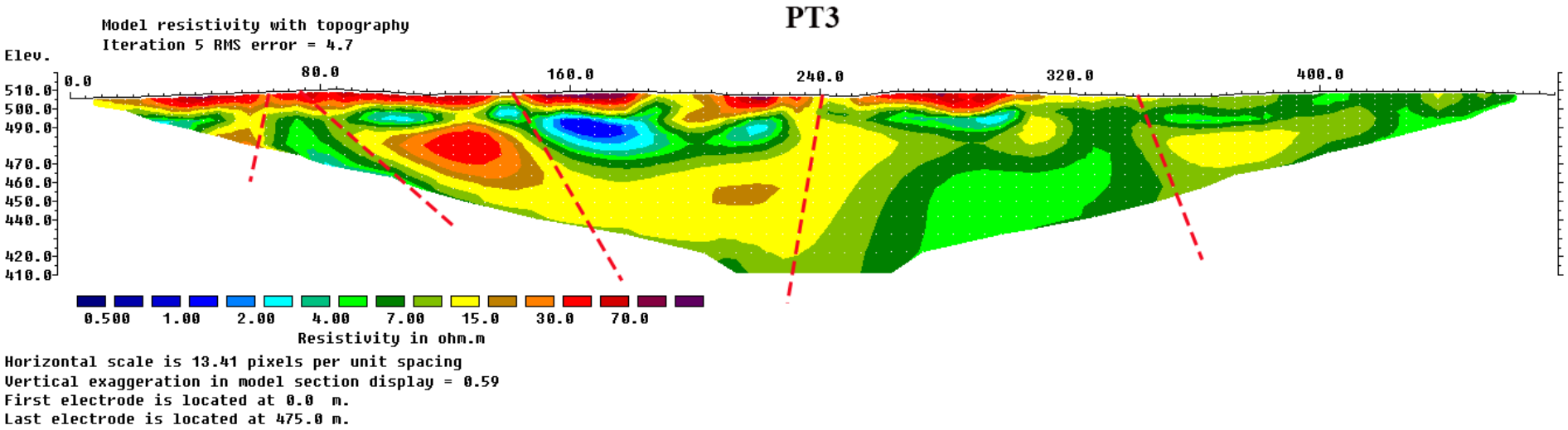


Fig. 55 : Profils tomographiques PT1, PT2 et PT3 (profils témoins)

D'une manière générale, les zones peu résistives ou conductrices, représentées par les couleurs bleu foncé sont considérées comme des fluides et/ou des zones humides, comme des déchets humides, lixiviats ou eaux souterraines.

La comparaison entre les profils tomographiques réalisés au sein de la décharge (DPF1, DPF2, DPF3 et DPF4) (**Fig.54**) et profils témoins (PT1, PT2 et PT3) (**Fig. 55**) montre une différence considérable dans les valeurs de la conductivité électrique. Selon les profils témoins, la résistivité des argilites saines se trouve dans une fourchette de conductivité électrique de 4 à 7 Ω·m. De ce fait, l'augmentation de la conductivité du sous-sol au niveau de la décharge résulte d'humidité au sein du substrat par infiltration du lixiviat et les eaux de pluies via les failles existantes en dessous des déchets.

Concernant la structure de la décharge, à l'aide du profil DPF1 une limite est bien nette entre les déchets et le substratum sur lequel sont déposés (ligne rouge), cette interface se situe à une profondeur de 30- 40 m, ce qui correspond bien à la hauteur des déchets.

Si on opte pour un substrat uniforme et de même nature, les quatre profils tomographiques montrent en général une conductivité forte. Cette propriété laisse supposer que ce contraste dans l'humidité est le fait de ségrégation du substrat en compartiments par les failles. Ces compartiments sont séparés les uns des autres, par des discontinuités correspondantes à des failles (F1, F2, F3, F4, F5 et F6).

Sur DPF1 trois discontinuités électriques apparaissent clairement pour indiquer l'existence des zones de faiblesses correspondant à des failles et des fractures ; cependant, au niveau de F4, l'anomalie électrique n'est pas très claire alors que l'existence d'une faille au Sud de la décharge (F4) n'est confirmée qu'à partir de DPF2 et DPF3. En outre les failles F3 et F4 disparaissent sur le DPF4, faute de décalage du profil par rapport aux trois autres profils tomographiques. Il est important de souligner la présence d'une formation très résistante qui correspond à des grès sur le flanc nord de la décharge.

Selon les profils tomographiques, plusieurs zones d'infiltrations verticales sont nettement discernables depuis la surface. En effet, le DPF1, le DPF2 et le DPF3 soulèvent la présence de deux zones d'infiltration verticales et une troisième zone horizontale du Nord vers le Sud. Sur ses trois premiers profils, on constate une de sorte mobilisation de la conductivité du nord de la décharge vers le sud, cette mobilisation devient de plus en plus apparente en allant du DPF1 vers DPF4. Cette connexion est parfaitement claire sur DPF4 orienté par le jeu des failles. DPF4, souligne la présence d'une nouvelle zone d'infiltration

dont l'alimentation se fait depuis le Sud de la décharge en direction du Nord (en direction du centre de la décharge).

La décharge contrôlée de la ville de Fès, s'est installée dans une zone accidentée. Les profils tomographiques ainsi que l'étude structurale réalisée dans la zone prouvent l'existence de plusieurs failles qui traversent le dépotoir des déchets et touchent les bassins de stockage. L'analyse des profils tomographiques en correspondance avec la connaissance du site de la décharge permet de supposer 3 sources de contamination apparentes. La première source de contamination est le dépotoir des déchets, à ce niveau les lixiviats des déchets ménagers sont produits et distribués suivant les plans de failles F2 et F3.

Au Nord de la décharge, une zone de conductivité élevée est rencontrée à 80 m du profil, cette zone devient de plus en plus apparente en allant de DPF1 à DPF4. En plus, DPF3 et DPF4 montrent clairement la mobilisation de cette contamination et sa connexion avec le panaché issu des autres points d'infiltration. Cette zone de contamination correspond probablement à une infiltration provenant du dépotoir et du bassin des déchets des tanneries qui se trouve à une altitude topographique plus élevé par rapport aux autres bassins (**Fig. 42**).

La dernière source de contamination se trouve au Sud de la décharge, où existait le dépotoir des déchets de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Fès. Ces déchets sont déposés sur un talus, provoquant ainsi à plusieurs reprises des glissements de terrain. La contribution de ce dépotoir apparait au niveau des profils DPF4, où le panaché mobilisé du S vers le centre de la décharge.

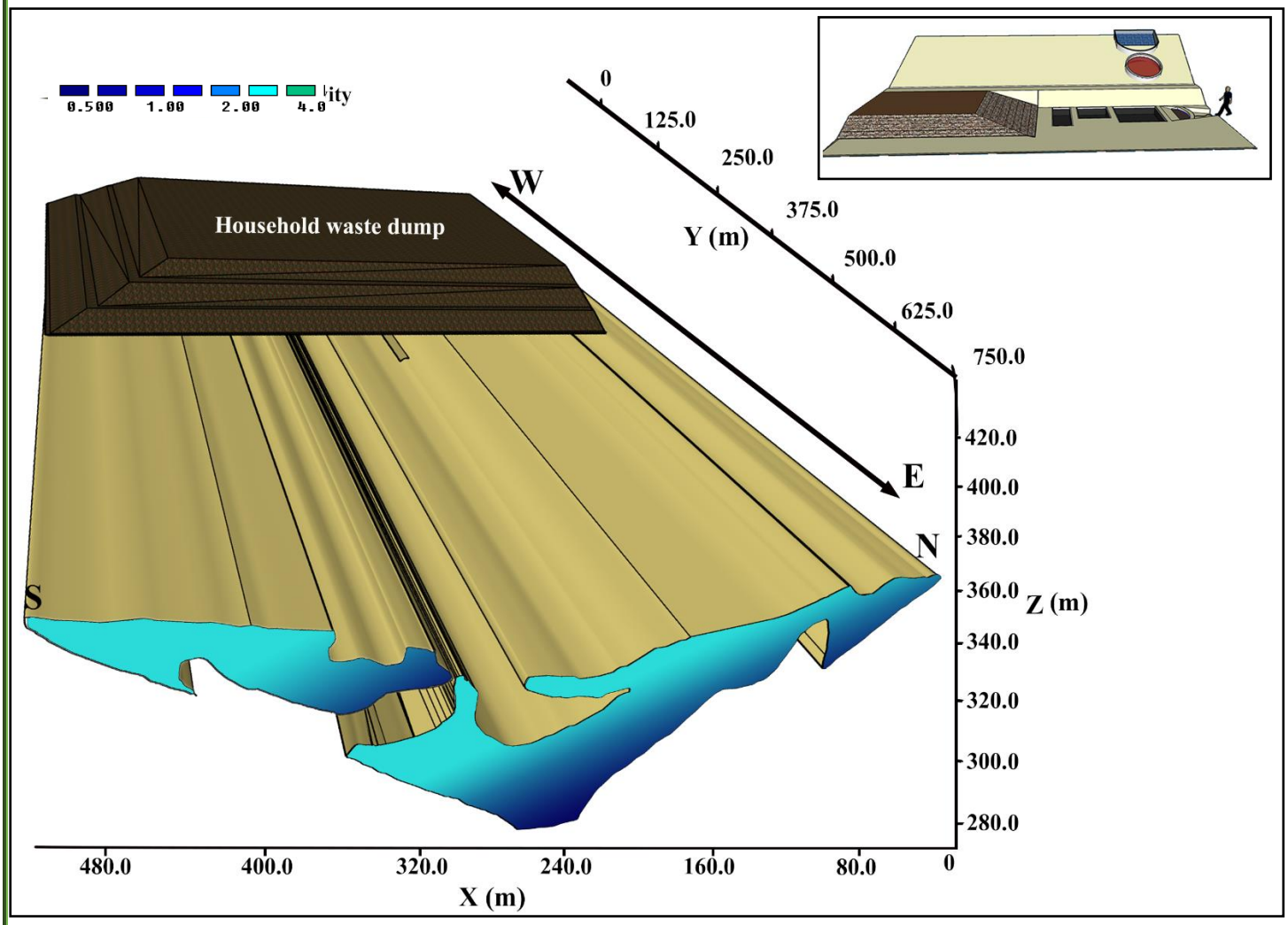


Fig. 56 : Illustration en 3D du panaché de lixiviat

Grâce à l'acquisition des données des quatre profils, qu'un bloc diagramme en 3D a été établi (**Fig. 56**), dont les isovaleurs de résistivités sont inférieures à 4 Ω.m. Cette imagerie souterraine permet de visualiser clairement un panache dont la continuité présente des résistivités inférieures à 4 Ω.m, ce qui équivaut à un fluide dont la conductivité électrique (CE) est supérieure à 3 334 $\mu S.cm^{-1}$. Les zones de cumulation des lixiviats atteignent des valeurs de conductivité de 20 $mS.cm^{-1}$. Selon le diagramme en 3D et les profils tomographiques permettent de visualiser nettement un panache partant en dessous de la décharge et se dirigeant vers l'Est. Les conductivités électriques calculées indiquent que les zones d'infiltration et le panache sont constituées de fluides riches en éléments ionisés pouvant s'apparenter à des lixiviats dilués. La distribution de ce panache dans cette aire n'est pas uniforme et elle suit les compartiments crées par les réseaux de failles et de fractures dont l'orientation et le pendage varient.

Conclusion

Le projet de la décharge sans doute a pris en considération le matériel géologique argileux reconnu imperméable dans sa globalité. Cependant, plusieurs risques de contamination ou de pollution n'étaient pas pris en compte, notamment les infiltrations aux sous-sols le long des fractures, des failles et /ou des fissures dues aux rétractions/gonflements des minéraux argileux du substratum. De là, les principales ressources en eaux en profondeur et/ou en surface, ne sont pas à l'abri d'une éventuelle contamination par les éléments chimiques contenus dans les lixiviats. Sans doute ces derniers polluent tout leur environnement (sol, flore, faune, eau, air).

La mise en évidence des infiltrations des lixiviats à travers le substrat argileux a demandé des démarches de diverses disciplines invoquant l'esprit d'invention et de savoir poser la problématique. De ce fait, l'étude structurale d'une bonne partie de la Plaine de Saiss a permis d'identifier l'existence de réseaux de failles généralement de direction NE-SW et NW-SE. En plus des failles majeures soulevées, une fracturation intense des argilites est nettement remarquable dans l'ensemble de la région. L'étude a permis aussi de savoir l'impact des infiltration des eaux de pluies sur le substratum argileux se manifestant sous forme de changement dans la composition géochimique et lithologique. A la base de ces constats, l'infiltration des eaux de pluies et/ou de lixiviats est accentuée, justifiant ainsi, l'importance de la problématique de départ qui met en question la perméabilité du substrat argileux sur lequel la décharge est installée.

L'utilisation de la tomographie électrique pour prospecter la décharge s'est avérée très efficace pour déterminer la structure interne du massif de déchets, milieu poreux et hétérogène, de la décharge facilement identifiée. De plus, cette méthode d'investigation a permis de visualiser les flux et la saturation des déchets sans recourir à des techniques destructives, ainsi que la présence d'infiltrations de lixiviats dans le substratum. Les anomalies de faible résistivité qui se situent sous la base de la décharge indiquent la présence d'un panache de lixiviats qui migre dans le substratum à travers les failles et les

fractures. L'étendue probable de ce panache, déduite des résultats obtenus, est clairement représentée (en bleu) avec un sens d'écoulement vers le l'Est.

Du point de vue structurale, la tomographie électrique a révélé un substratum très faillé parcouru par des infiltrations de lixiviat. Ces failles fonctionnent comme des couloirs de faiblesse où circule facilement le lixiviat, ce qui pourrait avoir des conséquences néfastes sur l'environnement local et la santé publique.

En définitive, la combinaison de l'étude structurale et la tomographie électrique est un outil très fiable pour comprendre la réponse du milieu naturel en général et le sous-sol en particulier, envers la mise en place de tout projet susceptible de porter atteinte à l'environnement.

Chapitre V

Quantification des infiltrations par bilan hydrique

Introduction 147

1. Matériels et méthodes 149

1.1 Présentation de l'unité hydrologique considérée 150

1.2 Données disponibles : précipitations, températures, débit de lixiviat et ETP ... 150

1.3 Evaluation des données non disponibles 150

1.3.1 Détermination de la teneur en eau 151

1.3.2 Détermination de la porosité efficace : Tests de percolation 154

1.3.3 Détermination des variations du stock d'eau 157

1.3.4 Détermination de la réserve facilement utilisable (RFU) 160

1.3.5 Estimation de la pluie efficace 161

2. Résultats et discussion 162

2.1 Bilan hydrique 162

2.2 Relation entre pluie efficace et débits, et dynamique de recharge et de décharge 164

2.3 Résultats des calculs du bilan hydrique 165

Conclusion 167

Introduction

Le bilan hydrique est utilisé pour évaluer le flux d'eau entrant et sortant d'un système. Il est souvent utilisé pour déterminer l'effet des précipitations, de l'évapotranspiration et de la recharge des nappes souterraines sur les réserves en eau disponibles. Le bilan hydrique est généralement calculé sur une période donnée, comme une année ou une saison, et peut être effectué à l'échelle d'un bassin hydrographique, d'un sol ou d'une culture. Il permet de comprendre le comportement de l'eau dans un système donné, ce qui est particulièrement important dans le cas d'une installation de stockage de déchets (ISD).

En effet, dans une ISD, le calcul du bilan hydrique permettra de s'assurer que la quantité d'eau entrant dans le système est égale à la quantité d'eau sortant du système ou non. Si le système présente des fuites, le bilan permet de quantifier ces fuites et d'estimer leur impact sur l'environnement. Dans le cas présent, les résultats des campagnes de géophysique ont permis de mieux comprendre la structure géologique du site et d'identifier les zones à risque de fuites. Le calcul du bilan hydrique permet ensuite de quantifier les infiltrations issues de la décharge, en prenant en compte les précipitations, l'évapotranspiration, les pertes par infiltration, les débits de drainage etc…En somme, le calcul du bilan hydrique est un outil précieux pour évaluer la gestion de l'eau dans une ISD et pour s'assurer de son bon fonctionnement. Il permet également de quantifier les impacts environnementaux potentiels et de prendre les mesures nécessaires pour les minimiser.

Au cours des dernières décennies, plusieurs modèles de calcul ont été élaborés pour estimer la production de lixiviats, tels que WBM (Fenn, 1975), HSSWDS (Perrier, 1981), LSM (Meeks, 1989), HELP (Peyton, 1988; Schroeder, 1994), FILL (Khanbilvardi, 1995), MODUELO 1 (Lobo. A., 2002a) et MODUELO 2 (Lobo, 2002b). De plus, de nombreuses recherches se concentrent sur les simulations de circulation au sein des déchets (Rosqvist H. B.-E., 1997; Capelo, 2007)

La difficulté de cette tâche découle de la spécificité de chaque emplacement, de l'identification des facteurs requis pour effectuer les calculs, de la composition, de la qualité et de la disposition des déchets, ainsi que de tous les phénomènes liés à la biodégradation, aux processus biochimiques et aux flux environnant

Différents modèles, qui varient en termes de précision et de complexité technique, sont disponibles pour répondre à notre question sur la quantification des fuites observées. Leur utilisation implique la prise en compte de divers paramètres et données. Parfois, les modèles proposés pour évaluer l'impact environnemental des décharges sont simples, tels que le modèle ANRED (1986) qui prend en compte la pluie et la surface de l'ISD. Cependant, d'autres modèles plus complexes peuvent être utilisés pour obtenir des résultats plus précis en utilisant des données météorologiques, des mesures précises de la pluie, de l'évapotranspiration réelle, des ruissellements, des infiltrations, de la géométrie de l'ISD et de la nature du substratum, ainsi que des données sur les déchets eux-mêmes. Ces modèles plus complexes comprennent HELP, MODUELO 1 et 2, et peuvent nécessiter des compétences spécialisées et l'acquisition de logiciels.

1. Matériels et méthodes

Lorsqu'il pleut, une partie de l'eau météorique qui tombe au sol s'infiltre dans les déchets. Cette eau circule ensuite dans les déchets et peut soit être collectée, soit s'infiltrer dans le substratum. Le principe de base est de considérer la masse des déchets comme une entité indépendante qui peut recevoir de l'eau (apports extérieurs : entrées) ou en perdre (sorties). À partir de cette approche, il est possible de créer une équation de bilan hydrique générale qui peut être adaptée en fonction des caractéristiques du site, telles que la présence ou non d'une géomembrane, d'un couvert végétal ou de ruissellements.

$$I = P – ETR – Vl + \Delta S +- R$$

Où

- I correspond aux infiltrations ou pertes
- P sont les précipitations
- ETR est l’évapotranspiration réelle
- Vl correspond à la quantité de lixiviats récupérés aux collecteurs (Volume lixiviats)
- Δ S est la variation du stock de lixiviats au sein des déchets, prenant en compte l’eau libérée ou absorbée par les déchets
- R est le bilan des ruissellements (écoulements de surface

1.1 Présentation de l'unité hydrologique considérée

Le dépotoir des déchets est une montagne de déchets située en partie sommitale. Elle est recouverte sur sa partie haute centrale et ces flancs latéraux d'un couvert végétal de type broussailles/ronciers reposant sur une épaisseur de 80 cm de terre végétale. Le dépotoir se trouve en contact direct avec le substratum argileux.

1.2 Données disponibles : précipitations, températures, débit de lixiviat et ETP

Les données journalières de la pluie et de la température entre janvier 2020 et mars 2021 (soit 15 mois) ont été obtenues grâce à la station météorologique N°545, qui se trouve à environ 10 kilomètres à l'Ouest de la décharge.

L'évapotranspiration potentielle (ETP), qui est la quantité maximale d'eau susceptible d'être émise dans l'atmosphère par évaporation et transpiration, est calculée à partir de la température de l'air pendant la période considérée. Par ailleurs, des mesures manuelles de débit ont été réalisées quotidiennement sur une période similaire dans le collecteur principal drainant les lixiviats vers les bassins de stockage. Chaque mesure a été convertie en volume équivalent par unité de temps (m^3/j).

1.3 Evaluation des données non disponibles

Les réserves d'eau stockées dans l'aquifère des déchets sont déterminés par les caractéristiques intrinsèques de cet environnement particulier. L'état hydrique w, la capacité de rétention, la porosité efficace et la réserve facilement utilisable RFU sont des paramètres clés qui jouent un rôle majeur dans l'estimation des variations de stock d'eau au fil du temps.

L'état hydrique w fait référence à la quantité d'eau contenue dans l'aquifère, qui peut varier en fonction de plusieurs facteurs, telles que la recharge d'eau de surface et la quantité d'eau extraite de l'aquifère. La capacité de rétention, quant à elle, est la quantité maximale d'eau que l'aquifère peut retenir à un moment donné.

La porosité efficace n'est pas un paramètre important pour comprendre la quantité d'eau qui peut être stockée dans l'aquifère des déchets. Elle mesure la proportion d'espace poreux dans l'aquifère qui peut contenir de l'eau. Plus la porosité efficace est élevée, plus l'aquifère peut stocker d'eau.

Enfin, la réserve facilement utilisable RFU représente la quantité d'eau qui peut être extraite de l'aquifère sans altérer significativement la qualité de l'eau restante. Cette réserve est importante à prendre en compte pour une utilisation durable de l'aquifère.

En somme, l'ensemble de ces paramètres interdépendants doit être pris en compte pour estimer les variations de stock d'eau dans l'aquifère des déchets. La compréhension approfondie de ces paramètres peut aider à optimiser l'utilisation de l'eau stockée dans l'aquifère des déchets tout en préservant sa durabilité et sa qualité.

Des analyses en laboratoire ont été réalisées pour évaluer certains de ces paramètres.

1.3.1 Détermination de la teneur en eau

La façon dont la teneur en eau d'un déchet est abordée diffère selon la discipline en question. Pour un physico-chimiste, l'accent est mis sur la quantité d'eau qui pourrait influencer la dégradation du déchet, tandis qu'un géo-mécanicien se concentre plutôt sur l'évolution du poids volumique du matériau. En outre, le premier utilise généralement le terme "humidité" (ou teneur en eau volumique) pour exprimer la quantité d'eau présente dans les déchets, alors que le second préfère utiliser la teneur en eau massique (ou pondérale) du matériau. En pédologie, la teneur en eau d'un sol est définie comme le rapport de la masse d'eau présente entre les éléments solides du sol sur la masse sèche de sol. Cependant, la notion de teneur en eau est plus complexe pour les déchets, car les éléments qui les composent sont variables et souvent contiennent une proportion importante d'eau.

Différentes formes d'eau peuvent être distinguées dans un déchet :

- eau "constitutive" est celle qui est interne aux éléments qui le compose et est incluse dans la mesure du poids volumique solide des constituants du déchet.
- eau de "mouillage" est celle qui remplit les espaces entre les éléments constitutifs du déchet. Cette eau peut être subdivisée en trois sous-catégories : l'eau adsorbée qui se trouve sous forme de fines pellicules à la surface des constituants, l'eau capillaire qui est répartie dans les micro-pores (en particulier aux points de contact entre les particules) et l'eau gravitaire qui est répartie dans les macro-pores. Seule cette dernière peut circuler librement à travers le déchet en régime non saturé.

Selon **Zornberg (1999)**, les deux types d'eau présents dans le matériau déchet permettent de définir trois états distincts :

- état humide, incluant à la fois l'eau constitutive et l'eau de mouillage, au moment du prélèvement de l'échantillon en place.
- état solide, incluant l'eau constitutive, obtenu après séchage à l'air libre (à 20°C pendant 21 jours).
- état sec, sans eau, obtenu après séchage de l'échantillon à l'étuve (à 105°C pendant 24 heures).

En rapport avec les états solide et humide du matériau, F. Olivier (2003) propose jusqu'à neuf expressions différentes de la teneur en eau (%), qui sont exprimées par rapport à la masse de déchet solide (ms), sèche (md) ou humide (mh).

Il y a plusieurs facteurs qui influent sur la teneur en eau du déchet à un moment donné, tels que sa composition initiale, son traitement (tri, broyage), son mode de mise en place (compactage), son niveau de biodégradation, mais aussi l'historique d'exploitation du site (rapport précipitations - évapotranspiration), l'étanchéité de la couverture et le drainage (et la réinjection dans les bioréacteurs) des lixiviats. La présence d'eau est le facteur le plus important des processus biochimiques (Augenstein, 1991; Ehrig, 1991) , et il est bien établi que plus la teneur en eau est élevée, plus la biodégradation est rapide (Leckie, 1979; Rees, 1980a; Halvadakis, 1983; Emberton, 1986; Warith, 2002) et plus la quantité de matière organique produite et de lixiviats est importante (Christensen, 1992; El Fadel H., 2012).

En réalité, c'est l'équilibre entre les trois facteurs clés qui sont le pH, la température et la teneur en eau qui permet d'assurer une dégradation optimale (Finstein, 1993; Adani F. B., 2002; Adani F. T., 2004). Le principe du bioréacteur (Maurer, 1994; Krol, 1994) a été créé pour accélérer les processus de dégradation des déchets en système fermé avec des recirculations de lixiviats. Les conditions d'humidité optimales seraient comprises entre 40 et 70% selon Reinhart and Townsend (1998), tandis que Haug (1993) rapporte que les activités biologiques sont optimales dans les déchets saturés et peuvent cesser complètement en dessous de 20°C. Tchobanoglous et al. (1993) et Cecchi et al. (1993) ont identifié des plages de températures optimales pour les différentes phases de décomposition, à savoir entre 35 et 40°C pour la phase mésophile et entre 50 et 60°C pour la phase thermophile. Cependant, Kasali et al. (1990) ont montré qu'une teneur en eau supérieure à 60% peut déséquilibrer la dynamique de population en faveur des bactéries acidogènes et inhiber ou

bloquer la production de biogaz. Ce scénario est à envisager dans les zones saturées au fond du dépotoir.

La teneur en eau des déchets tend à augmenter en profondeur, mais elle peut varier considérablement à l'échelle des particules, allant de quelques pour cent pour les plastiques et les papiers à plus de 75 % pour les fruits et légumes (Olivier F., 2007). La répartition de l'eau dans les déchets est souvent aléatoire en raison de leur structure hétérogène. Les vides ouverts (ou inter-particulaires) peuvent être presque secs, tandis que les vides fermés (ou intra-particulaires) peuvent rester partiellement ou entièrement saturés. De plus, la zone de séparation entre deux couches de déchets peut avoir une forte porosité, ce qui favorise l'accumulation d'eau (Aguilar-Juarez, 2000).

Le concept de capacité de rétention, introduit par Veihmeyer et Hendrickson en 1931, se réfère à la quantité maximale d'eau que le sol peut retenir à l'équilibre, incluant l'eau capillaire et adsorbée. Les termes "capillaire" et "adsorbée" sont souvent utilisés indifféremment. La capacité de rétention correspond donc à la teneur en eau totale au-delà de laquelle l'eau est évacuée par gravité.

Bien que l'humidité ne soit pas uniforme dans toute la colonne de déchets, les effets de la compression sur les propriétés hydrauliques de rétention n'étaient pas bien compris auparavant (Fungaroli, 1979; Blight, 1992). Des études récentes ont permis de mieux comprendre ce phénomène, montrant que la compaction réduit la teneur en eau, la capacité au champ, la porosité et la conductivité électrique des déchets (Jang, 2002). De plus, la teneur en eau augmente avec la profondeur des déchets tandis que la capacité au champ et la porosité diminuent (Zornberg, 1999). En outre, de nombreuses études ont mis en évidence l'impact de la compression sur la stabilité des masses de déchets (Sowers G.F., 1968; Sowers, 1973; Edil, 1990; Othman, 1995; Olivier F., 2007).

Ces dernières années, des méthodes indirectes modernes ont été développées pour mesurer la teneur en eau des déchets sans les remanier (Yuen, 2001; Li R. &., 2001; Gawande, 2003; Guerin, 2004; Han, 2006; Capelo, 2007).

Des analyses au laboratoire ont été effectuées sur plusieurs échantillons de déchets prélevés à différentes profondeurs pour mesurer la teneur en eau (w) des déchets de la décharge d'Ouled M'hamed (**Tab. 23**).

$$w = (mh - msec) / msec$$

Où :

-w représente la teneur en eau en pourcentage,

-mh représente la masse des déchets humides,

-msec représente la masse des déchets secs. (la masse sans l'eau constituante).

Tab. 23 : Teneur en eau (w) à différentes profondeurs dans les déchets de la décharge d'Ouled M'hamed

Profondeur (m)	m_h	m_{sec}	*w*
1	250	127,8	95,62
2	250	118,87	110,31
3	250	110,25	126,76
4	250	105,07	137,94
	w moy.		117,66
	w min.		95,62
	w max.		137,94

Les teneurs en eau sont comprises entre 95,62 et 137,94 % avec une moyenne de 117,66 %. En effet, il n'y a pas d'évolution notable de la teneur en eau (w) entre la surface et les déchets les plus profonds de l'investigation. Cependant lorsque la littérature rapporte des variations de teneur en eau (w) dans la colonne des déchets, l'évolution est observée sur plusieurs dizaines de mètres ; sachant que Gabr & Valero (1995) ont montré des variations de 30 % en surface et 150 % à 20 m de profondeur, ce qui indique une augmentation de teneur en eau (w) sous le poids de la colonne d'eau, tandis que Coupoulos et al. (1995) ont montré l'inverse, avec des niveaux de 150 % en surface et de 50 % à 30 mètres de profondeur. Selon Zornberg (1999), la compression des déchets entraîne une diminution de la teneur en eau et de la porosité.

1.3.2 Détermination de la porosité efficace : Tests de percolation

En utilisant une pelle mécanique, deux conteneurs de 100 L de déchets ont été remplis. Le volume réel des déchets collectés était légèrement inférieur, compris entre 60 et 70 L. Les déchets sont par la suite déposés sur une bâche en plastique, puis mélangés et

fractionnés pour obtenir deux moitiés homogènes. L'une des moitiés a été placée dans un conteneur et saturée d'eau jusqu'à ce que l'eau atteigne le sommet des déchets (**Fig. 57**). L'autre moitié a été étalée pendant 21 jours dans un endroit sec, à l'abri de la lumière, et retournée tous les trois jours. Une fois secs, les déchets ont été placés dans les conteneurs, sans tassement. Deux conteneurs contenant des déchets secs et saturés sont obtenus. Les conteneurs ont été refermés hermétiquement puis retournés pour y percer une cinquantaine de trous à l'aide d'une perceuse. Après l'égouttage des déchets saturés soit terminé, commence la manipulation.

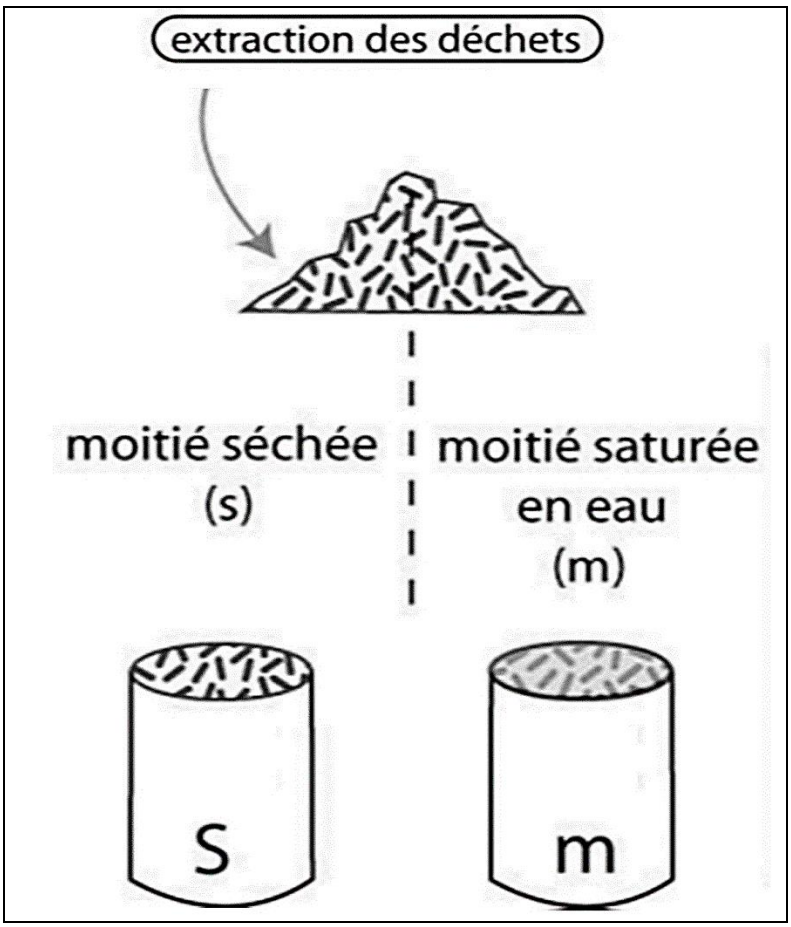


Fig. 57 : Dispositif de préparation des déchets pour les tests de percolation

Le processus de test implique de placer les conteneurs à une hauteur surélevée d'environ cinquante centimètres, afin de pouvoir insérer des réceptacles carrés en acier inoxydable d'une capacité de 100 L en dessous. La procédure consiste à verser 40 L d'eau courante dans chaque conteneur à l'aide d'arrosoirs, imitant ainsi une pluie annuelle (40 L représente les précipitations annuelles moyennes en surface du sol équivalente à la surface

du conteneur). Ensuite, l'eau qui s'écoule dans les bacs récepteurs est collectée et le volume est mesuré.

Les déchets saturés ont une capacité de rétention quasi nulle puisque et la quasi-totalité des 40 L d'eau versés (**Tab. 24**) sont récupérés dans le bac considéré, assimilés au comportement d'éponge saturée en eau sur laquelle on verserait de l'eau. Concernant les déchets secs, le recueilli d'une vingtaine de litres (26 L), correspond à un taux d'absorption de 35 % pour un état humide solide. Cette capacité de rétention peut aussi être définie comme la somme de la teneur en eau initiale et de la capacité d'absorption des déchets définie par la quantité d'eau que les déchets peuvent absorber sans restitution. Sachant que les déchets nouvellement mis en décharge ont de fortes capacités d'absorption d'eau (Bellenfant, 2001).

Selon l'ADEME (2001), la capacité au champ diminuerait ensuite avec l'âge des déchets et leur minéralisation progressive et la profondeur qui par tassement, la densité du déchet augmente et la taille des pores est réduite.

En connaissant le volume d'eau recueilli et le volume des déchets, il devient possible de déterminer les valeurs de porosité efficace pour des pourcentages d'humidité extrêmes, c'est-à-dire pour des états secs (0 %) et saturés (100 %).

$$n_e = (\text{Vol. recueilli} / \text{vol. déchets}) * 100$$

Tab. 24 : Résultats des tests de percolation

	Vol. des déchets l		**Vol. injecté l**	**Vol. recueilli l**	**% absorption**	**Porosité efficace (n_e) %**	
	Min	Max				Min	Max
Déchets secs	60	70	40	26	35	43,33	37,14
Déchets saturés	60	70	40	39,5	1,25	65,83	56,43

Il a été considéré qu'il existe une relation linéaire entre les valeurs de porosité efficace (n_e) et les pourcentages d'humidité (w) extrêmes correspondants. Ainsi, tous les intermédiaires des valeurs de n_e sont définis par rapport à w. Attention, car les valeurs de teneur en eau w correspondent à la totalité de l'eau contenue dans les déchets (constitutive + mouillage), en revanche les valeurs de n_e calculées ci-dessus sont données pour des valeurs extrêmes de la teneur en eau à l'état solide (avec l'eau constitutive). Étant donné que les

résultats des pourcentages de w avoisinent ou dépassent les 100 %, correspondants à un état de quasi saturation, les pourcentages w_{sol} et w_{sec} sont identiques. Cette subtilité est donc négligée et les valeurs de n_e sont obtenues grâce au calcul suivant (**Tab. 25**) :

Exemple de la porosité efficace minimum :

$$n_{e.min} = n_{e.sec} + (w_{min} * (n_{e.sat} - n_{e.sec}) / 100$$

Tab. 25 : Calcul des porosités efficaces (ne) pour les déchets

***w* % (min max)**	**95,62**		**137,94**	
vol. déchets	60	70	60	70
n_e %	64,85	55,58	74,37	63,74

Les déchets de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed présentent des valeurs de la porosités efficaces comprises entre 55,58% et 74,37%. Des tests de laboratoire effectués par **Olivier & Gourc (2007)** ont donné des valeurs de 34% après le premier tassement, et entre 2,38% et 2,95% après quatre cycles d'immersion et de vidange. **Powrie & Beaven (2005)**, quant à eux, ont mesuré une valeur de 6,5% sous une pression de 120 KPa. Il faut noter que le test de percolation est réalisé sans aucun compactage des déchets, de ce fait, les valeurs de porosité efficace peuvent se situer dans la fourchette des données de la littérature compte tenu des conditions de compactage réelles au niveau de la décharge.

1.3.3 Détermination des variations du stock d'eau

Les déchets dont le taux de l'humidité est en dessous de la capacité au champ ne libèrent pas de l'eau, tandis que ceux dont le taux de l'humidité dépasse cette capacité produisent du lixiviat. En effet, la plupart des déchets qui arrivent dans les installations de stockage des déchets ont une teneur en eau moyenne inférieure à leur capacité au champ, ce qui signifie qu'ils ne libèrent pas d'eau pendant plusieurs mois à plusieurs années. Pour les dépotoirs très récents, la capacité d'absorption des déchets est très importante, ce qui retarde l'apparition des lixiviats. Cela peut être difficile à simuler, ce qui conduit souvent à ignorer l'eau libérée ou absorbée par les déchets après environ un an. C'est pourquoi **l'ADEME**

(2003) recommande souvent de ne pas tenir compte de l'eau libérée ou absorbée par les déchets au-delà de cette période.

La difficulté de déterminer une zone aquifère avec ses zones saturées et non-saturées dans la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed est due à l'absence d'un réseau de piézomètres à l'intérieur des déchets. Par conséquent, il n'y a aucun élément d'observation permettant de déterminer le niveau potentiel d'une nappe. De plus, étant donné que le dépotoir est situé sur des argilites fracturées qui peuvent présenter de multiples zones d'infiltration, il est possible qu'une nappe temporaire à fort battement piézométrique existe.

Le taux d'humidité des décharges à un moment donné « t » dépend de la période de temps sèche qui l'a précédé (absence de précipitation). Le "taux de séchage" des déchets dépend de la durée de cette période en comparaison avec l'évapotranspiration actuelle. En outre, il est important de considérer l'évaporation due à la chaleur de dégradation. De ce fait, une zone non-saturée d'une profondeur maximale qui correspondra à la réserve facilement utilisable (RFU) sera définie pour établir le bilan.

Le taux de séchage ou la perte d'humidité, est un paramètre déduit à partir de la pluie efficace (PE) et est la somme des pertes due à la chaleur de dégradation et aux écoulements tardifs non restitués directement après les précipitations (lixiviats libérés à long terme).

Ainsi, la profondeur de sécheresse sera directement liée à la quantité de pluie efficace. Si les déchets sont déjà saturés, la pluie ne sera pas retenue et s'écoulera entièrement jusqu'au collecteur, comme si l'on ajoutait de l'eau sur une éponge déjà imbibée. Sinon, dans le cas où la pluie survient après une période sèche, les déchets secs en surface vont absorber une certaine quantité d'eau.

Afin de simplifier la modélisation de plusieurs paramètres complexes et de réduire les incertitudes, le bilan hydrique est effectué sur une période définie de la manière suivante : le suivi a débuté le 01 janvier 2020 qui correspond à la fin d'une période sèche pour obtenir un débit faible et constant et ainsi exclure l'effet de la précipitation précédente. Le suivi s'est terminé environ 15 mois plus tard, une fois que le débit aux collecteurs est revenu à son niveau initial (30 mars 2021). Par conséquent, l'état hydrique des déchets et les réserves potentielles qu'ils contiennent sont les mêmes au début et à la fin du bilan. Les fluctuations de cette "éponge" au cours du bilan sont prises en compte lors de la restitution aux collecteurs. Ainsi, la présence ou l'absence d'une zone saturée n'a donc plus d'importance.

L'évaporation due à la chaleur de dégradation a été négligée dans le calcul du bilan hydrique pour les raisons suivantes :

- les températures des lixiviats collectés pendant la période de surveillance varient entre 19 et 23°C, ce qui indique une activité de décomposition faible. **Haug (1993)** a prouvé que l'activité microbienne peut être interrompue en dessous de 20°C. Il convient de noter que ces températures ne correspondent pas exactement aux températures internes maximales.
- selon **Farquhar (1989),** la qualité des lixiviats dépend de l'âge des décharges. Pour la décharge d'Ouled M'hmed, les lixiviats ressemblent à ceux des décharges de plus de 20 ans. On peut donc dire que les lixiviats sont à un stade de maturation avancé. Les températures maximales des déchets indiquent un âge entre 1 et 8-10 ans, puis diminuent après 10 ans de dépôts (Yesiller N. H., 2005). Les lixiviats de la décharge étudiée ont dépassé ce stade, les fortes teneurs en eau ont accéléré les processus de dégradation.
- la température externe et celle du substratum influencent la température interne de la masse de déchets. Les températures maximales se trouvent au centre des décharges. La température de l'air extérieur n'a plus d'influence au-delà de 4 m de profondeur (Rees, 1980a). Dans les casiers étanches, la température ne dépasse pas 30°C et est souvent comprise entre 20 et 30°C (Rowe, 1998; Koerner, 2001; Yesiller N. &., 2003). Bien que la décharge soit épaisse d'environ 44m, sa surface exposée à la température extérieure dont les valeurs moyennes annuelles sont de 11,26°C en hiver et de 28,53°C en été et son dépôt sur des argilites qui ont une température constante et inférieure, influencent considérablement la température des déchets. Cependant, le cœur de la décharge, il y a plusieurs années, a atteint des températures élevées d'environ 40°C, sachant que les maximums observés se situent entre 40 et 65°C à des profondeurs comprises entre 20 et 60 m (Yesiller N. H., 2005).
- enfin, et en contradiction légère avec ce qui a été dit précédemment concernant le rôle de la teneur en eau, les pluies importantes qui saturent les déchets et peuvent inhiber les réactions de méthanogenèse, diminuant ainsi la température interne (Rees, 1980a).

En se basant sur les observations effectuées, il est conclu que la température interne estimée entre janvier 2020 et mars 2021 n'était pas suffisante pour causer une évaporation

importante dans les déchets. **Bengtsson et al. (1994)** et **Yuen et al. (2001)** ont également négligé les effets internes en ignorant l'eau intervenant dans les processus chimiques et biologiques. La quantité d'évaporation ignorée indique une surestimation de l'ETR, ce qui sous-estime la pluie efficace (PE), c'est-à-dire les infiltrations plutôt que les restitutions aux collecteurs, qui sont des mesures physiques.

La capacité de rétention de la PE par les déchets dépend de leur état hydrique, qui est lié à l'ETP cumulée pendant une période sèche (période variable séparant deux épisodes pluvieux). L'état hydrique des déchets est considéré identique quelle que soit la période de l'année lorsque les débits des collecteurs sont faibles et inférieurs ou égaux à 5 $l.min^{-1}$. Cela correspond à un bruit de fond indépendant de la dernière pluie. Par conséquent, l'état hydrique des déchets étudiés est pareil au début et à la fin du bilan, seules les fluctuations de l'aquifère sont prises en compte lors des restitutions aux collecteurs.

1.3.4 Détermination de la réserve facilement utilisable (RFU)

La réserve utile RU désigne la quantité d'eau stockée à un moment précis, pouvant varier entre 0 (en cas de réservoir vide) et un maximum appelé la réserve facilement utilisable (RFU), qui correspond à une saturation complète de la réserve. L'eau qui s'infiltre vers le bas sous l'effet de la gravité est également soumise à la force capillaire, qui peut la faire remonter à la surface et participer à l'évapotranspiration. Seulement l'eau qui atteint la base de la RU est considérée comme pluie efficace PE. Tant que les pores de la zone de la RFU ne sont pas remplis d'eau, la force capillaire, qui est dirigée vers le haut en raison de la finesse des canaux qui relient les pores, empêche l'eau de s'écouler et d'atteindre la nappe ou la zone de production du lixiviat. La zone des réserves facilement utilisables correspond à une épaisseur d'eau exprimée en millimètres, égale à l'épaisseur de la RFU (épRFU), multipliée par la porosité efficace n_e, qui dépend elle-même de l'état hydrique w :

$$\mathbf{RFU = épRFU * n_e\, f(}w\mathbf{)}$$

L'évaluation du bilan dépend de manière cruciale de l'épaisseur de la RFU, qui varie en fonction de l'épaisseur totale des déchets. Pour prendre en compte cette variable, on a défini deux valeurs extrêmes ainsi que deux valeurs considérées comme plus probables. En effet, dans des conditions saturées, la production de la PE nécessite au minimum une épaisseur de 0,5 m de déchets, tandis que dans des conditions sèches, il est possible de descendre en dessous de 5 m. Toutefois, les épaisseurs les plus courantes de la RFU se

situent entre 1 et 4 m, à savoir que les déchets commencent à suinter à partir d'une profondeur de 1,5 m lors du prélèvement.

1.3.5 Estimation de la pluie efficace

Un organigramme a été établi en se basant sur les paramètres préalablement définis (**Fig. 58**). Cet organigramme permet de mesurer la quantité de pluie efficace produite chaque jour en fonction des réserves de la veille et seuil compris des pluies du jour considéré. On peut définir Hdj (humidité disponible du jour) comme la quantité d'eau effectivement présente dans la zone capillaire au début du jour considéré, Pj (pluie) comme la quantité de pluie tombée le jour considéré, et Rj-1 (réserve) comme la réserve d'eau du jour précédent. En conséquence, Hdj est égal à la somme de la pluie du jour et des réserves de la veille.

En comparant l'apport hydrique journalier (Hdj) à l'évapotranspiration potentielle (ETPj), deux scénarios sont possibles :

1. Hdj est insuffisante pour répondre aux besoins en ETPj, alors Hdj sera égal à l'évapotranspiration réelle, ce qui empêchera la création de réserves. Dans ce cas, toute l'eau disponible sera consommée par l'évapotranspiration et la pluie efficace du jour PEj est nulle.
2. Hdj répond aux besoins de l'ETPj et l'évapotranspiration réelle ETRj est égale à ETPj (ETRj = ETPj), il convient de vérifier si Hdj après soustraction de l'ETRj sera suffisante pour combler la réserve RFU.

La RFU, mesurée en millimètres d'eau, représente la quantité maximale d'eau que les déchets peuvent retenir et qui peut être évaporée dans l'atmosphère. Cette quantité d'eau correspond à la réserve facilement accessible dans la zone capillaire des déchets lorsqu'ils sont saturés en eau.

Si la valeur de Hdj dépasse la capacité maximale de la réserve facilement utilisable en eau (RFU), cela signifie que la zone capillaire est saturée en eau et qu'un écoulement se produit. Les précipitations efficaces (PE) correspondantes représentent les quantités d'eau qui dépassent la RFU et les réserves pour ce jour seront donc égales à la RFU.

Ainsi, si Hdj - ETRj > RFU, alors PEj = Hdj - ETRj – RFU, et Rj = RFU.

En revanche, si Hdj ne suffit pas pour combler la RFU, il n'y aura pas de précipitations efficaces (PEj) et les réserves pour ce jour seront égales à l'Hdj à laquelle on retire l'ETRj.

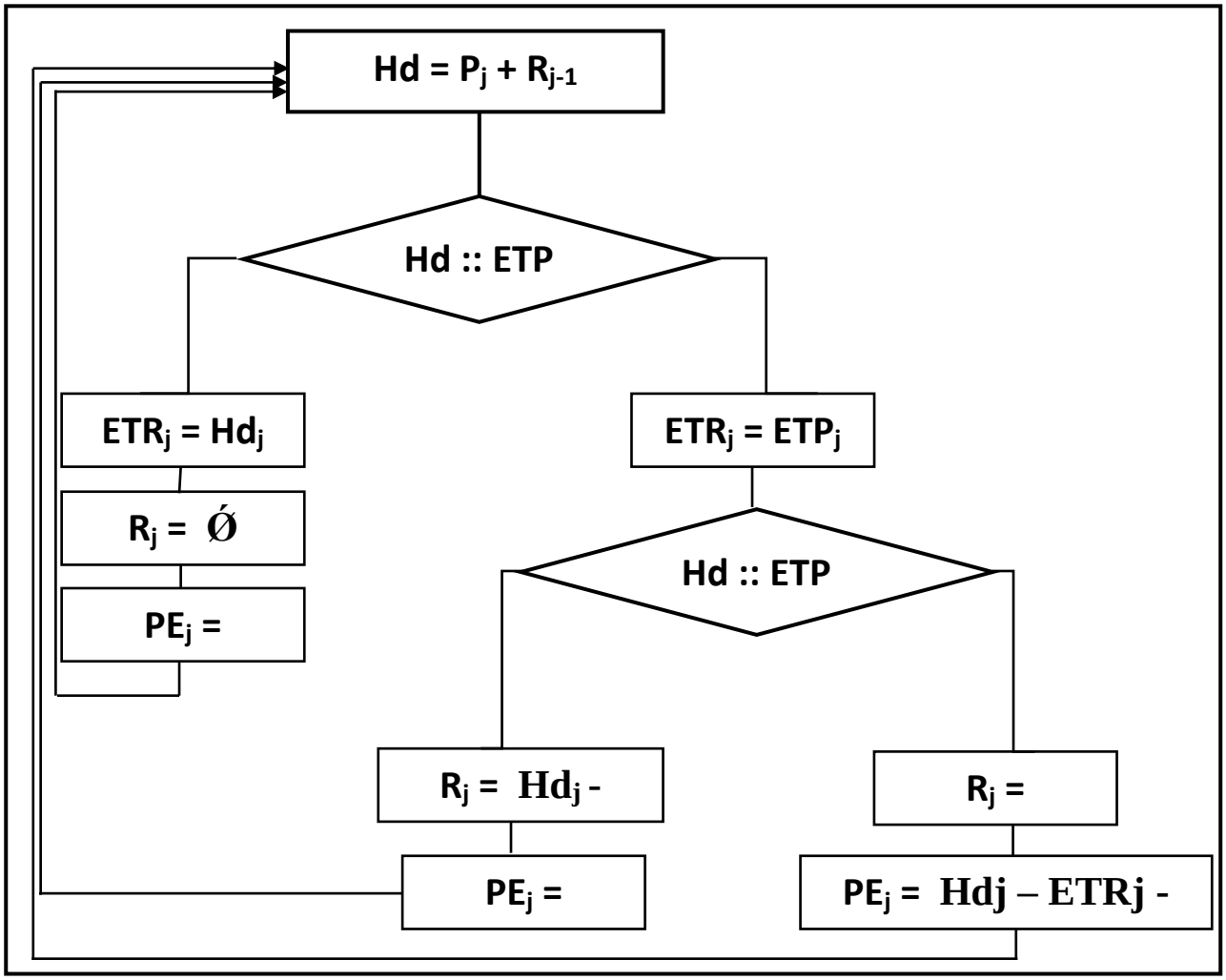


Fig. 58 : Organigramme du bilan hydrique

2. Résultats et discussion

2.1 Bilan hydrique

En utilisant les valeurs précédemment déterminées pour la teneur en eau (w), la porosité efficace (n_e) et l'épaisseur de la réserve facilement utilisable (épRFU), un tableau de calcul permet d'évaluer la quantité d'eau récupérée (RFU) ainsi que le pourcentage d'infiltration par rapport à la pluie efficace. Les calculs ont été effectués pour chaque scénario possible, et l'exemple ci-dessous présente les résultats du calcul des infiltrations minimales probables sous la décharge d'Ouled M'hmed, en supposant une épaisseur minimale de 500 mm (**Tab. 26 et 27**).

Tab. 26 : Valeurs de la RFU en fonction de la teneur en eau (w) et la porosité efficace (ne)

***w* % (min max)**	**95,62**						**137,94**	
n_e %	**64,85**	**55,58**					**74,37**	**63,74**
Épaisseur (ép) RFU				**Min**	**Max**			
en mm				**500**	**4 000**			
	95,62					**137,94**		
RFU (ép*ne) en mm	**324,2**	**2 593,9**	**277,9**	**2 223,3**		**371,8**	**2 974,8**	**318,7**	**2 549,8**
RFU min	**277,9**					**318,7**			
RFU max	**2 593,9**					**2 974,8**			

Le système de couleurs utilisé est le suivant :

La police en rouge indique les valeurs maximales (n_e et RFU), tandis que la police en bleu indique les valeurs minimales. Les cellules avec un fond orange indiquent les valeurs calculées avec l'épaisseur maximale de RFU, tandis que les cellules avec un fond bleu indiquent les valeurs calculées avec l'épaisseur minimale de RFU.

Tab. 27 : calcul du bilan hydrique (exemple de l'estimation du pourcentage minimum d'infiltrations avec une RFU min de 277,9 mm correspondant à une épaisseur de 500 mm et une wmin de 95,62 %)

Date	Pluie j	ETP j	Q m3/j	Hd j	ETR	R j	PE j
01-janv-20	0	21,48	42	26,9	0,00	26,9	0
02-janv-20	0	19,57	42	26,90	0,00	26,90	0
03-janv-20	1	10,01	42	26,85	1,05	25,79	0
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮

Pluie totale	789,60
Pluie efficace PE (mm)	368,10
Pluie efficace PE (m)	0,37
Surface du dépotoir en m2	73 400,00
Vol. PE (m3)	27 018,54
Vol. de lixiviat (m3)	18 727,41
Vol. infiltration théorique (m3)	8 291,13
% infiltration/PE	**31%**

2.2 Relation entre pluie efficace et débits, et dynamique de recharge et de décharge

Le suivi des débits restitués aux collecteurs est examiné quotidiennement (**Fig. 59**). Il convient de souligner que les valeurs négatives de PE ne représentent en réalité que le déficit accumulé de l'ETP non comblé. Selon la figure, une pluie forte entraînera une augmentation considérable du débit du jour suivant. La baisse du débit après une période de pluie est associée à l'intensité du pic de débit.

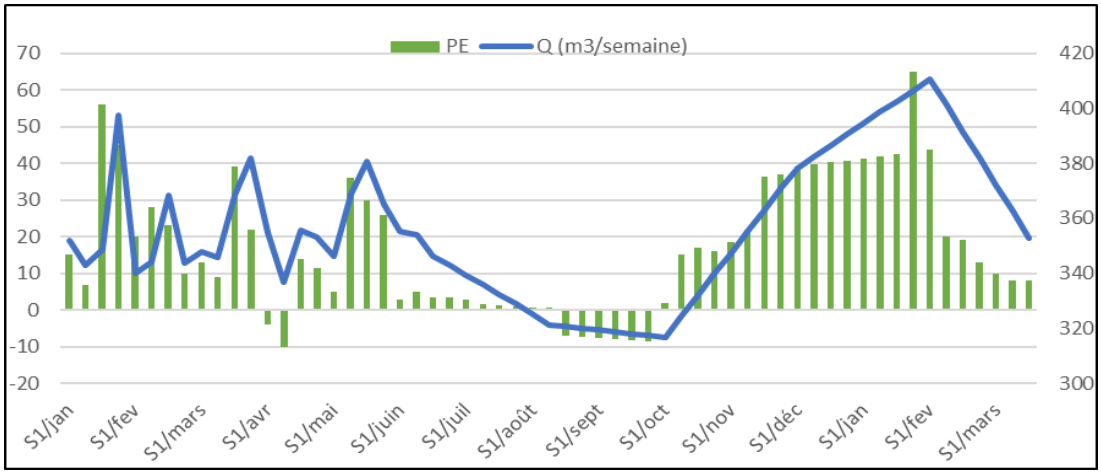


Fig. 59 : Relation entre la pluie efficace PE et les débits aux collecteurs Q

En fait, après une forte pluie, une augmentation du débit se manifeste le lendemain au niveau des collecteurs, comme en témoignent les coefficients de corrélation de 0,54 apparus à t+1 (**Fig. 60**), obtenus grâce à des analyses corrélatoires et spectrales entre les précipitations et les débits. Mangin (1984) a utilisé cet outil d'analyse pour étudier l'hydrologie.

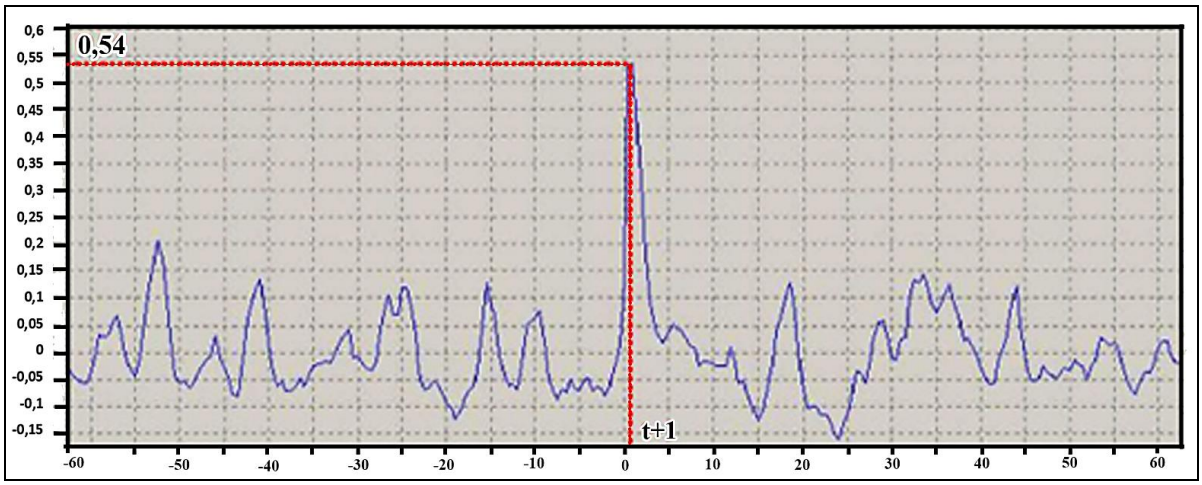


Fig. 60 : Corrélation entre pluie efficace et débits

Cette réaction rapide des débits confirme l'existence de circulations préférentielles massives à travers un réseau de drains principaux dans les masses de déchets. Ces circulations préférentielles sont bien connues depuis longtemps (Harris M. , 1979; Walsh, 1979) et sont dues à plusieurs facteurs interdépendants. Tout d'abord, la distribution de l'eau dans une masse de déchets n'est pas uniforme, ce qui influence les processus de biodégradation par zones (Bogner, 1993)**,** mais cette distribution spatiale et temporelle est mal connue (El-Fadel M. F., 1997), ce qui pose des difficultés pour prédire la production qualitative et quantitative des lixiviats. De plus, la grande hétérogénéité physique de la structure des déchets facilite les circulations rapides, comme cela a été observé sur le terrain (Harris M. , 1979; Blight, 1992; Bendz, 1997; Rosqvist H. B.-E., 1997) et en laboratoire (Blakey, 1982; Uguccioni, 1997). Récemment, Capelo & De Castro (2007) ont confirmé la difficulté de modéliser ces écoulements, soulignant que le terme de capacité au champ est peu applicable dans le cas des circulations d'eau dans les déchets ménagers, et que la loi de Darcy ne représente pas les écoulements dans la zone non-saturée des déchets, en raison des interconnexions entre les macro-pores et/ou des circulations préférentielles (Bordier, 1997). Ces circulations préférentielles sont d'une importance capitale pour les prévisions à long terme des lixiviats de décharge (Uguccioni, 1997; Rosqvist H. D., 2000)**.**

2.3 **Résultats des calculs du bilan hydrique**

Le tableau 28 et la figure 60 présentent les variations du taux d'infiltration en fonction des épaisseurs de la RFU et des teneurs en eau déterminées (w varie de 95,62 à 135,94 %). Dans les matériels et méthodes, les épaisseurs de RFU extrêmes ont été définies entre 0,5 et 5 m, et les valeurs probables entre 1 et 4 m.

Pour une épaisseur de la RFU minimale de 0,5 m, le calcul donne une valeur minimum d'infiltration I d'environ 31 %. Ensuite, on atteint une valeur seuil maximale d'environ 42 % d'infiltration pour une RFU de 5 m (valeur maxi).

Tab. 28 : Variation des estimations de l'infiltration des lixiviats en fonction de la RFU (w : 95,62 et 137,94)

ép RFU en m	0,50		1,00		2,00		3,00		4,00		5,00	
RFU en mm (min, max)	277,92	371,85	555,84	743,69	1111,67	1487,38	1667,51	2231,07	2223,34	2974,76	2779,18	3718,45
I en %	30,70	31,20	31,80	32,60	33,80	34,20	35,00	39,00	38,60	41,00	41,50	42,00

Au-delà de 1m, plus l'épaisseur de la RFU augmente, plus il y a d'écart entre les mini et les maxi pour une même épaisseur, et ce jusqu'à 4 m d'épaisseur (**Fig. 61**). A 3 m, l'écart atteint un écart maximum de 4 %, ensuite cet écart se réduit jusqu'au seuil maximum commun à 5 m ; on perd donc légèrement en précision lorsqu'on augmente l'épaisseur de la RFU. Les données sont proches et très homogènes jusqu'à 3 m avec une augmentation régulière et quasi linéaire du pourcentage de I par rapport à l'épaisseur de la RFU sur l'ensemble.

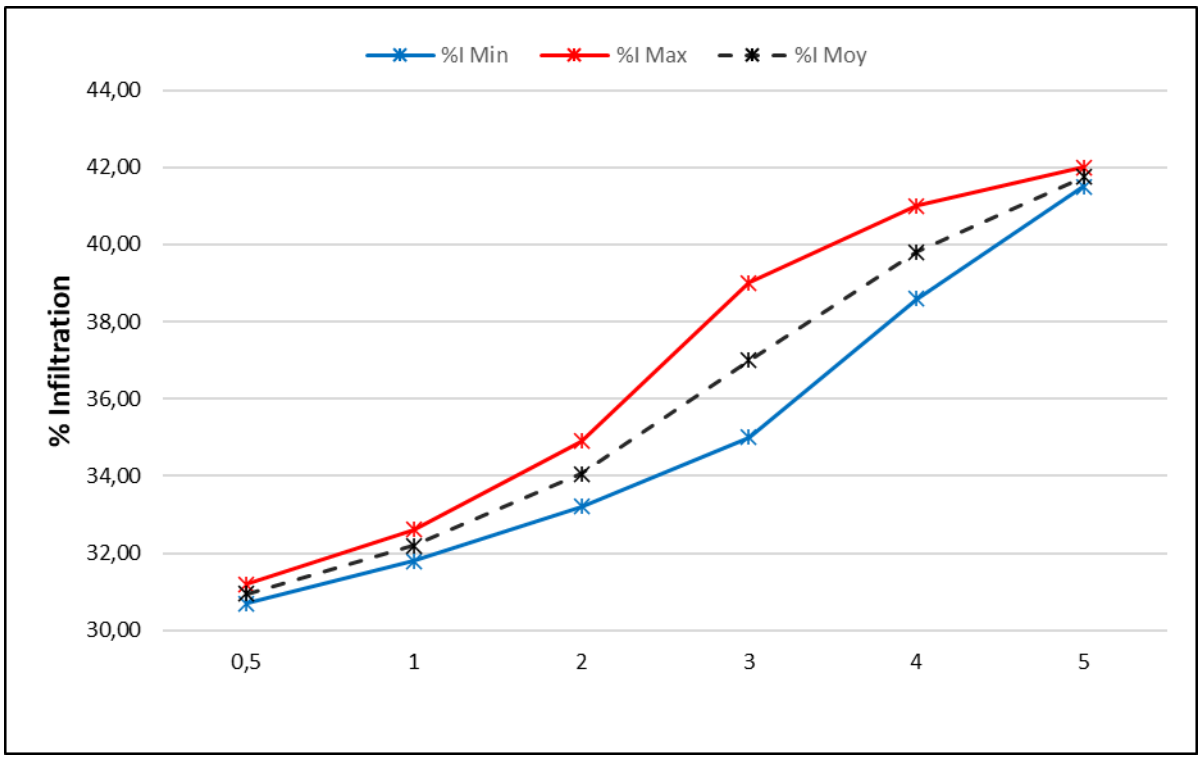


Fig. 61 : Variation du pourcentage d'infiltration en fonction de l'épaisseur de la RFU

Si l'on se réfère à nos estimations pour les épaisseurs probables de la RFU comprises entre 1 et 4 m, les résultats obtenus (valeurs moyennes) indiquent qu'entre 32,2 et 39,8 % de la pluie efficace n'est pas restituée au collecteur. En considérant que les conditions sèches sont rarement atteintes, Probablement une épaisseur de 3 m est plus adéquate aux réalités du terrain, ce qui donne une fourchette de pourcentage d'infiltration plus restreinte comprise entre 32,2 et 37 %.

Les ordures ménagères ont plutôt tendance à absorber l'eau qui pénètre dans la décharge ; leur capacité de rétention, déterminée en laboratoire, se situerait entre 0,4 et 0,7 L/kg d'ordures ménagères brutes **(ADEME, 2001)**. Le volume des précipitations météoriques peut être évalué à l'aide des relevés météorologiques. Une étude sur plusieurs décharges mixtes (ordures ménagères + déchets industriels) a montré que

l'évapotranspiration, représentait en moyenne 75 % de la pluviométrie réelle (Barres, 1990). Le volume des eaux de ruissellement dépend du bassin versant concerné, des précipitations et de l'existence et l'efficacité des dispositifs de dérivation des eaux hors site.

La quantité moyenne de lixiviats récupérés dans les conditions techniques de l'époque était de 1 500 m^3/ha/an (Barres, 1990) ; cela correspondait à 25 % de la pluviométrie P, soit un rapport théorique de P/4.

Conclusion

La nature complexe des déchets rend difficile la définition précise de certains paramètres tels que la composition, la densité, la capacité de rétention d'eau, etc. Les déchets peuvent provenir de différentes sources, ce qui entraîne une grande variabilité des caractéristiques des déchets. Le calcul du bilan hydrique permet de comprendre ou d'estimer la distribution des différentes entrées et sorties de masses d'eau au sein de l'hydrosystème. Appliqué à une décharge, il permet d'en vérifier son bon fonctionnement lorsqu'il s'agit d'un système fermé et imperméable, ou d'en quantifier des éventuelles fuites en cas de dysfonctionnement ou lorsqu'il est appliqué à un système ouvert. Dans le cas présent et suite aux résultats des campagnes de géophysique, il a permis de quantifier les infiltrations des lixiviats au niveau de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed.

Les estimations du bilan hydrique indiquent qu'un volume important de lixiviats s'infiltre dans le sous-sol argileux, même si ce substratum est réputé imperméable. Les valeurs des pertes ou d'infiltrations sont comprises entre 31 et 42% de la pluie efficace, et confirme la présence du panache soulevé par les profils tomographiques.

En plus des taux d'infiltration, le suivi quotidien des débits restitués aux collecteurs et le calcul de la pluie efficace PE ont permis d'identifier la dynamique de recharge et de décharge. En effet, après une forte pluie, une augmentation du débit se manifeste le lendemain au niveau des collecteurs, cette observation a été confirmée grâce à des analyses corrélatoires et spectrales entre les précipitations et les débits.

Conclusion générale

Le Maroc dispose d'un arsenal de lois et de réglementations qui régissent la gestion des déchets, y compris la création de décharges ou l'installation de stockage des déchets (ISD) et leur l'exploitation et leur gestion durant la post-exploitation. Ces réglementations visent à garantir que les déchets sont collectés, transportés, traités et éliminés de manière sûre et efficace, tout en protégeant l'environnement et la santé publique.

La localisation de la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed représente quelque avantage pour sa gestion et son fonctionnement. En effet, le choix du site s'est basé fondamentalement sur la géomorphologie sous forme de talweg qui permettra une exploitation à longue termes de la décharge, sur la lithologie argileuse de la région qui garantira selon les décideurs l'étanchéité du sous-sol vu la réputation de ce type de sédiment comme étant un matériau imperméable et sur la distance du site par rapport à la ville de Fès. Le mode de gestion actuel de la décharge permet de se poser plusieurs questions sur les risques liés à l'efficacité de la collecte du lixiviat, l'étanchéité de la seuille naturelle sous la décharge (argile), les éventuelles contaminations des sédiments de surface en aval de la décharge, l'efficacité de la gestion du biogaz et bien d'autres questions d'importance majeure.

L'examen de l'impact de la décharge publique d'Ouled M'hmed sur les sédiments de surface sur une période de 4ans (2019 – 2022) a révélé une contamination. 24 échantillons de lixiviats, 24 échantillons des sédiments et 4 échantillons témoins ont montré des teneurs élevées en Ni, Zn, Cr, Cu et Cd et des concentrations de Co et d'As inférieures à la limite de détection et ne représentent pas de risque pour l'environnement. La teneur en Ni est cinq fois supérieure par rapport à l'échantillon témoin, alors que la teneur en Zn et Cu est quatre fois supérieure et la teneur en Cr et Pb est deux fois plus. La teneur élevée en Pb en profondeur est expliquée par le lessivage et la difficulté de remaniement. Le contexte physico-chimique alcalin limite la libération des ETM dans les eaux et favorisent leur précipitation et leur fixation dans les sédiments.

Le calcul des indices d'évaluation de la qualité des sédiments rejoint les résultats précédents et affirme la contamination des sédiments en qualifiant le milieu naturel comme étant modérément à fortement dégradé par les ETM. Les concentrations en éléments et les

différents indices sont plus élevées pendant l'année 2022 par rapport aux trois années précédentes.

L'analyse statistique a permis de distinguer les sédiments contaminés et de confirmer que les polluants ont une origine commune en amont des sites de prélèvement, à savoir la décharge contrôlée d'Ouled M'hmed.

Le projet de la décharge situé dans un matériel géologique argileux reconnu imperméable dans sa globalité, présente plusieurs risques de contamination ou de pollution, par infiltrations aux sous-sols le long des fractures, des failles et / ou des fissures dues à la tectonique et aux rétractions/gonflements des minéraux argileux de la formation argileuse du substrat. L'étude structurale d'une bonne partie de la Plaine de Saiss, autour de la décharge, a permis d'identifier l'existence d'un réseau de failles généralement de direction NE-SW et NW-SE, en plus d'une fracturation intense des argilites nettement remarquable.

Le recours à la tomographie électrique s'est avéré très efficace pour déterminer la structure interne du massif de déchets, un milieu poreux et hétérogène. Les anomalies de faible résistivité qui se situent sous la base de la décharge indiquent la présence d'un panache de lixiviats qui migre en profondeur dans le substratum à travers les failles et les zones de fractures. L'étendue probable de ce panache, déduite des résultats obtenus, a un sens d'écoulement vers le NE.

La tomographie électrique a révélé l'existence d'un substratum argileux très faillé parcouru par des infiltrations de lixiviat et de l'accumulation de lixiviat en poche pouvant circuler dans les différentes directions. À cet égard, les recherches menées sur le site de la décharge d'Ouled M'hmed mettent en doute la stabilité à long terme des seuilles naturelles qui s'opposeraient aux infiltrations des lixiviat. Cette remise en question souligne l'importance de mener des études approfondies et rigoureuses pour évaluer les implications environnementales potentielles des sites de mise en décharge et assurer la sécurité de l'environnement et par conséquence de la santé publique. Cette approche intégrée permet également de mettre en évidence les limites et les insuffisances des techniques d'enfouissement utilisées dans la gestion des déchets et d'orienter les efforts de recherche et de développement vers les solutions plus efficaces pour préserver l'environnement. Dans l'ensemble, le pays a pris des mesures importantes pour améliorer la gestion des déchets dans le pays, mais il reste encore du travail à faire pour atteindre les normes internationales

encore plus élevées et pour résoudre les défis liés à la gestion des déchets dans les zones rurales et périurbaines.

Perspectives

L'environnement est un bien commun qui doit être préservé pour les générations futures. C'est pourquoi, il est essentiel de prendre en compte les impacts environnementaux des projets ou des installations avant de les mettre en place. Cependant, évaluer ces impacts n'est pas toujours facile et nécessite une approche méthodologique rigoureuse.

L'approche méthodologique proposée dans cette étude offrira aux décideurs un outil d'évaluation des projets ou d'installations susceptibles de porter atteinte à l'environnement. Elle permettra d'identifier les impacts environnementaux, d'évaluer leur importance et de proposer des mesures pour les réduire ou les compenser. L'approche propose de combiner la prospection géophysique du sous-sol avec étude lithologique et tectonique, permettant d'avoir une information exacte de l'état des lieux des sites de mise en décharge. En plus, elle offrira l'opportunité de cerner les risques potentiels liés à la mise en place des décharges. Une fois les impacts évalués, l'étude devra proposer des mesures pour les réduire ou les compenser. Ces mesures peuvent être de différentes natures : techniques, organisationnelles, ou encore financières. Elles devront être adaptées aux spécificités de chaque projet ou installation et prendront en compte les contraintes économiques et techniques des porteurs de projets.

En plus, les résultats de cette étude démontrent l'importance de la sur-estimation lors du dimensionnement des décharges étant une phase cruciale pour garantir la sécurité et la durabilité des décharges. En effet, les conditions climatiques extrêmes, telles que les fortes pluies ou les tempêtes, peuvent causer des dommages importants aux décharges si elles ne sont pas conçues pour y faire face. Cela implique de tenir compte des prévisions climatiques et de concevoir des systèmes de collecte des déchets qui sont adaptés à ces conditions.

En outre, un système de collecte de lixiviat efficace revêt une importance cruciale pour garantir une gestion optimale des déchets et préserver l'environnement. Il permet de recueillir ce liquide nocif dès sa formation, empêchant ainsi sa dispersion et sa propagation. Cela contribue à réduire les risques sanitaires et environnementaux, protégeant ainsi la

biodiversité et préservant la qualité de l'eau. De plus, en collectant efficacement le lixiviat, il est possible de récupérer certains composants valorisables, tels que les métaux lourds ou les matières organiques pouvant être utilisées dans la production d'énergie renouvelable. En investissant dans cette catégorie d'installation, les gestionnaires des déchets peuvent améliorer la durabilité de leurs installations tout en réduisant leur impact sur l'environnement, contribuant ainsi à un avenir plus propre et plus durable.

L'étude la décharge d'Ouled M'hmed et les résultats obtenus ouvrent la porte sur d'autres problématiques d'ordre environnemental, sanitaire et financier. Dans ce cadre, un complément de l'étude de l'impact de la décharge d'Ouled M'hmed sur l'environnement fera l'objet des prochaines recherches en mettant un accent particulier sur la qualité de l'air, un aspect qui n'a pas été abordé précédemment. L'objectif est d'approfondir la compréhension des conséquences de cette décharge sur la composition chimique de l'air environnant, ainsi que sur les éventuels effets néfastes sur la santé humaine et l'écosystème local sans oublier de délimiter la zone concernée par la migration des gaz provenant de la décharge.

En termes de solutions à chercher, une nouvelle étude serait importante qui portera sur la mise en place d'un géo-matériau afin de trouver des solutions visant à améliorer l'étanchéité des bassins de stockage des lixiviats. Elle aura également comme objectif de permettre la valorisation des métaux lourds absorbés par le géo-matériau, qui pourront ensuite cédés une fois saturer, en offrant ainsi une possibilité de leur réutilisation. Ce géo-matériau peut aussi être utilisé comme une couche imperméable au niveau du dépotoir qui améliore la collecte du lixiviat et de renforcer l'étanchéité, en empêchant efficacement les infiltrations vers le sous-sol.

En somme, les résultats de cette étude contribueront à une meilleure compréhension des effets de la décharge d'Ouled M'hmed sur l'environnement, en mettant en évidence les risques potentiels pour la santé humaine et l'écosystème. Ces informations seront essentielles pour orienter les décisions politiques et les mesures de gestion environnementale visant à atténuer les impacts négatifs de la décharge et à protéger la qualité de la vie dans la région concernée.

Références

1. **Abbaspour K., Matta, V., Huggenberger, P. & Johnson, C.A.** A contaminated site investigation: comparison of information gained from geophysical measurements and hydrogeological modeling. [Journal] // Journal of Contaminant Hydrology, 40(4), 365-380.. - 2000.

2. **Adani F., Baido, D., Calcaterra, E. & Genevini, P.** The influence of biomass temperature on biostabilization-biodrying of municipal solid waste [Journal] // Bioresource Technology. - 2002. - pp. 83, 173-179..

3. **Adani F., Tambone, F. & Gotti, A.** Biostabilization of municipal solid waste. [Journal] // Waste Management. - 2004. - pp. 24, 775-783..

4. **ADEME** Guide pour le dimensionnement et la mise en oeuvre des couvertures de sites de stockage de déchets ménagers et assimilés [Journal]. - 2001. - p. 167p.

5. **AFNOR** Qualité des sols – Recueil des normes [Book]. - [s.l.] : Agence Française de Normalisation , 1994.

6. **Aguilar-Juarez O.** Analyse et modélisation des réactions biologiques aéribies au cours de la phase d'exploitation d'un casier de décharge d'ordures ménagères, [Journal] // Thèse, Toulouse, France, 233p.. - 2000.

7. **Ahdy H.H.H. and Khaled, A.** Heavy Metals Contamination in Sediments of the Western Part of the Egyptian Mediterranean Sea [Journal] // Australian Journal of Basic and Applied Sciences. - 2009. - pp. 3, 3330-3336..

8. **Ahmamou M. CHALOUAN A.,** Distension synsédimentaire plio-quaternaire et rotation anti-horaire des contraintes au Quaternaire ancien sur la bordure nord du bassin du Saiss Fès (Maroc) [Journal] // Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat. - 1988. - pp. 12, 19-26.

9. **Aït Brahim L.** Tectonique cassante et états de contraintes récentes au nord du Maroc [Journal] // Thèse de doctorat de l'Université Mohamed. - 1991. - p. 360.

10. **Ait Brahim L., Chotin, P.** « Genesis and deformation of the central Rif neogene basins (Morocco) during the closing up of European and African plates ». [Journal] // Geodinamica Acta 3(4): 295-304.. - 1989.

11. **Alamgir M.** The Effects of Soil Properties to the Extent of Soil Contamination with Metals [Journal] // Environmental Remediation Technologies for Metal-Contaminated Soils. - 2016. - pp. 1-19.

12. **Aluko O. Sridhar MKC., Oluwande PA.** Characterization of leachates from a municipal solid waste landfi ll site in Ibadan, Nigeria [Journal] // Journal of Environmental Health Research. - 2003. - 1 : Vol. 2. - pp. 32-37.

13. **Alvarez-Vazquez H., Jefferson, B. and Judd, S.J.** Membrane Bioreactors vs Conventional Biological Treatment of Landfill Leachate: A Brief Review. [Journal] // Journal of Chemical Technology and Biotechnology,. - 2004. - pp. 79, 1043-1049..

14. **Alvarez-Vazquez H., Jefferson, B., Judd, S.J.** Membrane bioreactors vs. conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review [Journal] // Journal of Chemical Technology and Biotechnology . - 2004. - pp. 79, issue 10, 1043-1049.

15. **Amhoud S.** Apports de la géologie et de l'hydrogéologie à l'étude de l'impact de la décharge d'oued Akrech sur les ressources en eau [Book]. - [s.l.] : Ph.D. Thése. 3éme cycle, Univ. Mohamed V. Rabat. Maroc,, (1997).

16. **Amokrane A.** Epuration des lixiviats de décharges. Prétraitement par coagulation-fl oculation. Traitement par osmose inverse. Post-traitement par incinération. [Book]. - [s.l.] : Thèse de doctorat, INSA de Lyon, France. 286 pages, 1994.

17. **Amri N., Benslimane, M., Zaoui, H., Hamedoun, M., Outiti, B.,** Evaluation of the heavy metals accumulate in samples of the sediments, soils and plants by ICP-OES with the average sebou [Journal] // Moroccan Journal of Condensed Matter. - 2007. - 1 : Vol. 8.

18. **Andreottola G. and Cannas, P.,** Chemical and biological characteristics of landfill leachate, In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.) [Journal] // Chapter 2.4 in Landfilling of waste: Leachate Elsevier Applied Science, London, UK. - 1992. - pp. 65-88.

19. **Aristodemou E. & Thomas-Betts, A.** DC resistivity and induced polarisation investigations at a waste disposal site and its environments. [Journal] // Journal of Applied Geophysics, 44(2-3), 275-302.. - 2000.

20. **Association française de Normalisation.** « Documentation : recueil de normes françaises. 3e ed. » [Journal] // Bulletin des bibliothèques de France (BBF). - 1987. - n° 4. - pp. p. 386-388..

21. **Augenstein D. & Pacey, J.** Landfill methane models. [Journal] // Proceedings from the Technical Sessions of SWANA's 29th Annual International Solid Waste Exposition, SWANA, Silver Spring, MD. . - 1991. - p. 111p..

22. **Aun DL Christensen TH.** Speciation of Heavy Metals in Landfill Leachate: A Review [Journal] // Waste Management & Research. - 2004. - 1 : Vol. 22. - pp. 3-23.

23. **Baize D.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France) [Book]. - Paris, 408 pp. : Edition INRA,, 1997.

24. **Barakat A., El Baghdadi, M., Rais, J. and Nadem, S.** Assessment of Heavy Metal in Surface Sediments of Day River at Beni-Mellal Region, Morocco [Journal] // Research Journal of Environmental and Earth Sciences. - 2012. - Vol. 4. - pp. 797-806.

25. **Bargach K.** « Recent tectonic deformations and stresses in the frontal part of the Rif Cordillera and the Saïss Basin (Fes and Rabat regions, Morocco) ». [Journal] // Pure and Applied Geophysics 161(3): 521-40.. - 2004.

26. **Barlaz M.A. Rooker A.P., Kjeldsen P., Gabr M.A., Borden R.C.** Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills [Journal] // Environmental Science and Technology . - 2002. - pp. 36 (16), 3457-3464.

27. **Barres** Les lixiviats de décharges. Le point des connaissances en 1990. [Journal] // TSM-L'eau, 85(6), 289-313.. - 1990.

28. **Baun A. Jensen, S.D., Bjerg L. Christensen T.H., Nyholm N.** Toxicity of organic chemical pollution in groundwater down gradient of a landfill (Grindsted, Denmark) [Journal] // Environmental and technology. - 2000. - 9 : Vol. 34. - pp. 1647–1652.

29. **Bellenfant G.,** Modélisation de la production de lixiviats en centre de stockage de déchets ménagers. [Journal] // Thèse de doctorat, 180p.. - 2001.

30. **Ben Abou M. El Haji M., Zemzami M., Fadil F.** Impact des lixiviats de la décharge sauvage de la ville de Taza sur les ressources hydriques (Maroc) [Journal] // Afrique Science. - (2014) . - No. 1 : Vol. Vol. 10 . - pp. 171 – 180.

31. **Bendz D., Singh, V.P. & Akesson, M.** Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill. Journal of Hydrology, 203, 1-10. [Journal]. - 1997.

32. **Bengtsson L., Bendz, D., Hogland, W., Rosqvist, H. & Akesson, M.** Water balance for landfills of different age. Journal of Hydrology [Journal] // 158(3-4), 203. - 1994.

33. **Bennama T., Younsi, A., Zoubir, D., & Debab, A.** Caractérisation et traitement physico-chimique des lixiviats de la décharge publique d'El-Kerma (Algérie) par adsorption en discontinu sur de la sciure de bois naturelle et activée chimiquement [Journal] // Water quality research journal of Canada. - 2010. - Vol. 45. - pp. 81-90.

34. **Bernstone C.** Environmental investigations using high resolution DC resistivity methods. 85 + 8 Enclosure. [Journal]. - 1998.

35. **Blakey N.C.** Infiltration and absorption of water by domestic waste landfills. [Journal]. - 1982.

36. **Blight G.E., Ball, J.M. & Blight, J.J.** Moisture and suction in sanitary landfills in semiarid areas. [Journal] // Journal of Environmental Engineering, . - 1992. - pp. 118, 865-877.

37. **Bodjona M. B. Kili K. A., Tchegueni S., Kennou B., Tchangbedji G., El Meray M.** Evaluation de la quantité des métaux lourds dans la décharge d'Agoè (LoméTogo) : cas du plomb, cadmium, cuivre, nickel et zinc [Journal] // Int. J. Biol. Chem. Sci. . - 3 : Vol. 6. - pp. 1368-1380.

38. **Bogner J. & Spokas, K.** Landfill CH4: rataes, fates and role in global carbon cycle. Chemosphere, 26, 369-386. [Journal]. - 1993.

39. **Bordier C., Rathle, J.E. & Zimmer, D.** Hydraulic fonctionning and clogging diagnosis of leachate collection system [Journal]. - 1997. - pp. 361-372..

40. **Boumir K., Gourari L., Ahmamou M.** L'évolution paléoenvironnementale et paléogéographique du Néogène du plateau de Meknès (Sillon sud-rifain central, Maroc) [Journal] // 3ème Congrès International de la Stratigraphie du Néogène Atlantique (R.C.A.N.S) Tétouan. - 2003. - p. 17p.

41. **Bozkurt S. Moreno L., Neretnieks I.** Long-term processes in waste deposits [Journal] // The Science of the total Environment. - 2000. - pp. 250, 101-121.

42. **Cambier P. SchvartzC., Van Oort F.** Contaminations métalliques des agrosystèmes et écosystèmes péri-industriels [Report]. - [s.l.] : Collection Update Sciences & technologies, 2009.

43. **Capelo J. & De Castro, M.A.H.** Measuring transient water flow in unsaturated municipal solid waste - A new experimental approach. [Journal] // Waste Management. - 2007. - pp. 27, 811-819.

44. **Carpenter P.J., Kaufmann, R.S. & Price, B.** Use of resistivity soudings to determine landfill structure. [Journal] // Ground Water, 28, 569-575.. - 1990.

45. **Catuneanu O.** « First-order foreland cycles: Interplay of flexural tectonics, dynamic loading, and sedimentation ». [Journal] // Journal of Geodynamics 129: 290-98.. - 2019.

46. **Cecchi F., Pavan, P., Musacco, A., Mata-Alvarez, J. & Vallini, G.** Digesting the organic fraction of municipal solid waste: Moving from mesophilic (37°C) to thermophilic (55°C) conditions. [Journal] // Waste Management & Research. - 1993. - pp. 11, 403-404..

47. **Chakravarty M. and Patgiri, A.D.** Metal Pollution Assessment in Sediments of the Dikrong River, N.E. India. [Journal] // Journal of Human Ecology, . - 2009. - pp. 27, 63-67..

48. **Chalouan A.** « Active Faulting in the Frontal Rif Cordillera (Fes Region, Morocco): Constraints from GPS Data ». [Journal] // Journal of Geodynamics 77: 110-22. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0264370714000039 (31 mars 2019).. - 2014 .

49. **Chamayou J.** Le bassin de Meknès-Fès, Ressources en eau du Maroc [Journal] // Notes et Mémoires Service Géologique, Maroc. - 1975.

50. **Chambers J. E., Kuras, O., Meldrum, P. I., Ogilvy, R. D., Hollands, J.** Case history: Electrical resistivity tomography applied to geologic, hydrogeologic, and engineering investigations at a former waste-disposal site, [Journal] // Geophysics 71 (6), B231-B239. - 2006.

51. **Chambers J.E., Kuras, O., Meldrum, P. I., Ogilvy, R. D., Hollands, J.** Case history: Electrical resistivity tomography applied to geologic, hydrogeologic, and engineering investigations at a former waste-disposal site, [Journal] // Geophysics 71 (6), B231-B239. - 2006.

52. **Cherai B., Charroud M., Lahrech A., El Moutaouakil N.,** Le front sud rifain une expression complexe d'une tectonique tangentielle à la limite du bassin de Sais au Mio-Pliocène et au Quaternaire (Région de Fès, Maroc) [Journal] // Colloque international à la mémoire de Feue A. Faure Muret, Rabat, Maroc. - 2004. - p. 13p.

53. **Chian E.** Stability of organic matter in landfill leachates [Journal] // Water Ressources. - 1977. - Vol. 11. - p. 225−232.

54. **Chofgi A. A. Younsi, K. El lhadi, J. Mania et A. Veron** Impact environnemental d'une décharge publique non contrôlé sur la population et les eaux souterraines : cas d'El Jadida, Maroc [Journal] // Secrétariat international francophone pour l'évolution environnementale. - Juin 2006. - pp. 12-16.

55. **Chofqi A.** 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 [Book]. - [s.l.] : Thèse, Université d'El Jadida, Maroc, 2004.

56. **Christensen T.H. and Kjeldsen P.** Landfill emissions and environmental impact: An introduction. In SARDINIA '95 [Journal] // 5th International Landfill Symposium, Proceedings, Volume III. - 1995. - pp. T.H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann, Eds., CISA, Cagliari, Italy.

57. **Christensen T.H. Kjeldsen P., Bjerg P.L., Jensen D.L., Christensen J.B., Baun A., Albrechtsen H.J., & Heron G.** Biogeochemistry of landfill leachate plumes [Journal] // Applied Geochemistry. - 2001. - pp. 16, 659-718.

58. **Christensen T.H., Kjeldsen, P., Stegmann, R.** Effects of landfill management procedures on landfill stabilization and leachate and gas quality [Journal] // Elsevier Applied Science, London, UK. - 1992. - pp. 119-138.

59. **Damien A.** Guide du traitement des déchets [Journal] // Dunod. - 2004. - p. 3ème édition.

60. **Dauteuil O., F. Moreau, et K. Qarqori.** « Structural Pattern of the Saïss Basin and Tabular Middle Atlas in Northern Morocco: Hydrological Implications ». [Journal] // Journal of African Earth Sciences 119: 150-59.. - 2016.

61. **Degryse F. Smolders E., Parker D.R.** Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: concepts, methodologies, prediction and applications – a review [Journal] // Europ. J. Soil Sci. . - 2009. - Vol. 60. - pp. 590–612.

62. **Depountis N., Harris, C., Davies, M. C. R., Koukis, G., Sabatakakis, N.** Application of electrical imaging to leachate plume evolution studies under in-situ and model conditions, [Journal] // Environmental Geology 47, 907-914. - 2005.

63. **Derwichi E. Benziane Z., Benaabidate L., Lahrach A., Boushaba A.** Chrome, Plomb,Zinc, Cuivre et Nickel dans le bassin versant du Sebou: Sources d'apport et impact sur la qualité des eaux de surface [Journal] // Notes et Mémoires du Service géologique du Maroc.. - 2012. - Vol. 575. - pp. 84-87.

64. **Ding J. Wang R., Fu W., Zhang G.** Water hyacinth in China: Its distribution, problems and control status. [Journal] // ACIAR Proceeding. - 2001. - pp. 29-32.

65. **Edil T.B., Ranguette, V.J. & Wuellner, W.W.,** Settlement of municipal refuse. Geotecnics of waste fills [Journal] // Theory and practise, 225-239.. - 1990.

66. **Ehrig H.J.** Quality and quantity of sanitary landfill leachate. [Journal] // Waste Management & Research,. - 1991. - pp. 1, 53-68..

67. **El Fadel H. Merzouk, M., Faouzi M., Chaouch M., Benlemlih M.** Traitement biologique et chimique des lixiviats de la décharge publique contrôlée de la ville de Fès au Maroc [Journal] // TSM - - 107e année. - 2012. - 6. - pp. Page(s) 39-51.

68. **El Hajjami S. Abriak N., Souabi S., El Alami M.** Study of metallic contamination of Oued Sebou sediments, Morocco [Journal] // Environmental Technology & Innovation. - 2021. - Vol. 23. - p. 101680.

69. **El Ibrahimi A. Baali A., El Kamel T.** ÉTUDE DE L'IMPACT DES VARIATIONS PLUVIOMÉTRIQUES SUR LES FLUCTUATIONS PIÉZOMÉTRIQUES DES NAPPES PHRÉATIQUES SUPERFICIELLES EN ZONE SEMI-ARIDE (CAS DE LA PLAINE DE SAÏSS, NORD DU MAROC) [Journal] // European Scientific Journal 11. - 2015. - pp. No.27(1857- 7431):1857-7881.

70. **El Ibrahimi A., Baali A.** Groundwater level predicted in the Saïss plain (Northern Morocco) using artificial intelligence techniques [Journal] // International Journal of Ecology & Development. - 2018. - pp. Volume 33, Issue No. 1; Int. J. Ecol. Dev..

71. **El M'ssari N.** Elaboration d'une méthodologie de caractérisation des ordures ménagères et du compost de l'usine de Salé [Report]. - Meknès : Thèse DES. Faculté des sciences, 1993.

72. **El Mrabet I. Benzina M., Valdes H., Zaitan H.** Treatment of landfill leachates from Fez city (Morocco) using a sequence of aerobic and Fenton processes [Journal] // Scientific African. - 2020. - Vol. 8. - p. e00434.

73. **El-Fadel M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., Alayli, B.** Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content [Journal] // Waste Management. - 2002. - pp. 22, 269-282.

74. **El-Fadel M., Findikakis, A.N. & Leckie, J.** Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills [Journal] // Environmental Technology, 18, 669-686. - 1997.

75. **Emberton J. R.** The biological and chemical characterization of landfills [Journal]. - 1986. - pp. 150-163.

76. **Erses A.S. Onay T.T, Yenigun O.,** Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills [Journal] // Bioresource Technology. - 2008,. - Vol. 99. - pp. 5418-5426.

77. **Farquhar G.J. and Rovers, F.A.** Gas production during refuse decomposition [Journal] // Water, Air, and Soil Pollution . - 1973. - pp. 2, 483-495.

78. **Farquhar G.J.** Leachate: production and characterization. Canadian Journal of Civil Engineering, 16, 317-325. [Journal]. - 1989.

79. **Faugères J.C.** Southern Rifan Ridges. Sedimentological and Structural Evolution of an Atlantico-Mesogean Basin of African Margin [Journal] // Thesis, University of Bordeaux I, Talence. - 1978. - p. 480 p.

80. **Fedorak P. M. Hrudey S.E.,** Anaerobic biodegradation of monochlorophenols [Journal] // Water Science and Technology. - 1987. - 219- 228. : Vol. 19. - pp. Pages 65-76.

81. **Fenn D.G. & DeGeare, T.V.,** Use of the water balance method for predicting leachate generation at solid waste disposal sites. [Journal]. - 1975.

82. **Finstein M.S. & Hogan, J.A.** Integration of composting process microbiology, facility structure and decision-making [Journal]. - 1993. - pp. 1-23..

83. **Foged N. Baumann, J.,** Clay membrane made of natural high plasticity clay: leachate migration due to advection and diffusion, [Journal] // Engineering Geology. - 1999. - Vol. 54. - pp. 129-137.

84. **Förstner U., Ahlf W, Calmano W, Kersten M** Sediment criteria development – contributions from environmental geochemistry to water quality management. In: Heling D, Rothe P, Forstner U, Stoffers P (eds) Sediments and environmental geochemistry: seleselected aspects and case histories [Journal] // Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp 311–338. - 1990.

85. **Foucault A. Raoult J.F., Cecca F., Platevoet B.** Dictionnaire de géologie [Book]. - [s.l.] : 8e édition, Collection : Hors collection, Dunod,, 2014.

86. **François V.** Détermination d'indicateurs d'accélération et de stabilisation de déchets ménagers enfouis. Etude de l'impact de la recirculation de lixiviats sur colonnes de déchets [Journal] // Thèse de doctorat, Université de Limoges. - 2004.

87. **Frid V., Liskevich, G., Doudkinski, D., Korostishevsky, N.,** Evaluation of landfill disposal boundary by means of electrical resistivity imaging, [Journal] // Environmental Geology. - 2008. - pp. 53, 1503-1508.

88. **Fungaroli A.A. & Steiner, R.L.** Investigation of sanitary landfill behaviour, Vol.1. EPA-600/2-79-053a, [Journal] // U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.. - 1979.

89. **Gabr M.A. & Valero, S.N.** Geotechnical properties of municipal solid waste. [Journal] // ASTM Geotech. testing J.,. - 1995. - pp. 18, 241-251..

90. **Gawande N.A., Reinhart, D.R., Thomas, P.A., McCreanor, P.T. & Townsend, T.G.** Municipal solid waste in situ moisture content measurement using an electrical resistance sensor [Journal] // Waste Management, 23, 667- 674.. - 2003.

91. **Georgaki I., Soupios, P., Sakkas, N., Ververidis, F., Trantas, E., Vallianatos, F., Manios, T.** Evaluating the use of electrical resistivity imaging technique for improving CH4 and CO2 emission rate estimations in landfills, [Journal] // Science of the Total Environment 389, 522-531. - 2008.

92. **Gómez M.A. Baldini M., Marcos M., Martínez A., Fernández S., Reyes S.** Aerobic microbial activity and solid waste biodegradation in a landfill located in a semi-arid region of Argentina [Journal] // Annals of Microbiology. - 2012. - pp. 62 (2), 745-752.

93. **Grellier S.** Suivi hydrologique des centres de stockage de déchet par mesures géophysiques [Journal] // Thèse, Paris 6. - 2005.

94. **Grundfelt B. Hoglund L.O.** Some views on effect of different types of barriers in waste deposits Groundwater Quality. Rémédiation and Protection. In Proceeding of the Prague conference [Journal] // International Association of Hydrological Sciences (IAHS). - 1995. - 225. - pp. 347-354.

95. **Guerin R., Munoz, M.L., Aran, C., Laperrelle, C., Hidra, M., Drouart, E. & Grellier, S.** Leachate recirculation: moisture content assessment by means of a geophysical technique. [Journal] // Waste Management, 24(8), 785-794.. - 2004.

96. **Gutiérrez-Mosquera L.F., L.F., Arias-Giraldo S. and Zuluaga-Meza A.** Landfill leachate treatment using hydrodynamic cavitation: Exploratory evaluation. [Journal] // Heliyon. - 2022. - Vol. 8. - p. e09019.

97. **Hakanson L.** An ecological risk index for aquatic pollution control.a sedimentological approach [Journal] // Water Research. - 1980. - 8 : Vol. 14. - pp. 975-1001.

98. **Hakanson L.,** An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sedimentological Approach. [Journal] // Water Research,. - 1980. - pp. 14, 975-1001.

99. **Hakou R Wahbi M, Bachnou M, Elamari K, Hanich L, Hibti M.** Impact de la décharge publique de Marrakech (Maroc) sur les ressources en eau [Journal] // Bulletin of Engineering Geology and the Environment. - 2001. - Vol. 60. - p. 325−336.

100. **Halvadakis C.P., Robertson, A.P. & Leckie, J.** Landfill methanogenesis: [Journal] // literature review and critique. - 1983.

101. **Hamdani N., Baali A.** Characterization of groundwater potential zones using analytic hierarchy process and integrated geomatic techniques in Central Middle Atlas (Morocco) [Journal] // Applied Geomatics . - 2020. - p. 12(1).

102. **Han B., Jafarpour, B., Gallagher, V.N., Imhoff, P.T., Chiu, P.C. & Fluman, D.A.** Measuring seasonal variations of moisture in a landfill with the partitioning gas tracer test. [Journal] // Waste Management, 26, 344-355.. - 2006.

103. **Harikumar P.S., Nasir, U.P. and Rahman, M.P.M.** Distribution of Heavy Metals in the Core Sediments of a Tropical Wetland System. [Journal] // International Journal of Environmental Science and Technology,. - 2009. - pp. 6, 225-232..

104. **Harris A., Xanthos, S. J. et al.** Investigation of the metal content of sediments around the historically polluted Potomac River basin in Washington D.C., United States by inductively coupled plasma-optical emission spectroscopy (ICP-OES) [Journal] // Microchemical Journal. - 2018. - Vol. 142. - pp. 140-143.

105. **Harris M.R.R.,** A study of behaviour of refuse as a landfill material. 144. [Journal]. - 1979.

106. **Haug R.T.** Practical Handbook of compost engineering. [Journal]. - 1993.

107. **Heyer K.-U. and Stegmann, R.** Landfill systems, sanitary landfilling of solid wastes, and longterm problems with leachate [Journal] // Environmental Biotechnology: Concepts and Applications, Eds H.J. Jördening and J. Winter, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, FRG,. - 2005.

108. **Hoening M. Dupire S., Wollast R.,** L'atomisation électrothermique en spectrométrie d'absorption atomique et son application dans les études de l'environnement. [Book]. - Paris. : Tec et Doc, , 1979.

109. **Horowitz AJ.** A primer on sediment-trace element chemistry (2nd edn). [Journal] // Lewis Publishers, Michigan. - 1991.

110. **Howard Ken W.F. Eyles N., Liyingstone S.** Municipal landfill practice and its impact on groundwater resources in and around urban Toronto, Canada [Journal] // Hydrogeology Journal. - 1996. - pp. 64-79.

111. **Imhoff P.T., Reinhart, D.R., Englund, M., Guérin, R., Gawande, N., Han, B., Jonnalagadda, S., Townsend, T.G., Yazdani, R.** Review of state-of-the-art methods for measuring water in landfills, [Journal] // Waste Management 27, 729-745. - 2007.

112. **Ishii K., Sato M. and Ochiai S.** Prediction of leachate quantity and quality from a landfill site by the long short-term memory model. [Journal] // J. Environ. Manag. - 2022. - Vol. 310. - p. 114733.

113. **Jang Y.S., Kim, Y.W. & Lee, S.I.** Hydraulic properties and leachate level analysis of Kimpo metropolitan landfill, Korea [Journal] // Waste Management, 22, 261-267.. - 2002.

114. **Jensen M. P. Turner J. A., Romano J. M., Fisher L. D.** Comparative reliability and validity of chronic pain intensity measures [Journal] // Pain. - Nov 1999 . - pp. 157-62.

115. **Kangle K.M. Kore, S.V., Kore, V.S., Kulkarmi, G.S.** Recent trends in anaerobic codigestion: a review [Journal] // Universal Journal of Environmental Research and Technology . - 2012. - pp. 2 (4), 210-219.

116. **Kasali G.B.E.senior & Watson-Craik, I.A.** Solid-state refuse methanogenic fermentation : control and promotion by water addition. [Journal] // Lett. Appl. Microbiol.. - 1990. - pp. 11, 22-26..

117. **Kayabali K., Yüksel, F.A. & Yeken, T.** Integrated use of hydrochemistry and resistivity methods in groundwater contamination caused by a recently closed solid waste site. [Journal] // Environmental Geology, 36, 227-234.. - 1998.

118. **Keenan J.D., Steiner, R.L., & Fungaroli, A.A.** Chemical-Physical Leachate Treatment [Journal] // Journal of Environmental Engineering. - 1983. - Vol. 109. - pp. 1371-1384.

119. **Kelly R.J.,** Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict waste stability [Journal] // thesis of master of science, Blacksburg, Virginia, USA. - 2002.

120. **Kerbachi R Belkacemi M.** Caractérisation et évolution des lixiviats de la décharge de Oued- Smar à Alger [Journal] // T.S.M.-L'eau . - 1994. - Vol. 11. - p. 615−618.

121. **Khalil F. Bouaouine O., Chtioui H., Souabi S., Aboulhassan M.A., Ouammou A.** Treatment of Landfill Leachate by coagulation-flocculation [Journal] // Journal of Materials and Environmental Science. - 5 : Vol. 6. - pp. 1337-1342.

122. **Khanal S.K., Surampalli, R.Y., Zhang, T.C., Lamsal, B.P., Tyagi, R.D., Kao, C.M.** Bioenergy and biofuel from biowastes and biomass [Journal] // American Society of Civil Engineers, Environmental & Water Resources Institute. - 2010.

123. **Khanbilvardi R.M., Ahmed, S. & Gleason, P.L.,** Flow investigation for landfill leachate (FILL). [Journal] // Journal of Environmental Engineering, . - 1995. - pp. 121, 45-57..

124. **Khattabi H. Lotfi A., Mania J.** Evaluation de l'impact des lixiviats d'une décharge d'ordures ménagères sur la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux d'un ruisseau de Franche-Comté [Journal] // Déchets, Sciences et Techniques. - 2002. - Vol. 24. - pp. 1- 4.

125. **Kjeldsen P. Barlaz M.A., Rooker A.P., Gabr M.A., Borden R.C.,** Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills [Journal] // Environmental Science and Technology. - 2002. - (16) : Vol. 36. - pp. 3457-3464.

126. **Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baum A., Ledin A., Christensen T.A.** present and long-term composition of MSW landfill leachate, [Journal] // Crit. Rev. ,Environ. Sci. Technol.. - 2002. - 4 : Vol. Vol. 32 . - pp. 297-336..

127. **Koerner G.,** In situ temperature monitoring of geosynthetics used in a landfill. [Journal] // Geotechnical Fabrics Rep., 19, 12-13.. - 2001.

128. **Krol A., Rudolph, V. & Swarbrick, G.** Landfill: a containment facility or a process operation [Journal]. - 1994. - pp. 242-248..

129. **Kurniawan T. A., Lo, W., & Chan, G. Y. S.** Physico-Chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants from Landfill Leachate [Journal] // Journal of Hazardous Materials. - 2006. - Vol. B129. - pp. 80-100.

130. **Kylefors K.** Predictions of leaching from municipal solid waste (MSW) and measures to improve leachate management at landfills [Journal] // Doctoral thesis, Luleå University of Technology. - 2002. - pp. SE-971 87 Luleå, Sweden.

131. **Laner D. Crest M., Scharff H., Morris J.W.F., Barlaz M.A.** A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills [Journal] // Waste Management . - 2012. - pp. 32, 498-512.

132. **Leckie J., Pacey, J.G. & Halvadakis, C.P.** Landfill management with moisture control. [Journal] // Journal of Environmental Engineering Div. - 1979. - pp. 105, 337-355..

133. **Leclerc G. Bonneau A.** La lixiviation : source, composition et atténuation [Journal] // Eau du Québec . - 1989. - 1 : Vol. 15 . - pp. 37-45.

134. **Lee DS., Garland JA, Fox AA** Atmospheric concentrations of trace elements in urban areas of the United Kingdom. [Journal] // Atmos Environ 28: 2691–2713. - 1994.

135. **Legret M. Divet L., Juste C.** Migration et spéciation des métaux lourds dans un sol soumis a des épandages de boues de station d'épuration à très forte charge en Cd et Ni [Journal] // Water Ressources. - 1988. - Vol. 22. - pp. 953-959.

136. **Lei L. Chun Y., Jiangshan L., Yu T.** The effect of temperature on landfill gas production with waste degradation [Journal] // Advanced Materials Research. - 2012. - pp. 599, 570-573.

137. **Li R.S. & Zeiss, C.** In situ moisture measurement in MSW landfill with TDR. [Journal] // Environmental Li, R.S. & Zeiss, C., (2001).. - 2001.

138. **Li X., Liu, L., Wang, Y., Luo, G., Chen, X., Yang, X., Gao, B. and He, X.** Integrated Assessment of Heavy Metal Contamination in Sediments from a Coastal Industrial Basin, NE China. [Journal] // PLoS ONE, 7, e39690.. - 2012.

139. **Lobo A., Herrero, J., Montero, O., Fantelli, M. & Tejero, I.,** Modelling for Environmental Assessment of Municipal Solid Waste Landfilld (part 2 : Biodegradation) [Journal] // Waste Management and Research, . - 2002b. - pp. 20(6), 514-528.

140. **Lobo. A. Herrero, J., Montero, O., Fantelli, M. & Tejero, I.,** Modelling for Environmental Assessment of Municipal Solid Waste Landfilld (part 1 : Hydrology)". [Journal] // Waste Management and Research,. - 2002a. - pp. 20(2), 198-210..

141. **Loring DH.** Lithium – a new approach for the granulometric normalization of trace metal data. [Journal] // Mar Chem 29: 155–168. - 1990.

142. **Loska K., Cebula J, Pelczar J, Wiechula D, Kwapulinski J** Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik water reservoir in Poland. [Journal] // Water Air Soil Pollut 93 : 347–365. - 1997.

143. **Luo W., Lu, Y., Wang, T., Hu, W., Jiao, W., Naile, J.E., Khim, J.S. and Giesy, J.P.** Ecological Risk Assessment of Arsenic and Elements in Sediments of Coastal Areas of Northern Bohai and Yellow Seas, China. [Journal] // Ambio,. - 2010. - pp. 39, 367-375..

144. **M. Ahmamou** Evolution et dynamique sédimentaires des carbonates fluvio-lacustres Plio-quaternaires dans le Saïss de Fès (Maroc) [Journal] // Thèse de Doctorat d'Etat, Université Mohamed V, Rabat. - 2002. - p. 230 p.

145. **MacDonald D.D., Ingersoll, C.G. and Berger, T.A.** Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. [Journal] // Archives of Environmental Contamination and Toxicology,. - 2000. - pp. 39, 20-31..

146. **Mahar R.B. Liu J., Li H., Nie Y.** Bio-pretreatment of municipal solid waste to landfilling and its kinetics [Journal] // Biodegradation. - 2009. - pp. 20, 319-330.

147. **Mangin A.,** Pour une meilleure connaissance des systèmes hydrologiques à partir d'analyses corrélatoires et spectrales. [Journal] // Journal of Hydrology, 67, 25-43. - 1984.

148. **Matejka G. Rinke M., Mejbri R., Bril H.** Pollution engendrée par une décharge d'ordures ménagères: Bilan hydrique et caractérisation [Journal] // Environmental Technology. - 1994. - 4 : Vol. 15. - pp. P 313-322.

149. **Mathieu C. Pieltain F.,** Analyse chimique des sols : méthode choisies, [Book]. - France, 214 p. : Editions Tecet Doc. Lavoisier, , 2003.

150. **Maurer R.W.** A paradigm shift from storage to bioreactors. [Journal]. - 1994. - pp. 1-5.

151. **McArdle J.L., Arozarena, M.M., Gallagher, W.E.** Treatment of hazardous waste leachate: Unit operations and costs [Journal] // Pollution Technology Review n° 151, NDC. - 1988.

152. **McMurtry GM., Wiltshire, JC., Kauahikaua JP** Heavy metal anomalies in coastal sediments of Oahu, Hawaii. [Journal] // Pac Sci 49 : 452–470. - 1995.

153. **Meeks Y., Palhegyi, G. & Salhorta, A.M.,** Estimation of infiltration rates from a landfill. 857-866. [Journal]. - 1989.

154. **Mehta R. Barlaz M.A., Yazdani R., Augenstein D., Bryars M., Sinderson L.** Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation [Journal] // Journal of Environmental Engineering. - 2002. - pp. 128, 228-236.

155. **Mejbri R. Matejka G. , Lafrance P. et Mazet M.** Fractionnement et caractérisation de la matière organique des lixiviats de décharges d'ordures ménagères [Journal] // Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science. - 1995. - 2 : Vol. 8. - pp. p. 217–236.

156. **Meju M.,** Geoelectrical characterization of covered landfill sites: A process-oriented model and investigative approach, in: Vereecken, H., Binley, A., Cassiani, G., Revil, A. (eds.), [Journal] // Applied Hydrogeophysics, NATO Series X, Springer, Chapter 11, 319-339. - 2006.

157. **Merzouki M Mohammed G., LAMAMA? DJDDN** FHBFGFJKNJ JFJFNFNFNF [Journal] // Nature. - 2005.

158. **Merzouki M., Bernet, N., Delgene´s, J.P., Moletta, R., Benlemlih, M.,** Effect of operating parameters on anoxic biological phosphorus removal in anaerobic–anoxic sequencing batch reactor. [Journal] // Environmental Technology. - May 2001. - Vol. 22:4. - pp. 397-408.

159. **Mohiuddin K.M., Zakir, H.M., Otomo, K., Sharmin, S. and Shikazono, N.** Geochemical Distribution of Trace Metal Pollutants in Water and Sediments of Downstream of an Urban River [Journal] // International Journal of Environmental Science and Technology,. - 2010. - pp. 7, 17-28.

160. **Morel Jean-Luc.** « Stress patterns and kinematics of the Riflan belt (Morocco from Tortonian to present ». [Journal] // Geodinamica Acta 3(4): 283-94.. - 1989.

161. **Mota R., Monteiro Santos, F.A., Mateus, A., Marques, F.O., Goncalves, M.A., Figueiras, J. & Amaral, H.** Granite fracturing and incipient pollution beneath a recent landfill facility as detected by geoelectrical surveys. [Journal] // Journal of Applied Geophysics, 57(1), 11-22.. - 2004.

162. **Müller G.** Heavy Metals in the Sediment of the Rhine-Changes Seity. [Journal] // Umschau in Wissenschaft und Technik,. - 1979. - pp. 79, 778-783..

163. **Müller G.,** The Heavy Metal Pollution of the Sediments of Neckars and its Tributary: A Stocktaking. [Journal] // Chemiker Zeitung,. - 1981. - pp. 105, 157-164..

164. **Naifar E.M** La situation actuelle de l'élimination des ordures ménagères de l'agglomération de Rabat. Etude de l'impact des rejets liquides de la décharge d'Akrach sur l'environnement [Report]. - Rabat : Thèse de 3e cycle, Faculté des sciences, 1996.

165. **Navarro A. Bernard D., Millot N.** Les problèmes de pollution par les lixiviats de décharge [Journal] // Techniques Sciences et Méthodes - L'Eau. - 1988. - Vol. 3. - pp. 541-545.

166. **OFEFP.** Directives pour le prélèvement d'échantillons de sols et analyses de substances polluantes. [Book]. - [s.l.] : Ed. OCFIM-Berne. 24 p., 1989. .

167. **Ogilvy R., Meldrum, P. & Chambers, J.** Imaging of industrial waste deposits and buried quarry geometry by 3-D resistivity tomography [Journal] // European Journal of Environmental and Engineering Geophysics, 3, 103-113.. - 1999.

168. **Olivier F. Gourc, J.P.** Hydro-mechanical behavior of Municipal Solid Waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell [Journal] // Waste Management,. - 2007. - pp. 27, 44-58..

169. **Olivier F.,** Tassement des déchets en CSD de classe II: du site au modèle. thèse, [Journal]. - 2003. - p. 325p..

170. **Olubunmi F.E. and Olorunsola, O.E.** Evaluation of the Status of Heavy Metal Pollution of Sediment of Agbabu Bitumen Deposit Area, Nigeria. [Journal] // European Journal of Scientific Research, . - 2010. - pp. 41, 373-382..

171. **Othman M.A., Bonaparte, R., Gross, B.A. & Schmertmann, G.R.** Design of MSW landfill final cover systems. [Journal] // Landfill closures environmental protection and land recovery., 218-257.. - 1995.

172. **Ozanne F.** Les lixiviats de décharges : le point des connaissances en 1990 [Journal] // Techniques, Sciences et Méthodes - L'Eau. - juin 1990. - pp. 289-312.

173. **Parveaud M.** Le traitement des lixiviats par osmose inverse [Journal] // L'eau, l'industrie, les nuisances. - 1993. - Vol. 162. - p. 48−50.

174. **Perrier E.R. & Gibson, A.C.,** Hydrologic simulation on solid waste disposal sites. [Journal]. - 1981.

175. **Perrin J.L. Raïs N. , Chahinian N., Moulin P., Ijjaali M.** Water quality assessment of highly polluted rivers in a semi-arid Mediterranean zone Oued Fez and Sebou River (Morocco) [Journal] // Journal of Hydrology. - 2014. - Vol. 510. - pp. 26-34.

176. **Peyton R.L. & Schroeder, P.R.,** Field investigation of HELP model for landfills. [Journal] // Journal of Environmental Engineering, . - 1988. - pp. 114, 247-269..

177. **Pohland F.G., Deryien, J.T., Ghosh, S.B.** Leachate and gas quality changes during landfill stabilization of municipal refuse, In: Wentworth R.L. (ed.), Anaerobic digestion [Journal] // Proceedings 3rd International Symposium, Boston, MA. - 1983. - pp. 185-202.

178. **Porsani J.L., Filho, W.M., Elis, V.R., Shimeles, F., Dourado, J.C. & Moura, H.P.** The use of GPR and VES in delineating a contamination plume in a landfill site: a case study in SE Brazil. [Journal] // Journal of Applied Geophysics, 55(3-4), 199-209.. - 2004.

179. **Powrie W. & Beaven, R.P.** Hydraulic properties of household waste and implications for landfills. [Journal] // Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Geotechnical Engineering,. - 1999. - pp. 137, 235-247..

180. **Radulescu M., Valerian, C., Yang, J.** Time-lapse electrical resistivity anomalies due to contaminant transport around landfills, [Journal] // Annals of Geophysics 50 (3), 453-468. - 2007.

181. **Rath P., Panda, U.C., Bhatta, D. and Sahoo, B.N.** Environmental Quantification of Heavy Metals in the Sediments of the Brahmani and Nandira Rivers, Orissa. [Journal] // Journal of the Geological Society of India, . - 2005. - pp. 65, 487-492..

182. **Rees J.F.** Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control [Journal] // Journal of Chemical Technology and Biotechnology, . - 1980a. - pp. 30, 458-465..

183. **Reinhart D.R. & Townsend, T.G.** Landfill bioreactor design & operation. [Journal]. - 1998. - p. 189p..

184. **Reinhart D.R. and Grosh C.J.** Analysis of Florida MSW landfill leachate quality [Journal] // Florida center for solid and hazardous waste management. - 1998. - pp. Report #97-3.

185. **Renou S Poulain S, Gagnaire J, Cadarache D, Marrot B, Moulin P.** Lixiviat de centre de stockage : déchet généré par des déchets. [Journal] // L'eau, l'industrie, les nuisances. - 2008a. - Vol. 310. - p. 37−43.

186. **Renou S. Givaudan JG., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P.** Landfill leachate treatment: Review and opportunity [Journal] // J Hazard Mater. - 2008b. - pp. 468-93.

187. **Rivett M.O. Lerner D.N., Liyod J.W.** Chlorinated solvents in UK Aquifers [Journal] // Journal of Water and Management. - 1990. - 3 : Vol. 4. - pp. 242-250..

188. **Robinson W.D.** The solid waste handbook: a practical guide [Journal] // J. Wiley & Sons, Inc.. - 1986.

189. **Rodier J., Legube B., Merlet N et coll.,** L'analyse de l'eau ; eaux naturelles ; eaux [Book]. - 2009.

190. **Rosqvist H., Bendz, D., Öman, C. & Meijer, J.-E.,** Water flow in a pilot-scale landfill. [Journal]. - 1997.

191. **Rosqvist H., Destouni, G.** Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste. [Journal] // Journal of Contaminant Hydrology, 46(1-2), 39-60.. - 2000.

192. **Rouez M.** Dégradation anaérobie de déchets solides : caractérisation, facteurs d'influence et modélisations [Journal] // Thèse de doctorat, NSA Lyon. - 2008.

193. **Rowe R.K.,** Geosynthetics and the minimization of contaminant migration through barrier system beneath [Journal] // solid waste. - 1998. - pp. 27-102.

194. **Rubio B. M.A. Nombela et F. Vilas** Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution [Journal] // Marine pollution bulletin. - 2000. - Vol. 40. - pp. 968-980.

195. **Samouëlian A., Cousin, I., Tabbagh, A., Bruand, A., Richard, G.** Electrical resistivity survey in soil science [Journal] // a review, Soil & Tillage Research 83, 173-193. - 2005.

196. **Sani F.** « Structural Evolution of the Rides Prerifaines (Morocco): Structural and Seismic Interpretation and Analogue Modelling Experiments ». [Journal] // International Journal of Earth Sciences 96(4): 685-706.. - 2007.

197. **Schroeder P.R., Dozier, T.S., Zappi, P.A., McENROE, B.M., Sjostrom, J.W. & Peyton, R.L.,** The hydrological evaluation of landfill performance (HELP) model: engineering documentation for version 3. [Journal]. - 1994.

198. **Schropp SJ., Lewis, FG., Windom, HL., Ryan, JD., Calder, FD., Burney LC.** Interpretation of metal concentrations is estuarine sediments of Florida using aluminum as a reference element. [Journal] // Estuaries 13 : 227–235. - 1990.

199. **Sinex S.A. and Helz, G.R.** Regional Geochemistry of Trace Elements in Checapeake Bay Sediments. [Journal] // Environmental Geology,. - 1981. - pp. 3, 315-323..

200. **Sirven B.J.** Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS) [Book]. - 2006. - p. 252p.

201. **Smahi D. Fekri A., El Hammoumi W.,** Environmental Impact of Casablanca Landfill on Groundwater Quality, Morocco, [Journal] // International Journal of Geosciences. - 2013. - Vols. Vol. 4,. - pp. pp. 202-211.

202. **Song X Min H, Zhao L, Fu Q, Zheng W, Wang X, Ding X, Liu L, Ji M.** The Experience and Development of the Treatment Technology of Municipal Solid Waste Leachate in China [Journal] // Water. - 2022. - 16 : Vol. 14. - p. 2458.

203. **Soudi B. Benaabou R.** Gestion des déchets ménagers dans les petites et moyennes communes au Maroc [Journal] // Terre et Vie. - (2002). - p. N° 53 et 54..

204. **Soupios P., Papadopoulos, I., Kouli, M., Georgaki, I., Vallianatos, F., Kokkinou, E.,** Investigation of waste disposal areas using electrical methods: a case study from Chania, Crete, Greece, [Journal] // Environmental Geology 51, 1249-1261. - 2007.

205. **Sowers G.F.** Foundation problems in sanitary landfill. [Journal] // Journaal of Sanitary Engineering Div,. - 1968. - pp. 94, 103-116.

206. **Sowers G.F.** Settlement of waste disposal fills. 207-210. [Journal]. - 1973.

207. **Statom R.A., Thyne, G.D., McCray J.E.** Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA [Journal] // Environmental Geology . - 2004. - pp. 45, 982-991.

208. **Sutherland R.A.** Bed Sediment-Associated Trace Metals in an Urban Stream, Oahu [Journal] // Hawaii. Environmental Geology,. - 2000. - pp. 39, 611-627.

209. **Taltasse P.** Recherches géologiques et hydrogéologiques dans le bassin lacustre de Fès-Meknès [Journal] // Notes et Mémoires du Service Géologique, Maroc. - 1953. - pp. 115, 152 p..

210. **Tchobanoglous G., THEISEN H., VIGIL S.** Integrated Solid Waste Management [Journal] // McGraw-Hill International Edition, New York,. - 1993. - p. 978.

211. **Thomas H. C. Peter K., Poul L. B., Dorthe L. J., Jette B. C., Anders B., Hans-Jørgen A., Gorm H.** Biogeochemistry of landfill leachate plumes [Journal] // Applied Geochemistry. - 2001. - Vol. 16. - pp. 659-718.

212. **Tomlinson D.C., Wilson, J.G., Harris, C.R. and Jeffrey, D.W.** Problems in Assessment of Heavy Metals in the Estuaries and the Formation of Pollution Index [Journal] // Helgoland Marine Research, . - 1980. - pp. 33, 566-575..

213. **Tomlinson D.L. Wilson J.G., Harris C.R., Jeffrey D.W.** Problems in the assessments of heavy metal levels in estuaries and formation of a pollution index [Journal] // Helgoländer Meeresuntersuchungen. - 1980. - Vol. 33. - pp. 566-575.

214. **Trefry JH., Metz, S., Trocine, RP.** A decline in lead [Journal]. - 1985.

215. **Uguccioni M. & Zeiss, C.** Compraison of two approaches to modelling moisture movement through municipal solid waste. [Journal] // Journal of Environmental Systems, 25, 41-63.. - 1997.

216. **Vaudelet P., Schmutz, M., Pessel, M., Franceschi, M., Guérin, R., Atteia, O., Blondel, A., Ngomseu, C., Galaup, S., Rejiba, F., Bégassat, P.** Mapping of contaminant plumes with geoelectrical methods, A case study in urban context [Journal] // Journal of Applied Geophysics. - 2011. - pp. 75, 738-751.

217. **Vilomet JD.** Evaluation du risque lié à une décharge d'ordures ménagères : suivi de la qualité d'un aquifère au moyen des isotopes stables du plomb et du strontium. Corrélation avec des polluants spécifiques des lixiviats. [Book]. - [s.l.] : Thèse de doctorat, université d'Aix-Marseille III, France, 187 pages, 2000.

218. **Visvanathan C. [et al.]** State of the Art Review Landfill Leachate Treatment. [Journal] // J. Environ. Engin. Manag.. - 2004.

219. **Walsh J.J., Kinman, R.N.** Leachate and gas production under controlled moisture conditions [Journal]. - 1979.

220. **Warith M.** Bioreactor landfills experimental and field results. [Journal] // Waste Management, . - 2002. - pp. 22, 7-17.

221. **Wei B.G., Jiang, F.Q., Li, X.M. and Mu, S.Y.** Heavy Metal Induced Ecological Risk in the City of Urumqi, NW China. [Journal] // Environmental Monitoring and Assessment,. - 2010. - pp. 160, 33-45..

222. **Wernli R.** Micropaléontologie du Néogène post-nappes du Maroc septentrional et description systématique des foraminifères planctoniques [Journal] // Notes Mémoires Service Géologique Maroc. - 1988. - pp. 331, 1-270.

223. **White KD., Tittlebaum ME** Metal distribution and contamination in sediments. [Journal] // J Environ Eng 111 : 161–175 Wigington PJ, Randall CW, Grizzard TJ (1983) Accumulation of selected trace metals in soils of urban runoff detention basins. Water Res Bull 19 :. - 1985.

224. **Williams P.T.** Waste treatment and disposal, [Journal] // J. Wiley and Sons Ltd. - 2005. - p. 2nd Edition.

225. **Worell W.A. and Vesilind P.A.** Solid Waste Engineering, 2nd Edition [Journal] // CL Engineering. - 2011.

226. **Yang Y. and Ricoveri A.** Demeestere, K.; Van Hulle, S. Advanced treatment of landfill leachate through combined Anammox-based biotreatment, O3/H2O2 oxidation, and activated carbon adsorption: Technical performance, surrogate-based control strategy and operational cost analysis [Journal] // J. Hazard. Mater.. - 2022. - Vol. 430. - p. 128481.

227. **Yesiller N. & Hanson, J.L.** Analysis of temperature at a municipal solid waste landfill. [Journal]. - 2003.

228. **Yesiller N., Hanson, J.L. & Liu, W.L.** Heat Generation in municipal solid waste. [Journal] // Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering, 131, 1330-1344.. - 2005.

229. **Ahouach, Y.; Baali, A.; Boushaba, A.; Hakam, O.; Azennoud, K.; Lyazidi, A.; Benmessaoud, S.; Assouguem, A.; Kara, M.; Alsaigh, M.A.; et al.** Impact of the Controlled Dump of Fez City (Morocco): Evaluation of Metallic Trace Elements Contamination in the Sediments. *Water* 2023, *15*, 1209. https://doi.org/10.3390/w15061209

230. **Yuen S.T.S.,** Bioreactor landfills: Do they work [Journal] // Geoenvironment 2001, 2nd ANZ conference on environmental geotechnics, Newcastle, Australia. - 2001. - pp. 28-30 November 2001.

231. **Zhan H.** Transport of waste leakage in stratified formations [Journal] // Advances in Water Resources. - 1998. - (2) : Vol. 22. - pp. 159-168.

232. **Zizi M.** « Triassic-Jurassic extension and Alpine inversion in Northern Morocco » [Journal] // Triassic-Jurassic extension and Alpine inversion in Northern Morocco 170: 87-101.. - 1996.

233. **Zornberg J.G., Jernigan, B.L., Sanglerat, T.R. & Cooley, B.H.** Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion [Journal] // Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering, . - 1999. - pp. 125, 583-594.