

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur
Et de la Recherche Scientifique

جامعة بلحاج بوشعيب – عين تموشنت
Université Belhadj Bouchaib – Ain Témouchent



Faculté des Sciences Agronomiques
Département d'Agroalimentaire

Mémoire

Présenté en vue de de l'obtention du diplôme de Master

Filière : Agroalimentaire

Spécialité : Production Végétale

**Diagnostic et évaluation de la dégradation des sols par le lixiviat
du Centre d'enfouissement Technique (C.E.T.) de Sidi Benadda.**

Présentée par :

Melle. BELKADI Noussaiba Aicha

Soutenue le 27/06/2026, devant le jury composé de :

Président

M. CHIHAB M. Maître de conférences (A) - Université B.B. Ain Témouchent

Examinatrice

M. ABDELLAOUI H. Maître de conférences (B) - Université A.B.B. Ain Témouchent

Encadreur

Mme. BELGACEM A. Maître de conférences (B) - Université B.B. Ain Témouchent

Co-encadreur

Mme. ILYES F. Professeur - Université B.B. Ain Témouchent

Année Universitaire : 2025 - 2026

REMERCIEMENTS

A l'issue de ce travail, je remercie avant tout ALLAH, tout puissant, de m'avoir donné volonté, courage et patience pour accomplir ce modeste travail.

Je tiens à exprimer mes sincères remerciements à mon encadreur Mme. BELGACEM A. Maitre-conférence classe (A), et Mme. ILYES F. Professeur, pour avoir acceptés de diriger ce travail avec beaucoup d'attention et de soin. Je leur suis très reconnaissante pour leurs bienveillances, leurs précieux conseils, leurs patiences et leurs disponibilités. J'espère qu'elles trouveront ici l'expression de mes profondes gratitude.

J'adresse mes sincères remerciements à Melle. ABDELLAOUI H. Maitre de conférences classe (A) à l'université de Ain Témouchent, qui m'a fait l'honneur de présider mon jury, et c'est un honneur pour moi qu'il juge ce travail.

Mes vifs remerciements vont aussi à CHIHAB M. Maitre-conférence classe (A) à l'université de Ain Témouchent, pour avoir accepté d'examiner et de juger ce travail.

Mes remerciements s'adressent également à tous les enseignants du département agroalimentaire pour les différentes connaissances qu'ils m'ont données durant mon cursus universitaire et à toutes les personnes du dit département.

Je tiens à remercier l'ensemble des cadres des laboratoires du Génie civile et leur tête Mme. Bentaouzina, Ainsi que les cadres du laboratoire d'hydraulique de la faculté des sciences de l'université Belhadj Bouchaib (Ain Témouchent) ; Ainsi que ceux de la direction de l'environnement de la W. de Ain Témouchent, pour leur soutien et leur grande générosité.

Un grand merci à mes chers parents, pour leur dévouement et leurs soutiens durant toutes les années de mes études.

Mes remerciements vont également à ma sœur Fatima et frères Abdanour et Ayoub, à ma grande famille et mes amis, pour leurs aides tout au long de la réalisation de ce travail.

Enfin, je remercie tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

SOMMAIRE

Liste des figures	VI
Liste des tableaux	VII
Liste des abréviations	VIII
Résumé	IX
Abstract	X
المخلص	XI
Introduction	01
Chapitre 1 : Fertilité des sols agricoles	03
1. Etymologie et définition de la fertilité des sols.	03
1. 1. Fertilité physique	04
1. 2. Fertilité chimique	04
1. 2. 1. Macro-éléments essentiels	05
1. 2. 2. Éléments secondaires et oligo-éléments.	05
1. 2. 3. Paramètres fondamentaux	05
1. 3. Fertilité biologique	05
2. Amélioration de la fertilité des sols	06
2. 1. Mesure de la fertilité d'un sol	06
2. 2. Caractéristiques d'un sol fertile	06
2. 3. Facteurs limitant de la fertilité (région méditerranéenne)	08
2. 3. 1. Contraintes naturelles	08
2. 3. 2. Contraintes anthropiques	08
2. 4. La fertilisation de fond, un investissement incontournable	09
3. Gestion de la fertilité des sols	09
4. Dégradation des sols	10
Chapitre 2 : Gestion des déchets	11
1. Gestion des déchets	11
1. 1. Cadre de réglementation	12
1. 2. Principes de gestion des déchets	12
1. 2. 1. Hiérarchie des stratégies et des usages.	12
1. 2. 2. Recyclage.	12
1. 3. Techniques de gestion des déchets.	13
1. 3. 1. Collecte des déchets	13
1. 3. 2. Données et collecte des déchets	13
1. 3. 3. Matériel de collecte	13
1. 3. 3. 1. Collecte en bennes hors sol	13
1. 3. 3. 2. Collecte en bennes enterrées	14
1. 3. 3. 3. Collecte en déchetteries	14
1. 3. 4. Décharge (Centre d'enfouissement)	14
1. 3. 5. L'incinération	15
1. 3. 6. Compostage et fermentation	16
1. 3. 7. Traitement mécanobiologique	16

1. 3. 8. Pyrolyse et gazéification	17
1. 4. Les Couts	17
2. Economie circulaire	18
3. Les lixiviats des C.E.T. - formation, composition et impacts	18
3. 1. Définition et origine des lixiviats	18
3. 2. Lixiviats d'installation de stockage des déchets	20
3. 3. Production des lixiviats	20
3. 4. Réglementation internationale	21
3. 5. Chimie des lixiviats	21
3. 6. Traitement des lixiviats	22
Chapitre 3 : Matériels et méthodes	24
1. Description de la zone géographique d'étude	24
1. 1. Localisation géographique	24
1. 2. Cadre géologique et géomorphologique	24
1. 3. Milieu édaphique	25
1. 4. Cadre hydrographique	26
1. 5. Cadre climatique	26
1. 6. Potentiel agricole	27
1. 7. Végétation	27
2. Fiche technique du C.E.T. de Sidi Benadda	29
2. 1. Présentation générale	29
2. 2. Caractéristiques techniques & infrastructures	30
2. 3. Traitement du Lixiviat	30
2. 4. Valorisation et économie circulaire	30
2. 5. Impacts et suivi environnemental	31
3. Classification des sols	31
4. Prélèvement des échantillons du sol	31
5. Analyses du sol	34
5. 1. Analyses granulométriques	35
5. 2. Analyses granulométriques par sédimentation	35
5. 3. Matière organique	37
5. 4. Essai au bleu de Méthylène (V_{bs})	37
5. 5. Détermination de la surface spécifique totale (SST)	39
5. 6. Détermination de la masse volumique apparente et réelle des sols	39
5. 7. Évaluation de la stabilité structurale et de la cinétique de désagrégation des agrégats	40
6. Environnements de Programmation et Bibliothèques	42
Chapitre 4. Résultats et discussion	43
1. Description des profils pédologiques	43
1. 1. Prélèvement 1.	43
1. 2. Prélèvement 2.	43
1. 3. Prélèvement 3.	43
1. 4. Prélèvement 4.	44
1. 5. Prélèvement 5.	44
1. 6. Prélèvement 6.	44

2. Résultats d'analyse des échantillons du sol	44
2. 1. Essai au Bleu de Méthylène (V_{bs})	44
2. 2. Surface Spécifique Totale (SST)	45
2. 3. Matière Organique (M.O.)	45
2. 4. Teneur en Eau Naturelle (w)	46
2. 5. Tamisage Humide ($\% < 0,08 \mu m$)	47
2. 6. Densité Solide (P_s)	47
2. 7. Porosité (η)	48
2. 8. Indice des Vides (e)	49
2. 9. Espace Air (%)	49
2. 10. Demande Biochimique en Oxygène (DBO_5)	50
2. 11. Récapitulatif des différentes analyses du sol	51
2. 11. 1. Typologie générale et comportement mécanique des sols	51
2. 11. 2. Dynamique hydro-physique et circulation des fluides	52
2. 11. 3. Diagnostic environnemental : Impact du CET et vulnérabilité des parcelles	52
3. Interprétation des graphiques pédologiques	53
3. 1. Activité des Argiles et Surface Spécifique	53
3. 2. Matière Organique (MO) et Fertilité	54
3. 3. Nuage d'Interprétation (V_{bs} vs MO)	55
3. 4. Propriétés Physiques	55
3. 5. Comparaison des Paramètres Physico-Chimiques (%)	56
3. 6. Nuage : Porosité vs Teneur en Eau (Taille = % MO, Couleur = V_{bs})	57
3. 7. Nuage : Tamisage Humide vs Matière Organique	58
3. 8. Matrice de Corrélation des Propriétés du Sol	58
3. 9. Distribution en Nuages de Points et Densités (Pairplot)	60
3. 10. Graphe de Courbes d'Évolution (Valeurs Normalisées)	61
3. 11. Histogrammes de Distribution	62
3. 12. Distribution Spatiale Conceptuelle (Transect Sol 1 -> Sol 6)	63
4. Typologie synthétique des 06 prélèvements	65
4. 1. Origine Pédologique : Des Vertisols et Sols Calcaires Phaeozems ?	65
4. 2. Dynamique de la Matière Organique sous Climat Méditerranéen	67
4. 3. Vulnérabilité Agricole au Stress Hydrique et Phénomènes d'Érosion	67
5. Synthèse pour l'aménagement agricole	68
5. 1. Recommandations issues du Tamisage Sec (Sols 2, 3, 4)	68
5. 2. Recommandations issues de la Sédimentation (Sols 1, 5, 6)	69
Conclusion	71
Références bibliographiques	74

LISTE DES FIGURES

Figure 01 : Les trois piliers de la fertilité d'un sol.	04
Figure 02 : Le cycle de la matière organique.	06
Figure 03 : Proportion idéales de la matière organique libre et liée.	07
Figure 04 : L'indice de stabilité de la matière organique des principaux produits et actions sur les sols.	08
Figure 05 : Carte de découpage administrative de la wilaya de Ain Témouchent	24
Figure 06 : Localisation du CET de Sidi Benadda par imagerie satellitaire (Google earth, 2026)	29
Figure 07 : Illustrant l'opération des différents prélèvements des échantillons du sol (Belkadi, A. N., 2026)	32
Figure 08 : Illustrant les étapes de manipulations de l'analyse granulométrique effectuées au laboratoire de génie civile (Belkadi, A. N., 2026).	34
Figure 09 : Illustrant les étapes de manipulations de la sédimentation effectuée au laboratoire de génie civile (Belkadi, A. N., 2026).	36
Figure 10 : Illustrant la peser de l'échantillon. (Belkadi, A. N., 2026)	36
Figure 11 : Illustrant les étapes de manipulations de bleu de méthylène effectuées au laboratoire de génie civile (Belkadi, A. N., 2026).	37
Figure 12 : Illustrant les étapes de manipulations de détermination du carbone et du calcium des sols effectués au laboratoire de génie civile (Belkadi A. N., 2026).	
Figure 13 : Illustrant les étapes de manipulations d'évaluation de la stabilité structurale et de la cinétique de désagrégation des agrégats au laboratoire d'hydraulique (Belkadi, A.N., 2026).	41
Figure 14 : Illustrant les étapes de manipulations d'évaluation du couple (Sels dissous + Turbidité) au laboratoire d'hydraulique (Belkadi, A.N., 2026).	42
Figure 15 : Schéma de corrélation des valeurs au bleu de méthylène (V_{bs}) vs surface spécifique (SST) (généré par Python 3.14, 2016).	54
Figure 16 : Teneur en matière organique des différents échantillons du sol (généré par Python 3.14, 2016)	54
Figure 17 : Nuage d'interprétation pédologique (généré par Python 3.14, 2016)	55
Figure 18 : Profil comparatif des différentes propriétés du sol (généré par Python 3.14, 2016)	56
Figure 19 : Comparaison des paramètres physico-chimiques (généré par Python 3.14, 2016)	56
Figure 20 : Nuage de données de la porosité vs teneur en eau (généré par Python 3.14, 2016)	57
Figure 21 : Nuage de données du tamisage humide vs matière organique (généré par Python 3.14, 2016)	58
Figure 22 : Matrice de corrélation complète des propriétés du sol	59
Figure 23 : Distribution en nuages de points et densités	61
Figure 24 : Evolution comparative des paramètres par profil	62
Figure 25 : Histogrammes de distribution de différents paramètres d'analyse du sol	63
Figure 26 : Distribution spatiale conceptuelle	64

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 01 : Résultats d'Essai au de Méthylène	45
Tableau 02 : Résultats des analyses de matière organique	46
Tableau 03 : Résultats de la teneur en eau	46
Tableau 04 : Résultats du tamisage humide	47
Tableau 05 : Résultats de la densité solide	48
Tableau 06 : Résultats des analyses de porosité	48
Tableau 07 : Résultats de l'indice des vides (e)	49
Tableau 08 : Résultats de l'espace air (%)	50
Tableau 09 : Résultats de la DBO ₅	50
Tableau 10 : Récapitulatif des analyses du sol	51

LISTE DES ABREVIATIONS

A.D.E.M.E. : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
A.N.A.A.T. : Agence Nationale pour l'Aménagement et à l'Attractivité des Territoires
A.N.D. : Agence Nationale des Déchets
M.O. : Matière Organique
C.E.C. : Capacité d'Echange Cationique
C.E.T. : Centre d'Enfouissement Technique
C.O.M.I.F.E.R. : Comité Français d'Étude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée
C.P.C.S. : Commission de pédologie et de cartographie des sols
D.A.E. : Déchets d'Activités Economiques
D.A.S.R.I. : Déchets d'Activité de Soins à Risque Infectieux
D.B.O. : Demande Biochimique en Oxygène
D.C.O. : Demande Chimique en Oxygène
D.E.A. : Direction de l'Environnement de la wilaya de Ain Témouchent
F.A.O. : Food and Agriculture Organization
F.F.O.M. : Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères
I.P.C.C. : Intergovernmental Panel on Climate Change
E.T.M. : Eléments Traces Métalliques
I.S.M.O. : Indice de Stabilité de la Matière Organique
I.T.P.S. : Intergovernmental Technical Panel on Soils
M.E.A. : Millenium Ecosystem Assesment
O.M.R. : Ordures Ménagères Résiduelles
O.P.E.C.S.T. : Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques
P.E.H.D. : Polyéthylène Haute Densité
P.E.T. : Polyéthylène Téréphtalates
P.S. : Particules Solides
TMB : Traitement / Tri Mecano-Biologique
S.S.T. : Surface Spécifique Totale.

RÉSUMÉ

La gestion des déchets solides urbains par enfouissement technique génère des lixiviats hautement chargés en matière organique, sels dissous et métaux lourds, menaçant la durabilité des écosystèmes dans les zones semi-arides. Ce travail d'initiation à la recherche a permis d'évaluer et de diagnostiquer l'impact potentiel de ces effluents sur la dégradation de six horizons de sols agricoles situés aux abords du Centre d'Enfouissement Technique (CET) de Sidi Benadda (Wilaya de Aïn Témouchent).

L'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque de ces sols, basée sur leurs propriétés physico-chimiques, géotechniques et structurales, révèle des comportements hautement hétérogènes face aux risques de migration ou de rétention des polluants :

- **Les zones de haute résilience** : Le **Sol 6** s'impose comme le profil le plus résistant. Sa teneur exceptionnellement élevée en matière organique (9,02 %) et sa forte porosité (57,0 %) lui confèrent une excellente capacité d'adsorption, agissant comme un filtre naturel protecteur contre la migration des contaminants.
- **Les zones de vulnérabilité critique** : À l'inverse, le **Sol 2** présente le risque environnemental le plus élevé. Sa pauvreté extrême en matière organique (1,29 %), sa faible porosité et sa fragilité structurale limitent drastiquement son pouvoir tampon, favorisant le lessivage vertical des polluants vers la nappe ou leur ruissellement latéral.
- **Les dynamiques intermédiaires** : Les **Sols 1, 3, 4 et 5** affichent des teneurs en matière organique satisfaisantes (4,7 % à 6,3 %). Toutefois, une forte corrélation négative (-0,82) entre l'activité des argiles et la matière organique montre que la forte proportion d'argile dans certains profils tend à réduire leur perméabilité tout en modulant à la baisse leur capacité globale de rétention. De plus, la porosité élevée du **Sol 1** (59,1 %) fait redouter un transfert rapide en cas de charge polluante massive.

Face à ces risques de dégradation structurale et chimique, et malgré l'existence d'une station de traitement au CET, la mise en place d'un réseau de surveillance régulière des sols et des eaux souterraines est impérative. Enfin, des actions de gestion durable, telles que l'apport d'amendements organiques sur les sols déficitaires (comme le Sol 2), sont fortement recommandées pour renforcer leur capacité de filtration et restaurer la fertilité de ce patrimoine agricole.

Mots-clés : Lixiviats, Centre d'Enfouissement Technique (CET), dégradation des sols, vulnérabilité environnementale, matière organique, porosité, Sidi Ben Adda, Aïn Témouchent.

ABSTRACT

Municipal solid waste management through landfilling generates highly polluted leachates rich in organic matter, dissolved salts, and heavy metals, posing a severe threat to ecosystem sustainability in semi-arid zones. This introductory research work evaluates and diagnoses the potential impact of these effluents on the degradation of six agricultural soil horizons located near the Sidi Benadda Landfill (CET) in the Wilaya of Aïn Témouchent.

The assessment of the intrinsic vulnerability of these soils, based on their physicochemical, geotechnical, and structural properties, reveals highly heterogeneous behaviors regarding pollutant migration or retention risks:

- **High Resilience Zones: Soil 6** emerges as the most resilient profile. Its exceptionally high organic matter (OM) content (9.02%) combined with high porosity (57.0%) grants it an excellent adsorption capacity, allowing it to act as a protective natural filter against contaminant migration.
- **Critical Vulnerability Zones :** Conversely, **Soil 2** exhibits the highest environmental risk. Its extreme depletion in organic matter (1.29%), low porosity, and fragile structural stability severely limit its buffering capacity, promoting either vertical pollutant leaching toward the groundwater or lateral runoff.
- **Intermediate Dynamics : Soils 1, 3, 4, and 5** displays satisfactory organic matter levels (between 4.7% and 6.3%). However, a strong negative correlation (-0.82) between clay activity and organic matter indicates that a higher clay fraction in certain profiles tends to reduce permeability while diminishing overall retention capacity. Furthermore, the high porosity of **Soil 1** (59.1%) raises concerns regarding rapid transport under massive pollutant loads.

Given these risks of structural and chemical degradation, and despite the presence of an on-site leachate treatment plant, a regular monitoring network for both soils and groundwater is imperative. Finally, sustainable management practices - such as applying organic amendments to nutrient-deficient profiles like Soil 2 - are strongly recommended to enhance filtration capacity and restore the fertility of this agricultural heritage.

Keywords : Leachate, Technical Landfill Center (TLC), soil degradation, environmental vulnerability, organic matter, porosity, Sidi Ben Adda, Aïn Témouchent.

الملخص

إن تسبيل النفايات الصلبة الحضرية عن طريق الردم التقني يؤدي إلى إنتاج عصارات (Lixiviats) ذات حمولة مرتفعة من المواد العضوية والأملاح الذائبة والمعادن الثقيلة، مما يشكل تهديدًا لاستدامة النظم البيئية في المناطق شبه الجافة. وقد مكن هذا العمل البحثي التمهيدي من تقييم وتشخيص التأثير المحتمل لهذه العصارات على تدهور ستة آفاق من التربة الزراعية الواقعة بمحيط مركز الردم التقني لسيدي بن عدة بولاية عين تموشنت.

أظهر تقييم الهشاشة الذاتية لهذه الترب، بالاعتماد على خصائصها الفيزيائية والكيميائية والجيوتقنية والبنوية، سلوكيات متباينة بشكل كبير تجاه مخاطر انتقال الملوثات أو احتجازها:

مناطق المرونة العالية:

تبرز التربة رقم 6 باعتبارها الأكثر مقاومة بين جميع المقاطع المدروسة، حيث إن محتواها المرتفع جدًا من المادة العضوية (9.02%) ومساميتها العالية (57.0%) يمنحانها قدرة ممتازة على الامتزاز والاحتفاظ بالملوثات، مما يجعلها تعمل كمرشح طبيعي يحد من انتقال الملوثات داخل الوسط البيئي.

مناطق الهشاشة الحرجة:

في المقابل، تمثل التربة رقم 2 أعلى مستوى من المخاطر البيئية، إذ إن فقرها الشديد بالمادة العضوية (1.29%)، إلى جانب انخفاض مساميتها وضعف بنيتها، يقلص بشكل كبير قدرتها العازلة، مما يعزز من ظاهرة الغسل العمودي للملوثات نحو المياه الجوفية أو انتقالها أفقيًا عبر الجريان السطحي.

الحالات المتوسطة:

أظهرت التربة 1 و3 و4 و5 محتويات مرضية من المادة العضوية تراوحت بين 4.7% و6.3%. غير أن وجود ارتباط سلبي قوي (-0.82) بين نشاط المعادن الطينية (Vbs/SST) والمادة العضوية يدل على أن الارتفاع النسبي لمحتوى الطين في بعض المقاطع يؤدي إلى خفض نفاذية التربة، مع التأثير في الوقت نفسه على قدرتها الإجمالية على الاحتفاظ بالملوثات. كما أن المسامية المرتفعة للتربة رقم 1 (59.1%) قد تسمح بانتقال سريع للملوثات في حالة حدوث حمل تلوثي كبير.

وأمام هذه المخاطر المرتبطة بالتدهور البيئي والكيميائي للتربة، ورغم وجود محطة لمعالجة العصارات على مستوى مركز الردم التقني، فإن إنشاء شبكة منتظمة لمراقبة التربة والمياه الجوفية يعد أمرًا ضروريًا. كما توصي الدراسة بتبني إجراءات للتسيير المستدام، من بينها إضافة المحسنات العضوية إلى الترب الفقيرة بالمادة العضوية، خاصة التربة رقم 2، بهدف تعزيز قدرتها على الترشيح واستعادة خصوبتها والمحافظة على هذا المورد الزراعي الهام.

الكلمات المفتاحية: العصارات، مركز الردم التقني، تدهور التربة، الهشاشة البيئية، المادة العضوية، المسامية، سيدي بن عدة، عين تموشنت.

Introduction

La gestion des déchets solides urbains par enfouissement technique génère des lixiviats fortement chargés en matière organique, sels dissous et métaux lourds (Kehila, 2010). Ces effluents constituent un vecteur majeur de contamination des sols et des eaux souterraines, en particulier dans les zones semi-arides comme l'Ouest algérien (Abidi & Habi, 2018).

A titre d'exemple, les études menées dans la région d'Oran (Bouyakoub & Belkhodja, 2014 ; Berrani & Cheknane, 2017), montrent que les lixiviats présentent :

- Des charges organiques très élevées ($\text{DCO} > 28\,000 \text{ mg/L}$),
- Des concentrations importantes en métaux lourds (Fe, Pb, Cu, etc.),
- Une capacité avérée de migration dans les sols et nappes.

Par ailleurs, leur interaction avec le sol entraîne (Benlatreche & Mekarta, 2019) :

- Une dégradation des propriétés physico-chimiques,
- Une modification des propriétés hydrodynamiques (perméabilité),
- Une perte de stabilité mécanique et de fertilité biologique.

Dans le cas du CET de Sidi Benadda, aucune étude approfondie intégrée (sol + lixiviat + transfert) n'a permis (Smahi, 2020) :

- de quantifier le niveau réel de dégradation des sols, d'identifier les mécanismes de transfert des polluants,
- ni d'évaluer les risques environnementaux à moyen et long terme.

Cependant, dans quelle mesure les lixiviats issus du CET de Sidi Benadda contribuent-ils à la dégradation des sols environnants, et quels sont les mécanismes de contamination et les niveaux de risque associés ?

De ce fait, ce travail d'initiation à la recherche va permettre d'évaluer et diagnostiquer l'impact des lixiviats sur la dégradation des sols au niveau du CET de Sidi Benadda, à travers :

- La caractérisation physico-chimique des lixiviats ;
- Évaluation de la qualité des sols impactés ;
- Identification des mécanismes de transfert sol–lixiviat ;
- Évaluation du risque environnemental.

Afin de pouvoir répondre à ces différents questionnements, ce mémoire va s'articuler sur le plan suivant :

- D'abord une introduction générale, qui illumine le contexte global de la gestion des déchets ainsi que la problématique environnementale des lixiviats.
- Un premier chapitre sera consacré sur les généralités de la fertilité des sols agricoles ;

- Un second chapitre dédié pour une synthèse bibliographique sur la gestion des déchets ;
- Un troisième chapitre va concerner la présentation agro biogéographique de la région d'étude et les matériels et méthodes du travail pratique ;
- Le dernier chapitre concerne les résultats obtenus et la discussion des différentes interprétations notamment celles liées aux réponses à des hypothèses qui peuvent affleurer en matière de la charge polluante des lixiviats du CET qui peuvent dépasser les normes ; probabilité d'un gradient de contamination décroissant avec la distance au CET ; les sols proches du CET peuvent présenter une dégradation structurale et chimique significative ; ou encore les caractéristiques pédologiques locales peuvent favoriser la migration des polluants ;
- Enfin, une conclusion générale comportera une synthèse des résultats, les limites de l'étude et les perspectives de recherche.

Chapitre 1 :

Fertilité

des sols

Le sol est un volume qui s'étend depuis la surface de la terre jusqu'à une profondeur marquée par l'apparition d'une roche dure ou meuble, peu altérée, ou peu marquée par la pédogénèse (Duchaufour, 2001). L'épaisseur du sol peut varier de quelques centimètres à quelques dizaines de mètres, ou plus. Il constitue localement, une partie de la couverture pédologique qui s'étend à l'ensemble de la surface de la terre (Baize & Girard, 2008). Il comporte le plus souvent plusieurs horizons correspondant à une organisation des constituants organiques et/ou minéraux (la terre) (Lozet & Mathieu, 2013). Cette organisation est le résultat de la pédogénèse et de l'altération du matériau parental. Il est le lieu d'une intense activité biologique (racines, faune et micro-organismes) (Baize, 2016 ; Mathieu & Lozet, 2011). Néanmoins, la définition des sols fait encore débat au sein de la communauté scientifique de science du sol. Girard *et al.*, (2017) a rédigé un document synthétique sur la définition des sols en s'appuyant sur le contexte des documents du MEA (2005). Par ailleurs, Legros (2012), a écrit un texte illustré destiné aux personnes n'ayant aucune connaissance préalable sur les sols.

Alors que les taux de matières organiques dans les sols diminuent avec l'intensification des pratiques agricoles et l'usage d'engrais de synthèse, la fertilité des sols représente aujourd'hui un enjeu majeur pour relever le défi de la durabilité des systèmes agricoles (Lal, 2004 ; FAO & ITPS, 2015 ; Therond & *al.*, 2017).

1. Etymologie et définition de la fertilité des sols

Globalement, il n'existe pas de terme équivalent à fertilité des sols dans toutes les langues (Ritz Stoessel, 1985). Néanmoins, avec l'élaboration de la théorie de l'humus (équivalent du terme actuel « matière organique des sols »), à partir de la fin du XVIII^e siècle, par les travaux du chimiste suédois Johan Gottschalk Wallerius, et puis popularisée par l'agronome allemand Albrecht Daniel Thaer. Elle postule que l'humus (Piutti *el al.*, 2015), est la principale source de nutriments pour les plantes, et donc de fertilité de ces derniers (Feller, 1997).

Or, les travaux de Justus von Liebig, à partir de 1840, montrent que les plantes se nourrissent d'éléments minéraux et non d'humus, donnant naissance à la théorie minérale, qui postule que la fertilité des sols dépend uniquement de la gestion de la quantité et de la qualité des éléments minéraux solubles du sol. Cette théorie donnera naissance aux premières pratiques de fertilisation chimique (Piutti *el al.*, 2015). Ainsi, à partir des années 1940 (Piutti & *al.*, 2015 ; Feller & *al.*, 2012), cette vision de la fertilité sera complétée, notamment dans les travaux de Albert Howard (1940), par une vision des sols comme des écosystèmes, où les microorganismes, en dégradant la matière organique ou en altérant la roche-mère, libèrent des nutriments minéraux assimilables par les plantes. La matière organique des sols est alors à nouveau considérée comme importante, notamment dans les formes d'agriculture se voulant

respectueuses de l'environnement (agroécologie, agriculture biologique, agriculture de conservation, ...) (Heckman, 2006).

Par Ailleurs, Patzel *et al.* (2000), considèrent que toute définition de la fertilité des sols est insatisfaisante car elle sera toujours, soit trop précise, dans le but de répondre à une question particulière, et exclura alors des composantes de la fertilité considérées comme importantes par d'autres personnes, soit trop vague, et ne sera pas utilisables pour définir des critères de mesure de la fertilité. Ainsi, pour Sebillotte (1992), la difficulté de définir la fertilité des sols provient de ce que la fertilité est un potentiel qui s'exprime sous certaines conditions mais n'est jamais vraiment mesurable présentement : « il n'y a pas de fertilité en soi mais en référence, pour un milieu, aux systèmes de culture pratiqués ».

Cependant, les deux visions qui s'opposent dans ce contexte s'articulent sur la fertilité comme caractéristique naturelle des sols et la fertilité comme caractéristique construite par les activités humaines (Barbier, 1955 ; Riedel, 1955). La difficulté de fournir une définition est également liée à la diversité des aspects de la fertilité (écologiques, culturels, économiques, agronomiques, pédologiques...) étudiés en agronomie (Gasselin *et al.*, 2010).

De ce fait, on considère la fertilité des sols comme étant la capacité du sol à produire la culture désirée (Cooke, 1967). Elle correspond à la capacité d'un sol à assurer durablement la nutrition, la croissance et le rendement des cultures, tout en maintenant ses fonctions écologiques (Abbott et Murphy, 2003). Ainsi, on distingue trois dimensions complémentaires (Figure 01) :

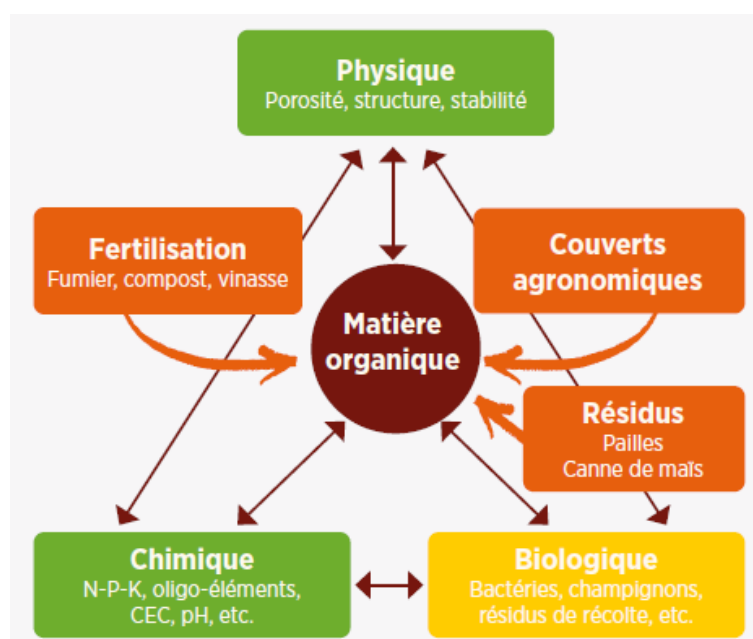


Figure 01 : Les trois piliers de la fertilité d'un sol (d'après Cotrufo & *al.*, 2013)

1. 1. Fertilité physique : Comprend : texture (argile, limon, sable), structure (agrégats, stabilité structurale), porosité totale et utile, capacité de rétention en eau et densité apparente. Avec des

problèmes fréquents en ce qui concerne la battance, la compaction (suite à l'utilisation des engins agricoles) et l'hydromorphie ; Ainsi (Calvet, 2003) :

- Sol sableux → drainage rapide, faible réserve utile ;
- Sol argileux → forte rétention, mais risques d'asphyxie racinaire ;
- Sol limono-argileux → optimum agronomique ;

1. 2. Fertilité chimique : concerne la disponibilité des éléments nutritifs (Calvet, 2003 ; Gobert et Brahy, 2020), à savoir :

1. 2. 1. Macroéléments essentiels

- Azote (N) → croissance végétative ;
- Phosphore (P) → enracinement, énergie (ATP) ;
- Potassium (K) → régulation hydrique, résistance ;

1. 2. 2. Éléments secondaires et oligoéléments

- Ca, Mg, S ;
- Fe, Zn, Mn, Cu, B, Mo ;

1. 2. 3. Paramètres fondamentaux (Djili & *al.*, 2003 ; Marschner, 2012)

- pH du sol
 - acide (< 6) → toxicité Al, blocage P
 - neutre (6,5–7,5) → optimum
 - alcalin (> 7,5) → blocage Fe, Zn (très fréquent en Algérie)
- Capacité d'échange cationique (CEC) → capacité du sol à retenir les nutriments
- Taux de matière organique (MO) → pivot central de la fertilité.

Il faut noter ici que l'absorption des éléments nutritifs est à l'état de solution très diluée : il faut donc qu'à portée des racines, l'eau existe en quantité suffisante et avec une pression osmotique assez basse pour qu'elle puisse pénétrer dans la plante (Gaucher, 1968).

1. 3. Fertilité biologique : correspond à la capacité des organismes vivant dans le sol (plantes, bactéries, champignons, animaux, protistes) à contribuer à la nutrition végétale (Abbott et Murphy, 2003). Elle joue un rôle critique dans la disponibilité de l'azote, la structuration du sol et la résilience, et comprend les composantes suivantes (Calvet, 2003 ; Gobert et Brahy, 2020) :

- Activité microbienne (bactéries, champignons)
- Faune du sol (vers de terre)
- Processus :
 - minéralisation
 - humification

- fixation biologique de l'azote

Ces trois composantes interagissent fortement : un sol chimiquement riche mais compacté reste improductif.

Ces trois aspects de la fertilité des sols sont interconnectés. La matière organique apparaît comme le catalyseur de ces interconnexions (Tisdall et Oades, 1982). Par exemple, la décomposition microbienne des matières organiques fraîches (pailles, couverts restitués) – le phénomène de minéralisation – peut temporairement améliorer la stabilité structurale du sol (Le Bissonnais, 1996) et, inversement, un défaut de structure peut limiter l'activité microbienne (Chenu *et al.*, 2020) (Figure 02).

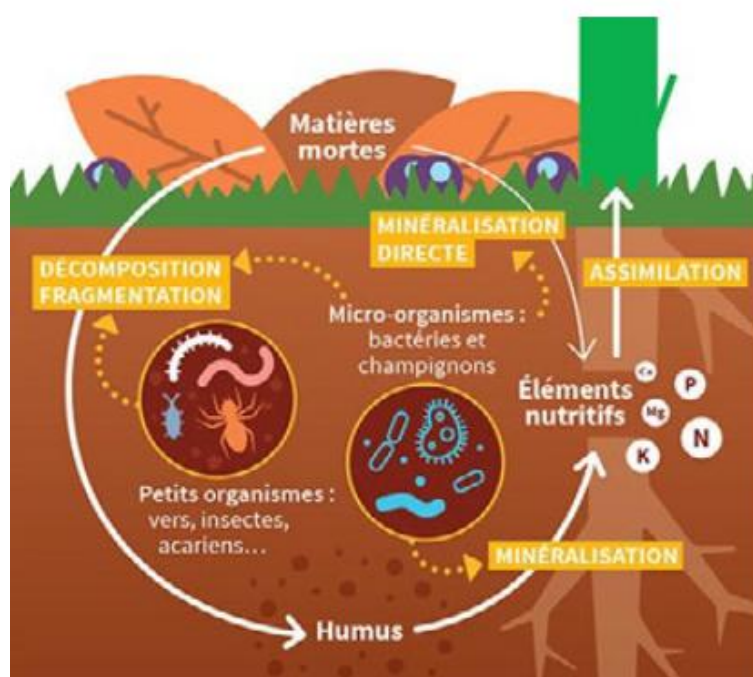


Figure 02 : Le cycle de la matière organique (d'après Cotrufo & *al.*, 2013)

Une stratégie de fertilisation durable et performante des sols doit considérer les apports de matière organique comme le pilier essentiel et compléter par des apports de minéraux ciblés.

L'augmentation de la matière organique est possible au travers de plusieurs leviers :

- Implantation de couvert agronomique (objectif 3 TMS/ha minimum) (Justes & *al.*, 2012) ;
- Utilisation d'amendement organique (vinasse, fumier, digestat, compost...) (Cambardella & Elliott, 1992 ; Balesdent & *al.*, 1998) ;
- Restitution des résidus de cultures au sol (Balesdent & *al.*, 1998).

2. Amélioration de la fertilité des sols

2. 1. Mesure de la fertilité d'un sol

Pour piloter les apports de matière organique (MO) et faire progresser la fertilité de son sol, il faut des indicateurs mesurables et interprétables pour la qualifier et non pas simplement la quantifier (Chenu & Stengel, 2001). Généralement, nous parlons de la MO totale. Cependant, il existe dans le sol deux matières organiques distinctes (MO libre et MO liée), ayant des fonctions diverses (Cambardella & Elliott, 1992). L'équilibre de ces fractions est essentiel au fonctionnement du sol (Balesdent & *al.*, 1998).

2. 2. Les caractéristiques d'un sol fertile

Dans l'idéal, la MO libre doit représenter 20 % de la MO totale. Le rôle de cette fraction est de nourrir les micro-organismes qui minéralisent les éléments nutritifs. C'est le carburant du sol (Feller, 1995). En parallèle, nous trouvons la MO liée, dont le ratio idéal est de l'ordre de 80 %. Le rôle de cette MO est d'améliorer la structure, la réserve hydrique et la capacité d'échange cationique (CEC) (Six & *al.*, 2002). Cette fraction est en revanche moins minéralisable, donc moins fertilisante. C'est une réserve de fertilité globale sur le long terme (Balesdent & *al.*, 1998).

Un déséquilibre important engendre des conséquences sur la fertilité des sols et, in fine, sur la productivité. Par exemple, un ratio de 10 % de MO libre et de 90 % de MO liée provoque une perte de fertilité puisque les micro-organismes n'ont pas suffisamment d'énergie à disposition pour remplir leur rôle. Dans ce cas, le sol perd une grande partie de son pouvoir de mise à disposition des nutriments pour les plantes (Feller, 1995) (Figure 03).

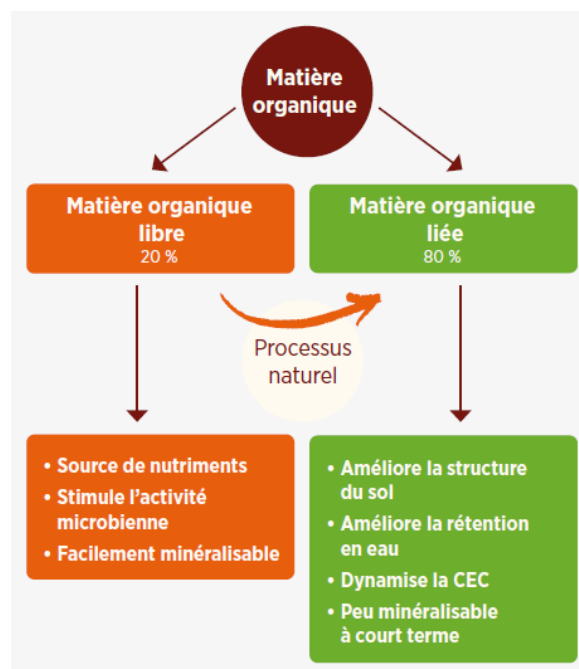


Figure 03 : Proportions idéales de matière organique libre et liée (d'après Cotrufo & *al.*, 2013)

Dans cet objectif d'équilibre entre les MO, la mesure de l'indice de stabilité de la matière organique (ISMO) des produits utilisés devient essentielle (Robin & *al.*, 2009). L'ISMO caractérise la MO d'un produit (Houot & *al.*, 2014). Cet indicateur est important pour savoir quel produit utiliser en fonction de l'équilibre entre la fraction liée et la fraction libre (Fig. 4) (Fournaise, 2025).

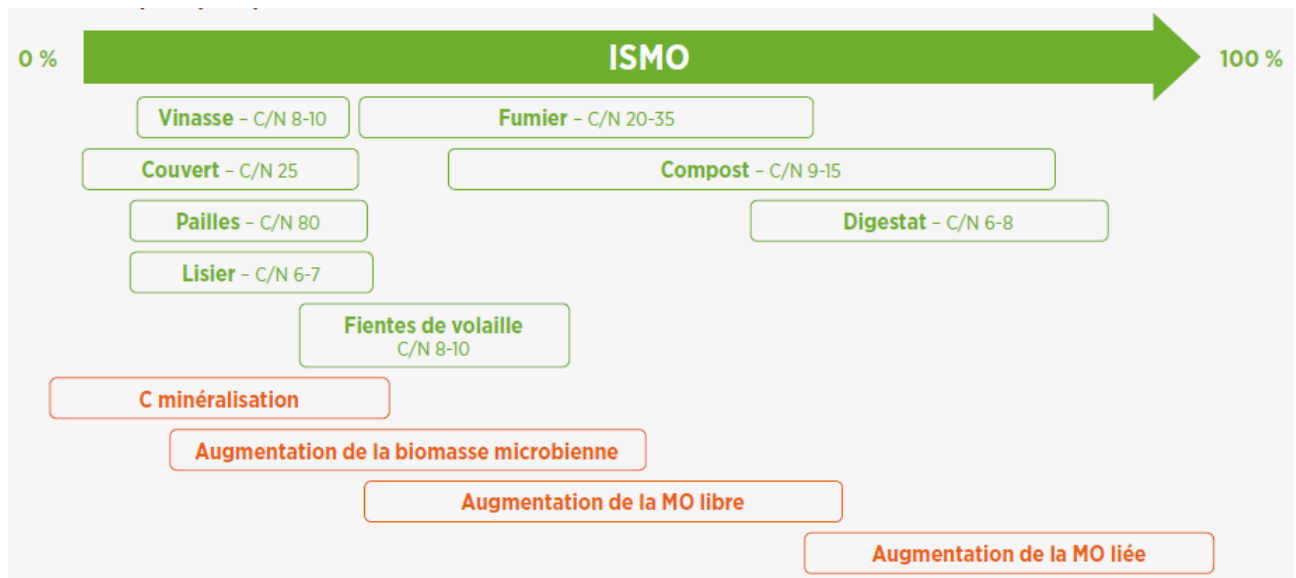


Figure 04 : L'indice de stabilité de la matière organique (Fournaise, 2025)

Lorsque l'ISMO est inférieur à 50 %, la MO est peu stable, elle se minéralise vite sous l'action des micro-organismes : l'effet fertilisant est immédiat mais peu durable (Robin & *al.*, 2009). À l'inverse, un ISMO supérieur à 50 % indique que la MO reste présente dans le sol sous forme d'humus : une fertilisation moins directe mais plus abondante sur le long terme (COMIFER, 2013). Il faut également noter que les amendements présentant des ISMO élevés (> 70 %) sont généralement moins riches en éléments fertilisants. En revanche, leur teneur en MO, notamment MO liée, est plus élevée (Houot & *al.*, 2014).

2. 3. Facteurs limitant la fertilité (région méditerranéenne)

2. 3. 1. Contraintes naturelles (Roose & *al.*, 2006 ; FAO, 2022) :

- Faible teneur en matière organique (< 2%)
- Climat semi-aride → minéralisation rapide
- Salinité et alcalinité
- Érosion hydrique et éolienne

2. 3. 2. Contraintes anthropiques (Kadi et Semiani, 2010 ; Daoud & Halilat, 2002) :

- Travail intensif du sol
- Monoculture céréalière
- Apports déséquilibrés en fertilisants (souvent azotés uniquement)

- Irrigation mal maîtrisée (salinisation secondaire).

2. 4. La fertilisation de fond, un investissement incontournable

La fertilisation de fond (P, K, Mg...) est essentielle pour compléter la plante vis-à-vis de ses besoins non satisfaits par le sol. Outre l'azote, le phosphore et le potassium sont des éléments indispensables que la plante puise dans le sol (Calvet, 2003). Chaque nutriment est important et remplit des fonctions diverses dans le métabolisme de la plante. Ces nutriments sont absorbés en diverses quantités en fonction de la culture et du rendement. Par exemple, un colza est très exigeant en phosphore mais moins en potassium (Terres Inovia, 2022). À la différence de la fertilisation azotée, qui se raisonne à l'échelle d'une campagne, la fertilisation de fond doit s'appréhender sur le long terme, à l'échelle de la rotation (COMIFER, 2009). Les exportations et les exigences de chaque culture présente dans la rotation sont des critères importants dans le raisonnement de la fertilisation de fond (Fisgativa & *al.*, 2019 ; Fournaise, 2025 ; Moletta & *al.*, 2015).

3. Gestion de la fertilité des sols

Face à la multiplication des aléas climatiques qui fragilisent la résilience des cultures, d'une part, et face à l'exigence de gestion des charges, d'autre part, la stratégie de fertilisation doit viser à (re)trouver ou maintenir un sol fertile, c'est-à-dire un sol qui contiendra tous les principaux éléments minéraux nécessaires à la nutrition des plantes (l'azote, le phosphore et le potassium en premier lieu, mais également le calcium, le magnésium, le soufre, le fer, le zinc, le cuivre, le bore, le molybdène, le nickel...) (Mazoyer & Roudart, 1997 ; Thoumazeau *et al.*, 2019).

Le système de renouvellement de la fertilité des sols employé par les agriculteurs est un déterminant important des différents systèmes agraires (Mazoyer & Roudart, 1997) :

- la friche de longue durée (utilisée en agriculture sur abattis-brûlis) ;
- le transfert de fertilité des prairies et forêts vers les champs par les animaux (utilisation du fumier) ou par transfert de litière, d'horizons de sol (étripage) ;
- l'utilisation d'engrais verts, l'introduction de prairies et de légumineuses dans la rotation ;
- l'utilisation d'engrais minéraux issus de la synthèse industrielle ou d'activités minières (utilisés après la révolution industrielle) ;
- les associations arbres-cultures, permettant des transferts verticaux de fertilité (utilisées en agroforesterie).
- Les systèmes maraichers et leurs bienfaits sur la multifonctionnalité des sols (Thoumazeau & *al.*, 2019).

4. Dégradation des sols

Historiquement, l'effondrement de plusieurs civilisations peut être attribué à la dégradation des sols (Diamond, 2009). A titre d'exemple, depuis le début de l'agriculture dans les Grandes Plaines d'Amérique du Nord, vers 1880, la moitié de l'horizon superficiel a disparu (Kötke, 1993).

Ainsi, la majorité des facteurs de dégradation des sols sont issus des activités anthropiques à cause d'un changement d'usage de sols, d'une déforestation et de plusieurs pratiques agricoles inadéquates (Cronon, 1983), notamment un travail du sol excessif qui dégrade la structure du sol et favorise compaction et érosion (Hubert & Schaub, 2011), une fertilisation trop faible qui conduit à épuiser les réserves du sol ou la salinisation du sol par les eaux d'irrigation (Roose & *al.*, 2006 ; FAO, 2021).

Pour résumer, un sol fertile est un **système dynamique**, où la matière organique joue un rôle central, et l'équilibre physico-chimique est déterminant, ainsi que l'activité biologique est le moteur invisible (Doran & Zeiss, 2000).

Cependant, le sol a besoin d'une ration équilibrée. C'est la diversification des apports minéraux et organiques et la mise en place d'indicateurs réguliers qui garantiront un bon fonctionnement du sol et, donc, une fertilité durable, résiliente et productive des sols. Or, dans les conditions des sols agricoles algériens, le facteur limitant majeur reste la dégradation organique et structurale, aggravée par des pratiques agricoles intensives non adaptées (Djili *et al.*, 2003 ; Arab *et al.*, 2018).

Chapitre 2 :

Gestion

des déchets

Ce chapitre explore l'évolution et les enjeux de la gestion des déchets, en mettant l'accent sur la transition des pratiques historiques vers une économie circulaire (Buclet, 2011 ; Ghisellini & *al.*, 2016). Le texte détaille diverses méthodes de traitement, allant de l'enfouissement et l'incinération classiques aux techniques modernes comme la méthanisation, la pyrolyse et le tri mécano-biologique (Ademe, 2021 ; Moletta, 2015 ; Biogradlija, & *al.*, 2020). Un volet technique approfondi est consacré aux lixiviats, ces liquides polluants issus de la décomposition des déchets, dont la composition chimique et le traitement rigoureux sont essentiels pour prévenir la contamination des nappes phréatiques (Kjeldsen & *al.*, 2002 ; Renou & *al.*, 2008).

Enfin, nous soulignons l'importance des cadres réglementaires afin de limiter les risques environnementaux liés à la production croissante des rebuts.

1. Gestion des déchets

La gestion des déchets, vise à réduire leurs effets néfastes sur la santé humaine et environnementale et leur valorisation dans une perspective d'économie circulaire. Cependant, le tri et le traitement des déchets ont longtemps été pris en charge par les populations elles-mêmes. Ainsi, la première révolution industrielle a transformé les villes qui sont devenues des sources énormes de matières premières, ce qui a entraîné l'apparition de deux métiers spécifiques : le vidangeur qui récupère l'urine et les excréments dans les fosses d'aisance et les revend comme engrais aux paysans, ainsi que les boues de rues qui permettent l'essor du maraîchage ; le chiffonnier qui, par le recyclage des déchets, participe à l'essor de l'industrialisation (Barles, 2005 ; Guillaume & *al.*, 2004). Cette économie de la récupération, essentielle à la survie urbaine de l'époque, préfigurait déjà certains principes de notre économie circulaire actuelle (Buclet, 2015).

Alors que ces deux métiers disparaissent peu à peu au XX^e siècle, le système des décharges se généralise et devient au fil des siècles le moyen de se débarrasser de plus en plus des déchets, sans préoccupation pour l'environnement (odeurs, émissions de gaz comme le méthane et l'hydrogène sulfuré, risque d'incendie, pollution des terres) (De Silguy, 2009).

À partir des années 1960, l'incinération s'est développée en raison d'une offre nouvelle de matériel pouvant brûler des quantités importantes de déchets, et en réponse à la difficulté croissante de trouver des sites de décharge. L'incinération a de nombreuses conséquences environnementales qui, longtemps, n'ont pas été prises en compte, et elle génère comme les décharges des oppositions fréquentes (Rocher, 2006).

Cependant, depuis quelques années, des alternatives aux décharges et à l'incinération voient le jour, mais sont encore peu mises en place : tri mécano biologique, pyrolyse, gazéification, etc.

(Ademe, 2020 ; Bayard & Gourdon, 2018). Dans le même temps, associations et pouvoirs publics tentent de réduire à la source la production de déchets qui est en augmentation croissante depuis l'après-guerre (Monsaingeon, 2017). La réduction des déchets est considérée par beaucoup comme l'un des meilleurs traitements existants (Durand & dechéance, 2015).

1. 1. Cadre de réglementation

La gestion des déchets (collecte + traitement) est une activité à risques (Bergeret, 2002) où les salariés sont potentiellement exposés à des risques chimiques (Maitre, 2003), biologiques (Duclos, 1998), physiques et organisationnels (Lavoie & Gertin, 1996) et routiers. Par exemple, certains salariés sont exposés à des matières à risques (Claxton, 1998) ou à des bioaérosols pouvant être allergènes ou contenir des pathogènes ou particules indésirables (Moller & *al.*, 1997 ; Poulsen & *al.*, 1995 ; Stoklov M. & *al.*, 1999). Les personnes exposées aux fumées d'incinération (Bell, 2002) et il existe des maladies professionnelles « dues au tri des déchets » (Malmros & *al.*, 1992 ; Charbotel & *al.*, 2002).

En raison de ces risques, les installations de traitement de déchets sont généralement classées, encadrées par une réglementation spécifique et contrôlées par l'État (Prieur *et al.*, 2019, notamment par le ministère de l'environnement.

1. 2. Principes de gestion des déchets

Plusieurs principes guident la gestion des déchets, dont l'usage varie selon les pays ou les régions. Ils peuvent inclure le principe de responsabilité, celui de pollueur-payeur (OPECST, 2011).

1. 2. 1. Hiérarchie des stratégies et des usages

La règle des trois R préconise de *réduire*, *réutiliser* et *recycler*. Cette hiérarchie des stratégies a évolué depuis les années 1990 (Bilitewski & *al.*, 1997 ; OCDE, 1992), mais le concept sous-jacent demeure la pierre angulaire de la plupart des stratégies de gestion des déchets (Kirchherr & *al.*, 2017) : réutiliser au maximum en générant le minimum de rebuts.

En 2010, Laseter *et al.*, ont proposé d'ajouter un « quatrième R » : « Re-penser » et insistent sur les faiblesses du système actuel et proposent qu'un regard totalement différent soit porté sur les déchets afin de progresser dans la pensée d'un système parfaitement efficace.

1. 2. 2. Recyclage

Le recyclage est un procédé par lequel les matériaux qui composent un produit en fin de vie (généralement des déchets industriels ou ménagers) sont réutilisés en tout ou en partie et qui

comporte un impact économique et environnemental notable. Ce qui permet d'éviter à titre d'exemple le rejet dans l'atmosphère de 15,17 tonnes de gaz à effet de serre (Nolan-ITU, 2005).

1. 3. Techniques de gestion des déchets

Traditionnellement, la gestion des déchets urbains, industriels et commerciaux consiste à les récupérer puis à les stocker. Certains matériels permettent d'en faciliter le stockage et le transport (Presse à balles) (Tchobanoglous & Kreith, 2002). Une fois collectés, divers traitements peuvent leur être appliqués. Le but de ces traitements peut être de réduire leur dangerosité, de valoriser les matériaux qu'ils contiennent par le recyclage - notamment les métaux (Chalmin & Gaillochet, 2009 ; ADEME, 2018) - de produire de l'énergie ou encore de réduire leur volume, pour pouvoir en disposer plus facilement (Miquel, 1999 ; Christensen, 2011).

1. 3. 1. Collecte des déchets

La collecte des déchets ménagers se fait en général au moyen de camions-poubelles, qui se rendent à chaque point de production de déchets pour ramasser les ordures (collecte de type « porte-à-porte »). On trouve également des systèmes de collecte où un réseau centralise les déchets, comme la collecte pneumatique des déchets (Ademe, 2014 ; Iriarte et al., 2009).

La collecte automatisée par des camions possédant un bras articulé tend à se généraliser dans certains pays (Tchobanoglous & al., 1993). Le nombre d'ouvriers nécessaires à la collecte passe alors à un : le machiniste aura la double charge de conduire le camion et diriger le bras articulé (Cavé, 2015).

1. 3. 2. Données et collectes de déchets

De nombreuses villes utilisent aujourd'hui les données pour rendre le ramassage des ordures plus efficace et moins coûteux. A titre d'exemple, dans le canton de Genève, depuis 2013, l'entreprise Serbeco contrôle à distance l'état de remplissage des bennes, permettant aux camions de suivre un parcours optimal entre les bennes à vider (Groupe Serbeco, 2021).

1. 3. 3. Matériel de collecte

1. 3. 3. 1. Collecte en bennes hors sol

Ces véhicules sont adaptés à la situation locale : type d'habitat, type de contenants et distance de collecte (Le Bozec, 2008 ; McDougall et al., 2008). Avec les points d'apport volontaire, aussi nommées déchèteries, les habitants doivent se déplacer pour emmener leurs poubelles, emballages en verre et tri dans des conteneurs installés en ville ou en périphérie (ADEME, 2019 ; Rocher, 2008).

1. 3. 3. 2. Collecte en bennes enterrées

Les bennes hors-sols sont progressivement remplacées par des bennes enterrées. Dans le canton de Genève, le premier conteneur enterré est installé au cimetière d'Hermance en 1991 (Groupe Serbeco, 2021).

1. 3. 3. 3. Collecte en déchèteries

La déchèterie permet aux particuliers d'apporter leurs déchets encombrants (monstres, gravats, déchets verts) ou autres, comme les déchets dangereux, en les répartissant dans des contenants spécifiques en vue d'éliminer ou de valoriser au mieux les matériaux qui les constituent. Selon la taille de la déchèterie, toutes les catégories de déchets ne sont pas acceptées (ADEME, 2017).

Ces déchets peuvent ne pas être collectés de façon traditionnelle par les services de ramassage des ordures ménagères en raison de leur taille (monstres), de leur quantité (gravats, déchets verts) ou de leur nature (huiles usagées, batteries...) (Vernier, 2021 ; Moletta, 2015).

1. 3. 4. Décharge (centre d'enfouissement)

La mise en décharge était au XX^e siècle la méthode la plus classique et reste la plus courante dans la plupart des pays. Historiquement, les décharges étaient souvent établies dans des carrières, des mines ou des trous d'excavation désaffectés voire des zones humides (Allen, 2001 ; Colten, 2005). Utiliser une décharge minimisant ses impacts sur l'environnement peut être une solution saine, de moindre coût et de moyen-terme pour stocker les déchets (Tchobanoglous & Kreith, 2002) ; néanmoins une méthode plus efficace sera sans aucun doute requise lorsque les espaces libres appropriés diminueront (Christensen, 2011 ; El-Fadel & *al.*, 1997).

Les décharges anciennes ou mal gérées peuvent avoir de forts impacts sur l'environnement, comme l'éparpillement des déchets légers (papiers, sacs plastiques, etc.) par le vent ou des déchets solubles par l'eau, l'attraction des vermines et la libération de polluants dans l'air et dans l'eau et les sols via les lixiviats qui peuvent contaminer les nappes phréatiques et les rivières (Kjeldsen & *al.*, 2002). Les décharges contenant des déchets organiques émettent aussi du biogaz (essentiellement composé de méthane et de dioxyde de carbone, deux gaz à effet de serre issus de la fermentation des déchets).

Les décharges modernes doivent disposer de systèmes de collecte et rétention des lixiviats, et être étanches, par exemple grâce à des couches de bentonite ou des bâches plastiques soudées (Bouazza, 2002 ; Rowe *et al.*, 2004). Les déchets doivent y être compactés et recouverts. Ces décharges sont parfois équipées de systèmes d'extraction des gaz installés après le recouvrement. Ce biogaz est trop souvent brûlé en torchère alors qu'il peut être utilisé dans un moteur pour

produire de l'électricité ou de la chaleur (voire les deux par cogénération). Cependant, il est préférable, pour l'environnement, de brûler ce gaz plutôt que de le laisser s'échapper dans l'atmosphère, le méthane étant un gaz à effet de serre plus puissant que le dioxyde de carbone (IPCC, 2021). La solution de valorisation la plus récente et la plus efficace consiste cependant à épurer le biogaz pour produire du biométhane (Ademe, 2020), qui peut être injecté directement dans le réseau de gaz naturel.

1. 3. 5. L'incinération

L'incinération est le processus de destruction d'un matériau en le brûlant. Elle est connue pour être une méthode pour se débarrasser des déchets contaminés, comme les déchets médicaux biologiques. L'incinération est une des façons de récupérer de l'énergie à partir des déchets. De plus en plus, les usines d'incinération varient le type de déchets qu'ils incinèrent. Ainsi, on distingue les ordures ménagères, les déchets d'activités de soins à risques infectieux (DASRI), les déchets d'activités économiques (DAE) (Moletta, 2015 ; Ademe, 2016).

L'incinération permet la récupération du métal et de l'énergie des déchets solides comme le stockage adapté des résidus solides (mâchefers) et la réduction du volume des déchets (Christensen, 2011 ; Sabbas & *al.*, 2003). C'est une technique éprouvée et répandue, même si elle fait l'objet de controverses pour plusieurs raisons. Sont ainsi soulevés les problèmes environnementaux et sanitaires liés aux incinérateurs qui ont fonctionné dans le passé, avant l'application des normes actuelles (Buekens & Huang, 1998 ; Viel & *al.*, 2000).

En premier lieu, ce mode d'élimination de déchets a un taux de valorisation limité. L'incinération détruit les ressources naturelles contenues dans les déchets et ne permet pas de récupérer 100 % de leur pouvoir calorifique (Monsaingeon, 2017 ; Kadir & Rahman, 2013). L'énergie récupérée provient du refroidissement des fumées de combustion dans une chaudière. La chaleur récupérée peut être utilisée directement via notamment un réseau de chaleur ou à son tour entraîner une turbine pour produire de l'électricité ou de l'eau surchauffée (Tchobanoglous & Kreith, 2002).

Deuxièmement, l'incinération des déchets solides produit des polluants atmosphériques (dioxines et furanes, métaux lourds, gaz acides, poussières), dont les valeurs limites d'émission sont fixées par la réglementation. Au cours des années 1990, des avancées dans le domaine du contrôle des rejets et de nouveaux règlements gouvernementaux ont permis une réduction massive de la quantité des différents polluants atmosphériques (Buekens & Huang, 1998), y compris les dioxines et les furanes.

L'incinération produit aussi une grande quantité de résidus solides, les mâchefers, qui doivent être éliminés en décharge ou faire l'objet d'un traitement en installation de maturation si une valorisation en technique routière est envisagée. Dans les années 1980, l'entreposage des mâchefers, qui à cette époque étaient aussi mélangés aux cendres, était un problème environnemental important. Au milieu des années 1990, des expériences ont été réalisées en France pour traiter et élaborer des mâchefers (extraction des métaux ferreux et d'aluminium, criblage, broyage, concassage, maturation à l'air libre pour favoriser des réactions de carbonatation et d'oxydation) (ADEME, 2001 ; Chimenos & *al.*, 1999). Les résultats positifs des suivis de plates-formes expérimentales utilisant des mâchefers sous les routes ont permis le développement de cette filière.

1. 3. 6. Compostage et fermentation

Les déchets organiques, comme les végétaux, les *excreta*, les restes alimentaires ou le papier, sont de plus en plus valorisés en compost et/ou en biogaz (Moletta, 2015 ; Deublein & Steinhauser, 2011). Ces déchets sont déposés dans un bac à compost ou un digesteur pour contrôler le processus biologique de décomposition des matières organiques et neutraliser les agents pathogènes (Insam *et al.*, 2002 ; Epstein, 2011).

La pratique du compostage varie du simple tas de compost de végétaux dans le cas du compostage domestique à un processus automatisé dans le cas d'une plateforme industrielle. C'est un processus biologique aérobie (en présence d'oxygène). Sous l'action des bactéries et organismes du sol, les biodéchets sont transformés en compost, utilisable en agriculture et pour le jardinage (Moletta, 2015 ; Insam & *al.*, 2002). La méthanisation est quant à elle un processus anaérobie. La dégradation de la matière organique par des bactéries en absence d'oxygène, produit du biogaz qui peut être ensuite utilisé pour produire de l'électricité, de la chaleur, du carburant ou être directement injecté dans le réseau (Deublein & Steinhauser, 2011).

A titre d'exemple, la ville d'Edmonton en Alberta au Canada a adopté la politique *green bin* (« poubelle verte ») à travers le compost à grande échelle pour gérer ses déchets urbains (City of Edmonton, 2019 ; Cossu & Stegmann, 2018). Son usine de compost est la plus grande de ce type dans le monde, et représente 35 % de la capacité totale de compost du Canada. Le cocomposteur en lui-même à une taille de 38 690 m², ce qui équivaut à huit terrains de football. Il a été conçu pour traiter 200 000 tonnes de déchets ménagers solides par an et 22 500 tonnes sèches de biosolides, transformant le tout en 80 000 tonnes de compost chaque année.

1. 3. 7. Traitement Mécanobiologique

Le traitement mécanobiologique ou tri mécanobiologique (TMB) est une technique qui combine un tri mécanique et un traitement biologique de la partie organique des ordures ménagères résiduelles (OMR ou OMr) (Hamidian, 2015 ; Thauvin, 2014 ; Bayard & Gourdon, 2018) :

- La partie « mécanique » est une étape de tri des éléments contenus dans les OMR. Cela permet de retirer certains éléments recyclables du flux de déchets qui peut être utilisé en fours de cimenterie ou en centrales électriques (Chalmin & Gaillochet, 2009 ; Velis & *al.*, 2012).
- La phase « biologique » de ce traitement permet valorise la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM) par compostage ou par méthanisation-compostage. Dans le premier cas, seul du compost est produit. Dans le second, il y a production de biogaz et de compost par compostage du digestat (résidu du processus de méthanisation). Si le biogaz est raffiné, il est transformé en biométhane pouvant être injecté dans le réseau ou remplacer le gaz de ville pour d'autres usages (Moletta, 2015).

Le compost doit répondre à la norme en vigueur NFU 44-051 (AFNOR, 2006). À noter que le risque de produire un compost non normé est important dans le cas d'un compostage des ordures ménagères en mélange par TMB (Ademe, 2018 ; Bayard & Gourdon, 2018). Dans ce cas, le compost doit être enfoui ou incinéré. Les refus de tri issus du traitement mécanique doivent être également redirigés vers d'autres modes de traitement. Une installation de traitement ou tri mécano biologique doit donc toujours être couplée à un autre mode de traitement (incinérateur ou centre de stockage) (Thauvin, 2014 ; Montejo & *al.*, 2013).

1. 3. 8. Pyrolyse et gazéification

La pyrolyse et la gazéification sont deux méthodes liées de traitements thermiques où les matériaux sont chauffés à très haute température et avec peu d'oxygène. Ce processus est typiquement réalisé dans une cuve étanche sous haute pression. Transformant les matériaux en énergie cette méthode est plus efficace que l'incinération directe, plus d'énergie pouvant être récupérée et utilisée (Biogradlija & *al.*, 2020 ; Kister, 2019).

Les fours sont grands et fonctionnent en faible dépression ce qui signifie que le système d'alimentation est simplifié car les gaz ne sont pas tentés de s'échapper. Les gaz sont retirés du four par l'aspiration d'un compresseur (Ademe, 2020). Chaque four peut détruire 20 tonnes par heure (t/h) en comparaison des 3 t/h d'un four gazéificateur. Du fait de la taille et de la dépression, le système d'alimentation permet d'introduire des charges jusqu'à 1 m³

(Tchobanoglous & Kreith, 2002 ; Malkow, 2004). Des fûts ou des sacs poubelle peuvent donc être introduits directement dans le four, ce qui permet la production à grand volume.

1. 4. Les couts

La gestion des déchets à un coût, qui varie beaucoup et selon de nombreux paramètres (ADEME, 2021 ; Tchobanoglous & Kreith, 2002). Ce coût est assumé par l'individu et la collectivité, et parfois par le producteur (REP) (OCDE, 2016 ; Vernier, 2021). Deux principaux systèmes peuvent inciter à jeter moins (Glachant, 2005) :

1. une taxe de type redevance incitative alignée sur le poids ou le volume de déchets réellement produits (sacs pré-payés, pesée embarquée, ou choix par le ménage d'une taille de conteneur) (Glachant, 2005). Ces solutions ont pour inconvénient d'inciter à des comportements inciviques et illégaux (flux détournés de déchets, incinération individuelle non contrôlée ou dépôt sauvage polluants, etc.) (Fullerton & Kinnaman, 1995).
2. une taxe visant en amont les producteurs de biens qui deviendront des déchets, de manière à encourager la responsabilité élargie des producteurs et l'écoconception (Glachant, 2005) ; néanmoins, cette solution n'incite pas les comportements similaire compostage individuel, un tri sélectif poussé, des choix écocitoyens de produits générant moins de déchets, etc.

Ces deux solutions ayant des inconvénients, certains auteurs comme Choe & Fraser (1999), proposent de combiner une taxe en amont et une redevance incitative en aval.

2. Economie circulaire

Les déchets devraient pouvoir être réutilisés comme matières premières pour l'industrie, sans avoir à extraire des ressources naturelles dans l'environnement. C'est le principe de l'économie circulaire, qui est un objectif poursuivi par la plupart des pays développés (De Ravignan, 2020 ; Huteau-Mouglalis, 2007).

* En Tunisie, 2,423 millions de tonnes de déchets sont produites par an, suivant un taux de croissance estimé est de 2,5 % par an. Les DSM sont caractérisés par une forte présence de matières organiques biodégradables, soit 68 %, alors que les emballages représentent 24 %. Le taux d'humidité des DSM est supérieur à 65 %, la production spécifique est de 0,815 kg/hab/j en milieu urbain et 0,150 kg/hab/j en milieu rural (GIZ, 2014).

3. Les lixiviats des C.E.T. : Formation, composition et impacts

3. 1. Définition et origine des lixiviats

Les lixiviats sont des effluents liquides générés au sein des Centres d'Enfouissement Technique (CET) par la percolation de l'eau à travers les déchets et par décomposition biologique.

Ils résultent de trois sources principales :

- l'eau contenue initialement dans les déchets (humidité intrinsèque),
- les précipitations infiltrées,
- l'eau produite par les réactions biochimiques (dégradation organique).

En contexte semi-aride (comme Ain Témouchent), la production dépend fortement de la pluviométrie saisonnière, de la nature des déchets (fort taux organique) et de la gestion du site (drainage, couverture) (Abidi & Souabi, 2014).

Le lixiviat (lessive au sens trivial ou percolat en physique) est le liquide résiduel qui provient de la percolation de l'eau à travers un matériau, dont une fraction peut être soluble (Bear, 2018 ; Appelo & Postma, 2005). Ce matériau traversé peut être, par exemple, une poudre, un corps poreux insoluble ou très faiblement soluble, un amas quelconque de corps solides, avec des fractions liquides et gazeuses, etc (Sahimi, 2023 ; Christensen, 2011).

La lessive la plus commune était autrefois obtenue en arrosant des cendres puis en les pressant sur un filtre textile, pour récupérer la partie liquide qui en avait dissous les alcalis, substances nécessaires à la réaction de saponification. Le mot parent lixiviat vient de l'adjectif latin *lixivius*, et du premier de ces deux substantifs, le féminin *lixivia* plutôt que le neutre *lixivium*, qui signifient tous les deux : « lessive, jus de lessive ou de cendres, eau qui sert à laver... » (Gaffiot, 1934 ; Wisniak, 2007). Ce terme désigne notamment tous les « jus » issus de déchets, de composts, de cendres, de décharges ou de dépotoirs divers, etc.

La composition chimique du lixiviat de décharge diffère selon la nature de cette dernière, toutefois sa composition varie étroitement avec les facteurs énumérés ci-dessus.

Au fil du temps sous l'influence de ces divers facteurs, il a été mis en évidence quatre types de polluants présents dans le lixiviat (Renou et al., 2008), à savoir : la matière organiques dissoute ou matière en suspension, les micropolluants organiques, les composés minéraux sous forme ionique et les métaux lourds.

En plus de ces polluants, des études ont montré la présence de composés organiques responsables de la charge polluante tels que les acides gras volatils, les produits soufrés, les

dérivés phénoliques, les acides aminés (libres ou combinés), les micropolluants (pesticides, tensioactifs, résidus de plastiques, etc.) et les acides carboxyliques (Christensen & *al.*, 2001 ; Baun & *al.*, 2004).

3. 2. Lixiviats d'installation de stockage des déchets

Le lixiviat est issu de l'eau (de pluie en général) qui percole dans les massifs de déchets. Cette eau participe à la dégradation des déchets stockés, processus aboutissant notamment à la méthanogenèse (Barlaz & *al.*, 1989 ; Themelis & Ulloa, 2007).

Le lixiviat est généralement enrichi en matières dissoutes et en suspension, en polluants organiques, minéraux et métalliques au fur et à mesure de sa percolation ; par extraction des composés solubles (lixiviation facilitée par la dégradation biologique des déchets) (Kjeldsen *et al.*, 2002). Si la décharge n'est pas totalement étanche, il est source de pollution de la nappe phréatique, du sol ou d'eaux superficielles (Christensen *et al.*, 2001 ; El-Fadel *et al.*, 1997).

L'eau peut être générée dans la décharge même (à partir des matériaux humides, végétaux notamment) ou infiltrée à partir de la surface ; elle se charge généralement en polluants jusqu'à ce qu'elle se retrouve au fond de l'alvéole de stockage (ou dans le milieu dans le cas d'une décharge ancienne ou mal conçue). Ce phénomène peut perdurer plusieurs siècles (Brennan & *al.*, 2016).

Divers types de tests (« en batch », « en colonnes » ou *in situ* grâce à des bougies poreuses ou des plaques lysimétriques) visent à évaluer l'intensité de la lixiviation pour divers types de substrats (dont cendres d'incinération ou crassiers de centrales thermiques) (Lassin *et al.*, 2002). Certains tests s'intéressent aussi à la dispersivité horizontale ou longitudinale du lixiviat ou à la migration de certains de ses composants (Lassin *et al.*, 2002). Ces tests doivent être refaits périodiquement car selon la température, l'humidité et la maturation du substrat le taux de lixiviation peut fortement évoluer dans le temps « suite à des réactions d'hydratation, d'hydrolyse, de carbonatation, d'oxydation, de complexation, de sorption, de dissolution ou encore de précipitation d'espèces minérales secondaires » (Lassin *et al.*, 2002). Dans le cas où le déchet est hétérogène les tests doivent porter sur un nombre suffisant d'échantillons représentatifs des substrats.

3. 3. Production des lixiviats

La production des lixiviats varie selon (Matejka & *al.*, 1994 ; Aran, 2001 ; Bellenfant, 2001) :

- la nature du déchet (plus ou moins soluble, hétérogène et toxique, poudreux ou vitrifié...) ; il s'agit souvent de déchets ménagers, de déchets industriels, de déchets de construction, de cendres ou mâchefers ou de poussières issues de filtration ;

- la vitesse de percolation de cette eau, et selon le chemin parcouru par elle dans les déchets ;
- la quantité de précipitation (ou la fréquence de phénomène d'inondation ou remontée de nappe) sur le lieu d'implantation du site d'enfouissement ou à son amont ;
- la surface au sol, en effet pour le même tonnage un site étendu produira plus qu'un site avec une hauteur de déchet plus importante ;
- la forme du site (qui facilite ou non le ruissellement et la stagnation des eaux) ;
- les conditions d'enfouissement du déchet ;
- le mode d'exploitation du site.

Les déchets organiques devant être humides pour pouvoir se dégrader, la mise en place d'une couverture étanche (type géo-membrane) doit être accompagnée d'une humidification artificielle du massif de déchet par recirculation des lixiviats par exemple (ADEME, 2007 ; Reinhart & Townsend, 1997). Cette technique, appelée gestion en mode bioréacteur, permet de standardiser les conditions d'humidité nécessaires à la méthanogenèse (Reinhart & Al-Yousfi, 1996). »

3. 4. Réglementation internationale

En Europe et dans la plupart des pays, la législation relative à la mise en décharge impose (avec obligation de résultat) de collecter et traiter ces lixiviats pour prévenir ou réduire leurs effets nocifs sur l'environnement et la santé humaine durant tout le cycle de vie de la décharge. Les sites d'enfouissement fournissent des bilans hydriques à l'administration, mais ceux-ci sont généralement imprécis, la plupart des sites se contentant de mesurer la pluviométrie (Fellner *et al.*, 2009 ; Al-Yousfi & Pohland, 1998), mais pas la quantité d'eau sortant du site par les fossés d'eaux pluviales.

En Europe, la réglementation (ex. : directive sur les décharges, directive-cadre sur les déchets) a beaucoup réduit le volume de lixiviat produit et les incitations à l'économie circulaire devrait réduire à la source les déchets, mais les lixiviats restent préoccupants à long terme pour les exploitants et les régulateurs (Brennan *et al.*, 2016). Si un lixiviat est traité dans une station d'épuration, il doit en Europe répondre aux exigences des directives-cadre l'eau et sur le traitement des eaux usées urbaines, qui ont harmonisé les normes sur les eaux usées traitées rejetées par les stations d'épuration urbaines UWWTP) dans les eaux réceptrices (Kurniawan *et al.*, 2006).

3. 5. Chimie des lixiviats

La composition chimique des lixiviats dépend fortement de la nature du déchet enfoui (déchets biodégradables ou non biodégradables, organiques ou inorganiques, toxiques ou écotoxiques ou

pas (Brennan *et al.*, 2016) et aussi et en particulier la gestion des apports en eau. De plus, les réactions intervenantes dépendent majoritairement des phénomènes intervenant dans la dégradation des déchets tels que processus chimique, adsorption, ... (Sillet *et al.*, 2015).

Les lixiviats sont généralement caractérisés par les paramètres comme le pH, la conductivité, l'azote global (forme ammoniacale majoritaire), la DBO, la DCO et leurs contenus en métaux et métalloïdes toxiques ou indésirables. La DBO et la DCO sont les paramètres qui indiquent la concentration en matière organique.

Suivant l'évolution chimique et biologique des déchets, on retrouve trois types de lixiviats :

1. Les lixiviats jeunes (< 5 ans) qui se caractérisent par (Trabelsi, 2011 ; Amokrane *et al.*, 1997) :
 - une charge organique très élevée ($DCO > 2\,000\text{ mg d'O}_2/\text{L}$),
 - un ratio de biodégradabilité ($DBO/DCO > 0,3$),
 - un pH de l'ordre de > 6 ;
2. Les lixiviats intermédiaires : au fil du temps, la composition des percolats évoluent en passant de jeune à intermédiaire se caractérisant par (Aliouche *et al.*, 2017) :
 - un pH a voisinant 7,
 - une biodégradabilité assez faible (DBO_5 / DCO voisin de 0,2) ;
3. Les lixiviats stabilisés (>10 ans) présentent (Benyoucef *et al.*, 2015 ; Kjeldsen *et al.*, 2002) :
 - une biodégradabilité très faible ($DBO_5 / DCO < 0,1$),
 - une DCO qui dépasse $3\,000\text{ mg L}^{-1}$.

3. 6. Traitement des lixiviats

La plupart des installations ne disposent pas de traitement sur place et envoient par les réseaux d'égouts ou par camion leurs lixiviats sur des stations d'épuration urbaine, qui ne sont généralement pas équipées pour traiter ce type de pollution. Mais le flux peu important par rapport au débit de la station d'épuration permet un rejet acceptable au milieu naturel par dilution (Belle, 2009) avec les effluents urbains (Çeçen & Çakıroğlu, 2001).

Enfin, l'analyse des déchets solides et des Centres d'Enfouissement Technique met en évidence la complexité et l'ampleur des enjeux liés à leur gestion, en particulier dans des contextes en transition comme celui de l'Algérie (Nassour & *al.*, 2019). La diversité des déchets, tant par leur origine que par leur composition et leur dangerosité, impose une approche différenciée et rigoureuse, condition indispensable à toute stratégie de gestion efficace et durable.

La prédominance de la fraction organique dans les déchets ménagers confère aux CET un rôle central dans la stabilisation de ces matières, mais elle constitue également un facteur aggravant en matière de production de lixiviats et de biogaz (Makhloufi & Taleb, 2015 ; Kjeldsen *et al.*, 2002). Ces sous-produits, issus des processus de dégradation biologique, représentent les principales sources de risque environnemental associées à l'enfouissement.

Le fonctionnement des CET repose sur des principes techniques bien établis — confinement, étanchéité, drainage et suivi — visant à limiter les interactions entre les déchets et le milieu naturel. Toutefois, l'efficacité réelle de ces dispositifs dépend fortement de leur conception, de leur exploitation et du niveau de contrôle environnemental. En pratique, les insuffisances observées, notamment dans la gestion des lixiviats et la maintenance des systèmes d'étanchéité, peuvent compromettre l'intégrité des installations et favoriser la migration des polluants vers les sols et les eaux souterraines (Bouazza, 2002 ; Nassour *et al.*, 2019).

Dans ce contexte, les lixiviats apparaissent comme le vecteur principal de contamination, en raison de leur forte charge en matières organiques, sels dissous et éléments traces métalliques. Leur interaction avec le sol entraîne des processus complexes de transfert, d'accumulation et de transformation, susceptibles de modifier durablement les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols (Milačič & *al.*, 2012 ; Vaverková & *al.*, 2018).

Ainsi, l'étude des déchets solides et du fonctionnement des CET ne peut être dissociée d'une approche intégrée incluant l'évaluation des impacts environnementaux, en particulier la dégradation des sols (Vaverková *et al.*, 2018 ; Milačič *et al.*, 2012). Cette perspective justifie pleinement la mise en œuvre d'investigations approfondies, telles que celles envisagées dans ce travail, afin de quantifier les niveaux de contamination, d'identifier les mécanismes en jeu et de proposer des mesures correctives adaptées.

En définitive, si les C.E.T. constituent une solution incontournable dans le contexte actuel, leur gestion doit impérativement évoluer vers des pratiques plus rigoureuses et intégrées, combinant prévention, valorisation des déchets et maîtrise des impacts environnementaux (Nassour & *al.*, 2019 ; Burlakovs *et al.*, 2015). Cette transition apparaît comme une condition essentielle pour garantir la protection durable des ressources naturelles et la sécurité des écosystèmes.

Chapitre 3 :

Matériels

& méthodes

La réalisation de cette étude nécessite une bonne connaissance des caractéristiques du milieu de la région de Sidi Benadda, qui constituent un facteur déterminant dans la compréhension et l'interprétation des résultats obtenus. Ce chapitre présente les principales caractéristiques naturelles de la zone d'étude ainsi que les matériels utilisés et la méthodologie adoptée pour la collecte, le traitement et l'analyse des données.

1. Description de la zone géographique de l'exploitation

1. 1. Localisation géographique

La région de Sidi Benadda représente une interface dynamique autour de laquelle se rencontre les limites des communes de Ain Tolba, Ouled Kihal, Terga, Chaabet El Leham, et Ain Témouchent. Cette position stratégique, doit faciliter la valorisation de ses multiples ressources agricoles et culturels pour développer des relations d'interdépendances et de complémentarité à l'échelle locale (Wilaya de Ain Témouchent) et régionale (l'Oranie) (Fig. 05).



Figure 05 : Carte des grandes villes de la wilaya de Ain Témouchent (<https://d-maps.com/>)

En effet, le territoire des deux communes de Sidi benadda se situe dans le Nord-Ouest algérien, au niveau des plaines de Ain Témouchent, à une dizaine de kilomètres de la Méditerranée. Le site est une dépression douce, encadrée par des collines structurales aux altitudes modestes (150–300 m) ; réputé globalement par la diversité de ses milieux naturels et de ses ressources et fait l'objet de mutations profondes. Ce territoire riche et fragile continue de subir les effets multiformes des déséquilibres territoriaux. Le développement des potentialités naturelles de la région notamment agricoles, lui permettront de s'affirmer et d'être compétitive (ANAAT, 2013).

1. 2. Cadre géologique et géomorphologique.

L'évolution morphogénique dans le périmètre de la région d'étude depuis le Pléistocène supérieur constitue un cas intéressant. Le Quaternaire moyen et récent offre une mosaïque de formations

qui varient en fonction de leur emplacement par rapport aux différentes unités géomorphologiques de la région mais surtout en fonction de la nature du substrat duquel elles découlent et/ou sur lequel elles reposent (Despois, 1955).

En effet, le temps permet au sol de former des horizons qui reflètent les conditions locales. L'échelle de relation avec l'intensité de météorisation moins les conditions de météorisation et de ce dernier se mesure en milliers d'années (Sebaibi, 2014). Cependant elle ne peut être considérée qu'en pédogenèse sont intenses, plus il faut de temps pour altérer le matériau d'origine et former des horizons distincts, ce qui est aussi le cas à Sidi Benadda.

Globalement, la commune repose sur :

- Alluvions quaternaires de vallée (sols jeunes, profonds, fertiles), alluvions fluvio-plaine en fond de vallée, dépôts colluviaux sur talus et présence locale de matériaux grossiers exploités (carrières).
- Marnes, calcaires et formations liasiques sur reliefs du Miocène sur les reliefs environnants.
- Présence de terrasses fluviales offrant des sols équilibrés en argilo-limoneux.
- Données géotechniques locales montrent diversité granulométrique (argiles plastiques, limons, sables, graviers) et quelques horizons organiques dans secteurs pauvres en drainage.
- Relief généralement faiblement ondulé, permettant l'installation des vergers arboricoles et viticoles, la mécanisation et les aménagements hydrauliques.

1. 3. Milieu édaphique

Un sol est un ensemble organisé, évolutif, où la vie est présente et dont le matériau est la terre. Il est le lieu de transferts de flux : eau, air, énergie et vie (Girard *et al.*, 2011). Il est donc, une interface d'interactions entre la lithosphère, l'atmosphère et la biosphère. D'après les travaux de Gaouar (1980), Faraoun & Benabdeli (2010), on constate que l'interdépendance du climat et de la géologie ont contribué à un certain degré de diversité des sols au niveau de notre région d'étude.

Cependant, les sols dominants qu'on rencontre sont généralement :

- Sols limono-argileux alluviaux : fertiles, textures silto-argileuses à limoneuses, bonne réserve utile d'eau mais tendance aux battances et au tassement si travail mécanique excessif → adaptés aux maraîchages et arboricultures.
- Sols calcaro-marneux sur les hauteurs : moins profonds, sensibles à la battance, mais productifs avec amendements organiques.

- Sols légèrement salins, il n'y a pas d'indication régionale de forte de sols salés généralisés, mais secteurs bas (évacuations mal gérées, nappes peu profondes) peuvent présenter accumulations carbonatées et parfois chlorurées.
- Sols superficiels peu profonds sur plateaux calcaires (pH élevé, CEC modérée à faible, $\text{CaCO}_3 > 5 - 30 \%$). Risque d'érosion hydrique sur versants dénudés.
- Matière organique : généralement faible à modérée en systèmes culturaux ; plus élevée dans zones humides ou anciens marais, rarement présents.

Les exploitations de Sidi Benadda présentent une mosaïque de sols méditerranéens dominée par sols calcaires superficiels (Calcisols), alluvions fertiles en plaine (Fluvisols / Gleysols localisés) et poches d'argiles très plastiques (risque de comportement vertique). Pour transformer cette hypothèse en plan d'action exploitable, il faut une campagne de terrain structurée (profils + analyses listées).

Ainsi, la commune fait partie de la plaine intensive la plus fertile de la wilaya, d'intérêt agronomique majeur.

1. 4. Cadre hydrographique

Le cadre hydrologique de la région de Sidi Ben Adda s'inscrit dans le contexte hydrologique de la wilaya de Aïn Témouchent, caractérisé par un réseau hydrographique à régime essentiellement pluvial. Les écoulements de surface sont assurés par plusieurs oueds temporaires dont les débits varient en fonction des précipitations saisonnières, avec une activité plus marquée durant la période hivernale. La région bénéficie également de ressources en eaux souterraines exploitées pour l'alimentation en eau potable et les activités agricoles, notamment à travers des nappes phréatiques dont la recharge dépend principalement des apports pluviométriques. Toutefois, la répartition irrégulière des précipitations, conjuguée à l'augmentation des besoins en eau, exerce une pression croissante sur ces ressources hydriques. Ainsi, l'eau constitue un facteur déterminant dans le développement agricole et environnemental de la région, nécessitant une gestion rationnelle afin de préserver sa disponibilité et sa qualité.

1. 5. Cadre climatique

De nos jours la connaissance des facteurs climatiques enregistrés est devenue une préoccupation majeure pour différents secteurs de l'économie, notamment l'agriculture du moment qu'elle contribue à aider l'agriculteur dans la prise de ses décisions stratégiques respectivement sur le long et le court terme (Sebaibi, 2014).

Par ailleurs, ce positionnement crée un couloir climatique semi-tempéré propice aux différentes cultures pérennes et contribuant à un bien être adéquat pour le l'extension des superficies

arboricoles. Ainsi, le climat méditerranéen de type Csa, semi-aride à influence maritime nette. Avec des hivers doux (09 – 16 °C) (valeurs inférieures à 2 °C sont exceptionnelles) Ceci implique longue saison de croissance sans risques fréquents de gel ; et puis des étés chauds (28 – 38 °C, pics > 40 °C possibles), mais rarement extrêmes grâce à l'effet de la brise marine ; une modération qui offre des amplitudes thermiques costales ; hygrométrie nocturne plus élevée, brumes côtières possibles.

Le cumul pluviométrique annuel constatée durant les trois dernières décennies 280–380 mm, avec un rythme fortement saisonnier : hiver-pluvieux / été pratiquement sec ; période sans pluie significative : ~ début juin — début septembre.

Ensoleillement & vent : Étés très ensoleillés (période claire juin–début sept.), vents plus marqués en saison froide (mois les plus venteux : novembre–février). Ce cadre génère une évapotranspiration réelle estivale élevée, imposant une intégration d'une irrigation localisée fractionnée et abondante pour subvenir aux besoins des pieds arboricoles.

Or, l'amortissement thermique maritime crée une fenêtre culturale longue, avantage crucial pour la mise en place de cultures pérennes. Ainsi, ces caractéristiques déterminent les calendriers d'entretien des vergers (taille, greffage, traitements phytosanitaires, etc.), le besoin d'irrigation pendant l'été et des risques accrus de déficit hydrique pour les cultures durant l'été.

Globalement, le territoire balayé par cette étude présente un climat méditerranéen du type semi-aride inférieur avec une variante thermique tempérée, ainsi qu'une période sèche s'échelonnant sur (6) mois. L'irrégularité dans la répartition des pluies selon les années s'ajoute au facteur quantitatif qui varie de 300 à 500 mm/an pour désavantager l'agriculture.

1. 6. Potentiel agricole

Au niveau de la wilaya de Ain Témouchent, le plateau de Sidi Benadda constitue une source non négligeable en matière de production végétale et animale pour la région. Ainsi, les plaines intérieures de Ain Témouchent dont fait partie le plateau de Sidi Benadda forment la richesse agricole de la wilaya grâce à leur potentiel hydrogéologique et agro-pédologique. Cependant, l'évolution de l'activité agricole dans ces périmètres montre que ces espaces productifs stratégiques sont soumis aux effets négatifs des conditions climatiques de semi aridité, de la rareté de l'eau, d'érosion et d'une pression démographique de plus en plus remarquable.

1. 7. Végétation

La végétation joue un rôle essentiel dans la pédogénèse, puisqu'elle est à l'origine de la majeure partie de la matière organique parvenant au sol. En ce sens, la constitution d'un sol proprement

dit, à partir d'une formation minérale brute, ne peut se concevoir indépendamment d'un couvert végétal passé ou présent. Mais contrairement à celle de la roche mère, l'influence de la végétation se poursuit tout au long de l'évolution du sol, et en principe de manière croissante au cours du temps, compte tenu de sa dynamique naturelle. Cette influence présente deux principaux aspects, dépendant d'une part, de la composition de la végétation, d'autre part, du type de la formation (Lacoste & Salanon, 1999).

D'après Maire (1952 - 1987), la végétation de notre région d'étude fait partie de la flore Nord-Africaine qui montre généralement les caractéristiques de ses conditions xerothermiques typiques au domaine méditerranéen. Ainsi, selon Quezel & Medail (2003), les forêts constituent de vraies structures préforestières climaciques au thermo-méditerranéen semi-aride notamment au Maghreb dont fait partie notre région d'étude

De ce fait, on résume que la pédogénèse s'effectue sous l'influence des divers facteurs environnementaux et biotiques qui s'exercent à l'échelle de la station, mais plus particulièrement ceux dépendant de la roche mère, de la topographie, de la végétation et du climat. Tout soulignant à nouveau les interactions de ces diverses catégories de facteurs au sein d'un complexe écologique global (Lacoste & Salanon, 1999).

La corrélation étroite entre le climat, le sol et la végétation n'est pas à démontrer. Cependant il est utile de connaître l'influence réversible entre les ensembles de cette trilogie afin de mieux cerner les contraintes qui limitent leur bon fonctionnement.

Par ailleurs, nous assistons aujourd'hui à une péjoration des conditions de milieu provoquée par des conditions climatiques extrêmes (aridité et irrégularité), s'exerçant sur un milieu édaphique fragile avec une végétation de plus en plus soumise à une pression anthropique lourde et continue (incendies, pâturage, défrichements et abandon de cultures).

Cette péjoration se manifeste de plusieurs manières (Aime & Remaoun, 1988) :

- Sur le plan physique, par une érosion généralisée, avec perte de sol et mise à nu des marnes ou des encroûtements.
- Sur le plan biologique, chaque nouvelle dégradation permet l'extension des formations steppiques au détriment des formations arbustives ou arborescentes.
- Sur le plan anthropique, les parcelles agricoles s'appauvrissent, les défrichements sur les pentes sont progressivement abandonnés dès que les incisions interdisent l'accès et le travail du sol.

2. Fiche technique du C.E.T. de Sidi Benadda

Ce volet présente la fiche technique officielle du Centre d'Enfouissement Technique (CET) de Sidi Ben Adda, une infrastructure de Classe II mise en exploitation au début de l'année 2012. Les données répertoriées mettent en lumière l'état critique de ses capacités de stockage, avec un premier casier totalement saturé à 100 % alors que le second reste à réaliser. La fiche dresse également l'inventaire des équipements de gestion des déchets disponibles sur le site, les tarifs appliqués à la tonne, ainsi que la liste exhaustive des douze communes de la wilaya de Aïn Témouchent qui dépendent activement de cette structure pour l'élimination de leurs déchets ménagers (D.E.A., 2026).

2. 1. Présentation Générale

a) Localisation : Commune de Sidi Benadda, Wilaya d'Aïn Témouchent, Algérie (Figure 06)

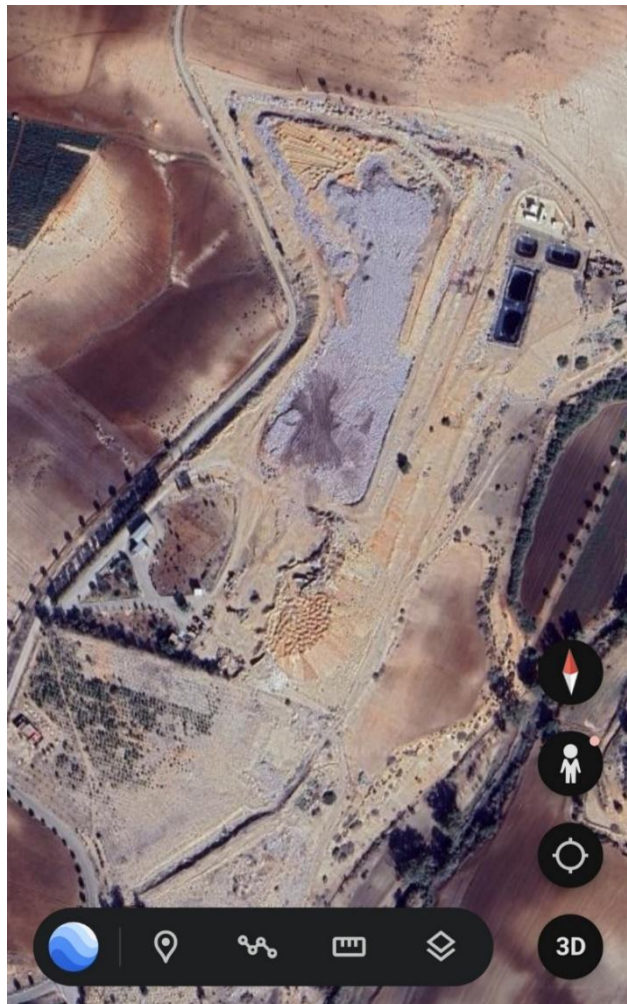


Figure 06 : Localisation du CET de Sidi Benadda par imagerie satellitaire (Google earth, 2026)

b) Vocation : Centre de classe II (destiné au stockage et au traitement des déchets ménagers et assimilés - DMA).

c) **Autorité de Tutelle / Gestion** : Géré par l'Établissement Public de Wilaya de Gestion des CET (EPIC-CET d'Aïn Témouchent), sous l'égide de la Direction de l'Environnement et en étroite collaboration avec l'Agence Nationale des Déchets (AND).

2. 2. Caractéristiques Techniques & Infrastructures

L'exploitation du site repose sur un confinement strict et la protection des compartiments environnementaux (sols, nappes phréatiques et air) (D.E.A., 2026) :

- **Casier d'enfouissement** : Conçu avec un système d'étanchéité multicouche composé généralement d'une barrière argileuse (sécurité passive) combinée à une membrane en géomembrane PEHD (polyéthylène haute densité) et un géotextile de protection (sécurité active). Le C.E.T. dispose de deux casiers, à savoir :
 - CN1 : 22 604,70 m² ;
 - CN2 : 41 899,77 m².

Ainsi, Un seul casier est réalisé et utilisé avec un taux de remplissage de 100 %.

Cependant, le CET dispose d'un tapis et d'un centre de tri, ainsi que d'un pont bascule. Pratiquant une tarification de 1 800 à 2 000 Da / tonne.

Le centre reçoit les déchets venant de 12 communes de la wilaya, à savoir : Aïn Témouchent, Sidi Benadda, Chaabet El Leham, El Maleh, Ouled El Kihel, Terga, Hassasna, Oued Berkech, Chentouf, Aghlal, Aoubellil et Ouled Boudjema.

- **Collecte des lixiviats** : Réseau de drains perforés installés en fond de casier pour collecter le « jus de déchet » et l'acheminer gravitairement vers les bassins de stockage.

2. 3. Traitement du Lixiviat

Pour pallier les nuisances olfactives et protéger l'environnement agricole immédiat, le site a fait l'objet d'une mise à niveau technologique majeure (D.E.A., 2026) :

- **Technologie installée** : Station de traitement des lixiviats par process d'épuration avancée (généralement par système d'osmose inverse ou filtration membranaire).
- **Objectif** : Éliminer la charge polluante (DCO, DBO₅, métaux lourds) pour permettre une gestion contrôlée des effluents liquides et supprimer l'émanation des mauvaises odeurs.

2. 4. Valorisation et économie circulaire

Le C.E.T. s'inscrit dans la stratégie de tri sélectif et de récupération de matière menée par la wilaya (D.E.A., 2026) :

- **Centre de tri / Zones de récupération** : Présence d'installations dédiées à la séparation des matériaux valorisables.
- **Filières de récupération ciblées (Lots d'attribution)** :
 - **PET** (Polyéthylène téréphtalate : bouteilles d'eau, de sodas).
 - **PEHD** (Polyéthylène haute densité : flacons, emballages plastiques rigides).
 - **Métaux** (Ferreux et non-ferreux).
- **Partenariat** : Signature de conventions avec des opérateurs économiques privés pour le rachat et le recyclage des produits triés afin de maximiser la durée de vie des casiers.

2. 5. Impacts et suivi environnemental

Compte tenu de l'implantation du CET à proximité de parcelles agricoles, le suivi d'exploitation inclut (D.E.A., 2026) :

- Le contrôle de la stabilité des talus et des digues des casiers.
- Le suivi de la qualité des sols et de la nappe phréatique (piézomètres de contrôle) pour détecter toute trace éventuelle de percolation.
- La gestion des biogaz générés par la fermentation des matières organiques.

3. Classification des sols

Le système de classification qui a été élaboré en 1967 par la Commission de pédologie et de cartographie des sols (C.P.C.S, 1967), reste dans le mode de pensée morphogénétique qui demeure classique présentant l'inconvénient de laisser à l'utilisateur une grande marge d'interprétation, ce qui peut être la source d'une certaine confusion (Duchaufour, 2001).

De ce fait, la classification adoptée dans ce travail est celle élaborée par Duchaufour (1970) qui est en fait une version améliorée de la classification CPCS (1967). Ce choix est justifié sur le fait que c'est une classification simple et la plus couramment utilisée en Algérie.

4. Prélèvement des échantillons du sol

Dans le cadre de l'évaluation de l'impact potentiel des lixiviats issus du Centre d'Enfouissement Technique (CET) de Sidi Benadda sur les sols agricoles environnants, une campagne d'échantillonnage des sols a été réalisée le 25 février 2026 au niveau des exploitations agricoles situées à proximité immédiate du site (Figure 07).



Figure 07 : Illustrant l'opération des différents prélèvements des échantillons du sol (Belkadi, A. N., 2026)

Les points de prélèvement ont été préalablement localisés en tenant compte de leur position par rapport au CET, de la topographie du terrain, du sens d'écoulement des eaux de ruissellement ainsi que de l'occupation des sols. Chaque point a fait l'objet d'un repérage géographique afin de permettre un suivi ultérieur et une comparaison spatio-temporelle des résultats.

Sur chaque site retenu, la végétation superficielle, les résidus organiques et les débris présents à la surface du sol ont été soigneusement éliminés afin d'éviter toute contamination des échantillons. Les prélèvements ont ensuite été réalisés à l'aide d'une tarière pédologique dans l'horizon de surface correspondant à la couche la plus exposée aux éventuels transferts de contaminants. Plusieurs prélèvements élémentaires ont été effectués dans un rayon de quelques mètres autour du point central afin d'obtenir un échantillon composite représentatif de la parcelle étudiée.

Les échantillons collectés ont été homogénéisés sur une bâche propre puis une quantité représentative a été prélevée et conditionnée dans des sachets en polyéthylène préalablement identifiés. Chaque échantillon a reçu un code spécifique indiquant le point de prélèvement, la date, la profondeur d'échantillonnage et les coordonnées géographiques du site.

Les échantillons ont été transportés dans des conditions appropriées vers le laboratoire afin d'y effectuer les analyses physiques, physicochimiques et chimiques prévues, notamment la granulométrie, le pH, la matière organique, ainsi que les paramètres indicateurs d'une éventuelle contamination par les lixiviats.

Cette méthodologie vise à garantir la représentativité des échantillons prélevés et la fiabilité des résultats obtenus pour l'évaluation de la qualité des sols agricoles situés dans la zone d'influence du CET de Sidi Ben Adda.

Matériel utilisé lors des prélèvements

Le matériel nécessaire à la réalisation de la campagne d'échantillonnage comprenait :

- Pelle et pioche pour le dégagement éventuel du sol ;
- Truelle ou spatule en acier inoxydable ;
- Marteau pédologique ;
- Bâche en plastique propre pour l'homogénéisation des échantillons ;
- Sachets en polyéthylène ou sacs Kraft pour le conditionnement ;
- Étiquettes d'identification et marqueur indélébile ;
- Récepteur GPS pour le relevé des coordonnées géographiques ;
- Mètre ruban ;
- Carnet de terrain et fiches de prélèvement ;
- Appareil photographique ou smartphone pour la documentation des sites ;
- Gants de protection ;
- Glacière ou caisse de transport pour la conservation des échantillons ;

- Eau distillée et chiffons propres pour le nettoyage du matériel entre les prélèvements afin d'éviter les contaminations croisées.

Cependant, les prélèvements ont été réalisés conformément aux recommandations des normes :

- **ISO 18400-104:2018** – Qualité du sol – Échantillonnage ;
- **ISO 18400-205:2018** – Lignes directrices relatives aux procédures d'investigation des sites ;
- **AFNOR X31-100** – Échantillonnage des sols pour études environnementales ;

Ainsi, ce protocole est adapté aux études de caractérisation pédologique et d'évaluation de l'impact environnemental des centres d'enfouissement technique sur les sols agricoles limitrophes.

5. Analyses du sol

Les analyses effectuées respectivement aux laboratoires des départements d'hydraulique et de génie civil de la faculté des sciences de l'université Belhadj Bouchaib pour la caractérisation physico-chimique des échantillons de terres est :

5. 1. Analyse granulométrique

Elle est pratiquée sur la terre fine (obtenue par tamisage ou tamis à mailles 2 mm). Après destruction de la matière organique par un oxydant énergétique, les particules minérales sont dispersées à l'aide d'un dispersant alcalin (hexametaphosphate de sodium) les particules grossières (d supérieur à 50 μm) sont séparées par tamisage les particules moyennes et fines sont obtenues par la mesure de la vitesse de sédimentation par exemple, fraction fine inférieure à 2 μm) (Duchafour, 2001) (Figure 08)





Figure 08 : Illustrant les étapes de manipulations de l'analyse granulométrique effectuées au laboratoire de génie civile (Belkadi, A. N., 2026).

5. 2. Analyse granulométrique par sédimentation

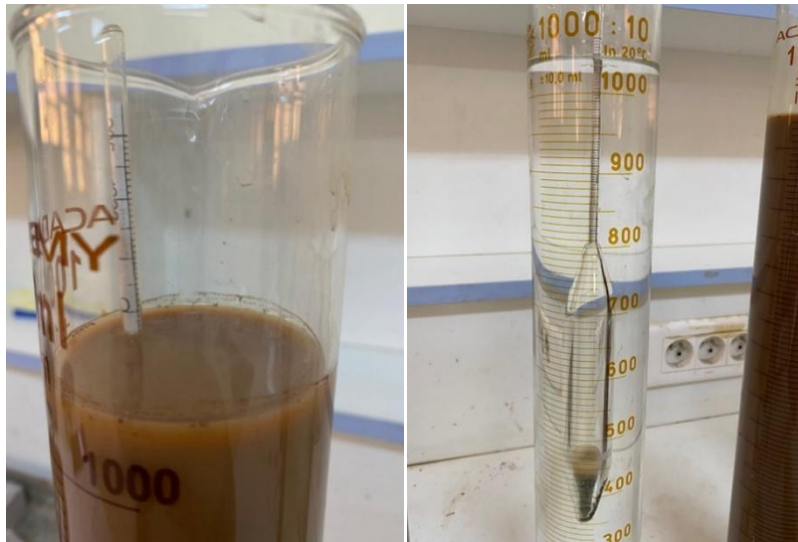
L'analyse granulométrique par sédimentation permet de déterminer la grosseur et les pourcentages pondéraux respectifs des différentes familles de grains inférieur à Constituant l'échantillon (Figure 09).

Cependant, le mode opératoire est comme suit (Belabbaci, 2019) :

- Prendre deux éprouvettes à essais de 02 litres de contenance.
- Prendre l'une des deux éprouvettes et la compléter avec de l'eau distillée jusqu'à 02 litres. Cette éprouvette sera appelée l'éprouvette témoin l'éprouvette B
- Prendre 60 cm³ de floculant et 80 g du sol tamisé à 80 µm et compléter avec 440 cm³ l'eau distillée pour obtenir une solution de 500 cm³.
- Agiter avec un agitateur mécanique pendant 03 min
- Verser la suspension dans la deuxième éprouvette **A**.
- Compléter l'éprouvette avec l'eau distillée jusqu'à 02 litres.
- Procéder à une homogénéisation de la suspension à l'aide de l'agitateur manuel.
- Introduire le densimètre dans la suspension et procéder aux lectures (On les appellera Rt). Les temps de lecture sont 30 s, 01 min, 02 min, 05 min, 10 min, 30 min, 60 min, 120 min, 240 min, 1 440 min.
- A la fin des lectures, le densimètre est retiré de l'éprouvette A, l'éprouvette B. Procéder à la lecture de la densité de la solution de l'éprouvette B (On l'appellera RB).
- A l'aide du thermomètre, procéder à la lecture de la température de la solution de l'éprouvette B.
- Pour les 5 premières lectures, le densimètre n'est pas retiré de la suspension.

- Pour reprendre les lectures et à chaque fois, le densimètre est introduit dans la suspension environ 30s avant la lecture.





Figures 09 : Illustrant les étapes de manipulations de la sédimentation effectuée au laboratoire de génie civile (Belkadi, A. N., 2026).

5. 3. La matière organique

- Humidité doit être réalisé le plus rapidement possible après le prélèvement de l'échantillon pour éviter qu'il ne sèche à l'air libre. Faire sécher l'échantillon d'environ 100g à 105°C jusqu'à masse constante (environ 24h en général).

- Matière Organique (MO) : Une fois l'échantillon est sec, le mettre à calciner dans un four à 550°C. La différence de poids est calculé par la formule suivante : $M_o = M_o - M_1 / M_o$. Avec :

M_o : masse de l'échantillon avant calcination.

M_1 : masse de l'échantillon après calcination et qui représente la matière organique contenue dans l'échantillon (Figure 10).



Figure 10 : Illustrant la pesée de l'échantillon (Belkadi, A. N., 2026)

5. 4. Essai au Bleu de Méthylène (VBS)

L'essai repose sur la capacité des minéraux argileux à adsorber les cations de bleu de méthylène ($C_{16}H_{18}N_3S^+$) sur leurs surfaces négativement chargées (liaisons ioniques au niveau de la double couche électrique et des liaisons brisées) (Lautrin, 1997 ; Santamarina, *et al.*, 2002 ; Yukselen & Kaya, 2008) (Figure 11) ;

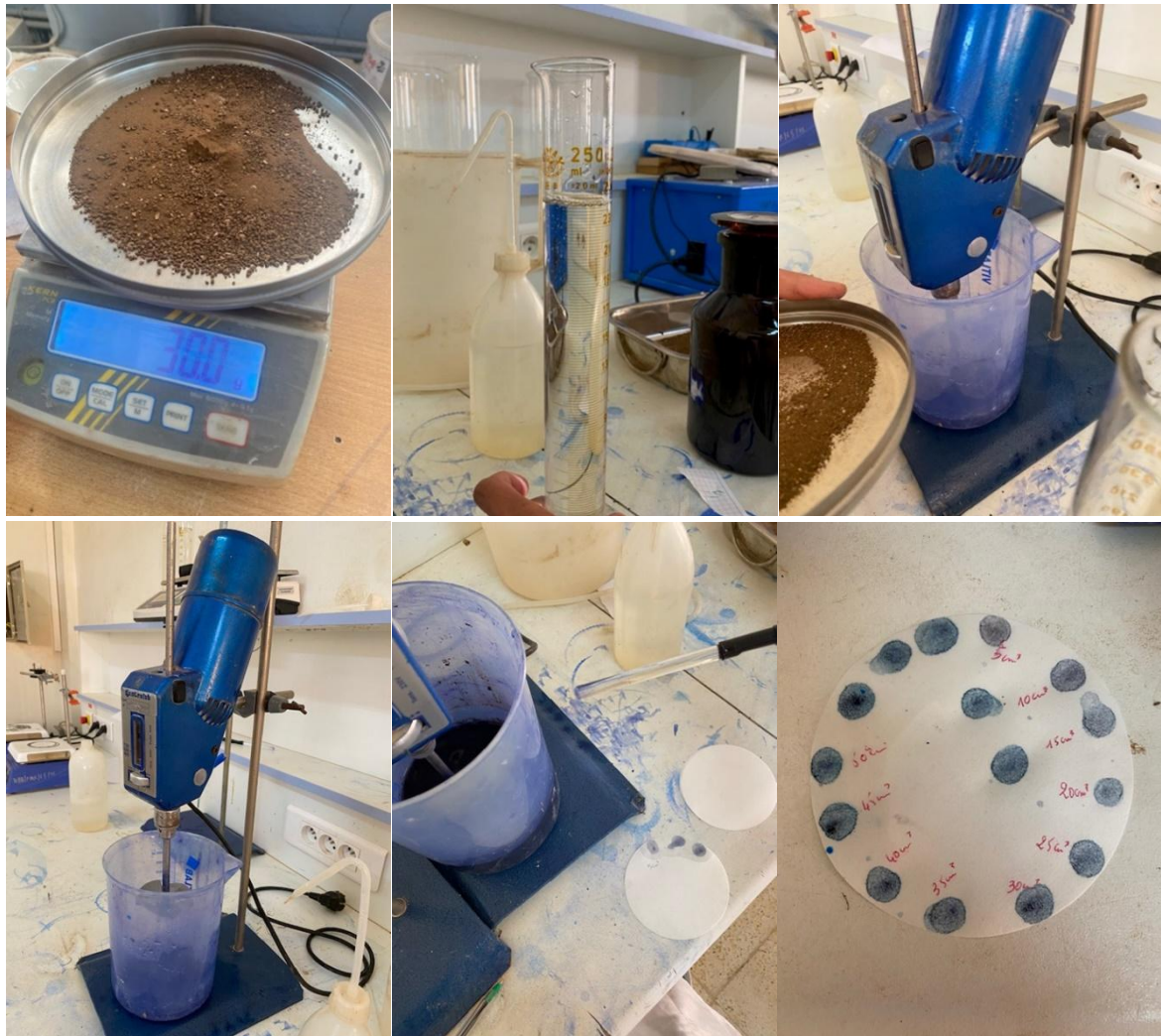


Figure 11 : Illustrant les étapes de manipulations de bleu de méthylène effectuées au laboratoire de génie civile (Belkadi, A. N., 2026).

→ Le test à la tache (Détermination de la V_{bs})

On injecte successivement des doses d'une solution de bleu de méthylène à 10 g/L dans une suspension de sol maintenue sous agitation. Après chaque injection, une goutte du mélange est prélevée et déposée sur un filtre en papier sans cendre.

- **Tant que l'argile n'est pas saturée** : Le bleu est entièrement adsorbé par les argiles. La goutte forme une tache centrale marron/bleu foncé entourée d'une auréole d'eau parfaitement limpide.
- **Au point de saturation (Point de virage)** : Les sites d'adsorption de l'argile sont saturés. Le bleu de méthylène reste libre en solution. Une **auréole bleu clair persistante** apparaît dans la zone périphérique humide de la tache.

5. 5. Détermination de la Surface Spécifique Totale (SST)

La surface spécifique totale correspond à la surface développée par unité de masse de sol. Connaissant la surface théorique couverte par une seule molécule de bleu de méthylène, la VBS permet de calculer directement la SST.

5. 6. Détermination de la masse volumique apparente et réelle des sols

La caractérisation physique des profils pédologiques étudiés a nécessité la détermination de leur masse volumique apparente (P_d) et de leur masse volumique réelle (P_s). La masse volumique apparente, qui prend en compte à la fois le volume des solides et celui des vides, a été mesurée par la méthode du carottage direct à l'aide de cylindres métalliques de volume connu, prélevés in situ afin de préserver la structure naturelle du sol (AFNOR, NF EN ISO 17892-2). Les échantillons ont été séchés en étuve à 105 °C jusqu'à obtention d'une masse constante pour éliminer l'eau interstitielle.

Parallèlement, la masse volumique réelle des particules solides (P_s) a été déterminée en laboratoire par la méthode du pycnomètre à eau (AFNOR, NF EN ISO 17892-3) sur la fraction de sol broyée et tamisée. Ces deux paramètres sont indispensables non seulement pour évaluer l'état de compaction et la porosité totale des horizons (vides macro et microporeux), mais ils constituent également des données d'entrée fondamentales pour les modèles d'analyse de la stabilité structurale et du comportement géotechnique des sols (Musy et Soutter, 1991 ; Duchaufour, 1997) (Figure 12).

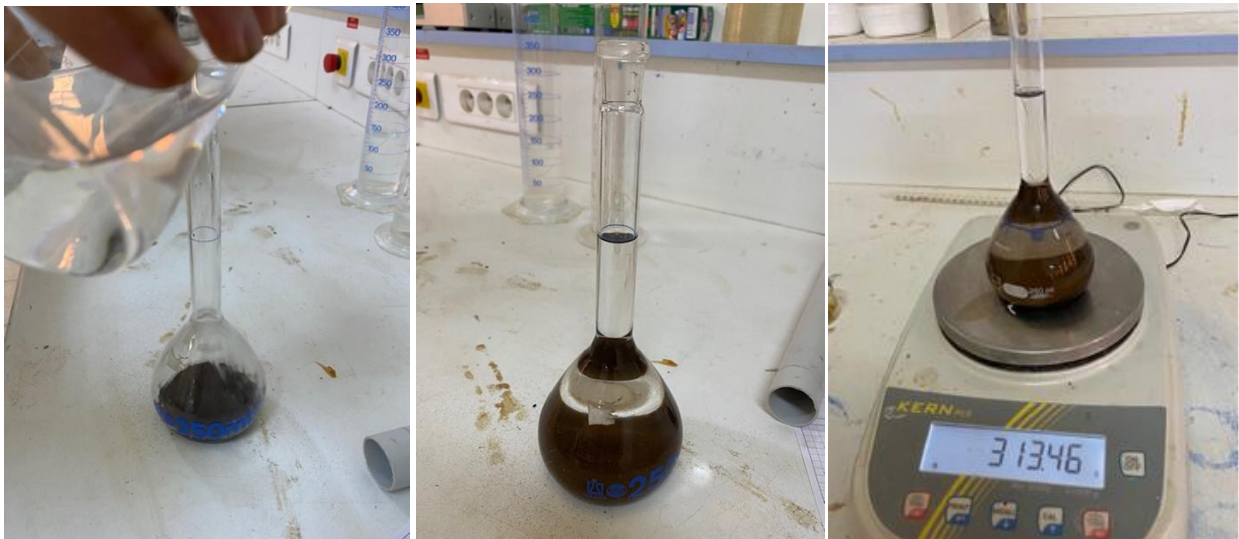




Figure 12 : Illustrant les étapes de manipulations de détermination du carbone et du calcium des sols effectuées au laboratoire de génie civile (Belkadi A. N., 2026).

5. 7. Évaluation de la stabilité structurale et de la cinétique de désagrégation des agrégats

L'objectif est d'évaluer la résistance de la structure du sol face à l'action destructrice de l'eau (action mécanique du mouillage rapide / choc hydrique). En mesurant le temps de dégradation des agrégats et en observant le comportement des différentes fractions (P1 à P6), on détermine l'indice de stabilité ou la sensibilité du sol à la dégradation physique (battance, érosion) (Hénin et *al.*, 1958 ; Herrick, *et al.* (2001). ISO 10930 : (2012) ; Baize, (2018) ; (Figure 13).

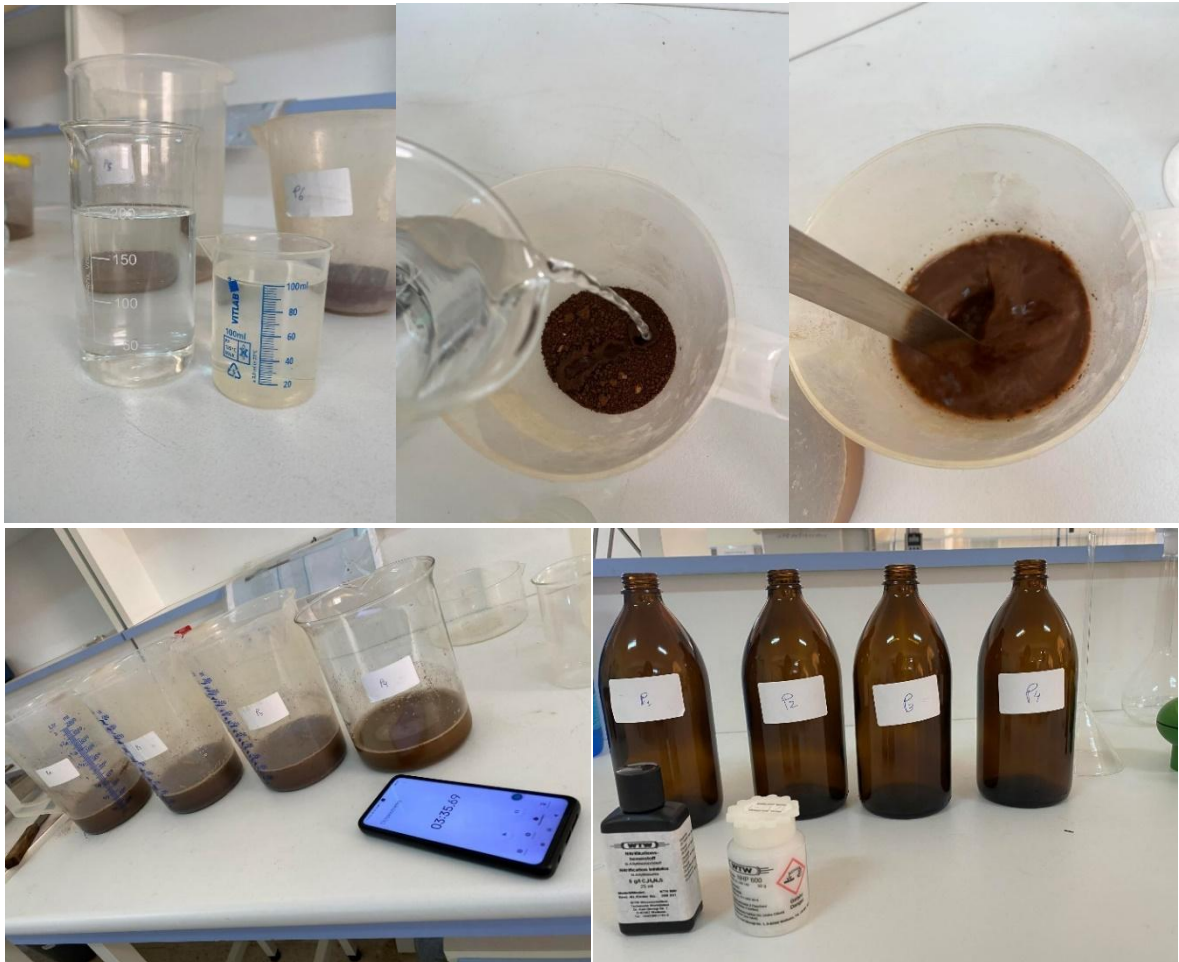




Figure 13 : Illustrant les étapes de manipulations d'évaluation de la stabilité structurale et de la cinétique de désagrégation des agrégats au laboratoire d'hydraulique (Belkadi, A.N., 2026).

Par ailleurs, une manipulation combinée (Sels dissous + Turbidité) sert généralement à évaluer la charge polluante, la composition colloïdale ou la conductivité hydraulique/stabilité structurale d'un sol lessivé. Dans le cadre d'études d'impacts environnementaux, une telle charge minérale et

particulaire est une signature typique pour tracer la diffusion d'éléments exogènes dans le compartiment poreux du sol.



Figure 14 : Illustrant les étapes de manipulations d'évaluation du couple (Sels dissous + Turbidité) au laboratoire d'hydraulique (Belkadi, A.N., 2026).

Les méthodes utilisées dans ce travail sont basées sur les manipulations relatives à l'analyse des différents échantillons du sol qui sont déroulées dans les meilleures conditions réalisées par nous-même et assistées par un personnel hautement qualifié.

6. Environnements de Programmation et Bibliothèques

Les outils de programmation offrent une flexibilité maximale et sont particulièrement adaptés pour des analyses personnalisées, des traitements de données complexes et la création de visualisations sur mesure. Ainsi, toutes les visualisations générées dans ce travail (matrices de corrélation, pairplots, courbes d'évolution, histogrammes, heatmaps de distribution spatiale conceptuelle) ont été réalisées avec Python et ses bibliothèques (Hunter, 2007 ; Waskom, 2021).

Cependant, Python qui est un langage de programmation polyvalent, largement utilisé en science des données grâce à son écosystème riche en bibliothèques. Il est idéal pour l'analyse statistique, la modélisation et la visualisation. Ses bibliothèques clés, sont les suivant (Waskom, 2021) :

- Pandas : Pour la manipulation et l'analyse de données tabulaires (lecture de fichiers Excel, nettoyage, transformation).
- NumPy : Pour les calculs numériques intensifs.
- Matplotlib : Bibliothèque fondamentale pour la création de graphiques statiques (nuages de points, courbes, histogrammes, barres).
- Seaborn : Basée sur Matplotlib, elle simplifie la création de visualisations statistiques plus complexes et esthétiques (heatmaps de corrélation, pairplots, distributions)
- Scikit-learn : Pour l'apprentissage automatique et l'analyse statistique avancée (clustering, régression).

Chapitre 4 : Résultats & discussions

Ce chapitre présente les résultats obtenus à partir des analyses physico-chimiques des échantillons de sol prélevés dans la zone d'étude. Les différents paramètres analysés permettent de caractériser les propriétés du sol et d'évaluer son état en relation avec les objectifs de l'étude. Les résultats sont présentés sous forme de tableaux et de figures puis interprétés à la lumière des références bibliographiques et des caractéristiques du milieu étudié. Cette analyse vise à mettre en évidence les principales tendances observées ainsi que les facteurs susceptibles d'influencer la qualité et le fonctionnement du sol.

1. Description des prélèvements des échantillons du sol

1. 1. Prélèvement 1

- Situation : Nord
- Coordonnées géographiques : N 35° 19' 07,8" / W 01° 10' 24.2"
- Topographie : pente de 15 %
- Altitude : 197 m
- Culture : Jachère
- Sol calcimagnésique formé sous un climat de type méditerranéen ; peu profond, type sablo-limono-argileux.

1. 2. Prélèvement 2

- Situation : Nord
- Coordonnées géographiques : N 35° 19' 08,30" / W 01° 10' 25,3"
- Topographie : pente de 12 %
- Altitude : 199 m
- Culture : jachère
- Sol calcimagnésique formé sous un climat de type méditerranéen ; peu profond, type sablo-limono-argileux.

1. 3. Prélèvement 3

- Situation : Nord-Ouest
- Coordonnées géographiques : N 35° 19' 05,09" / W 01° 10' 29,22"
- Topographie : plane, pente de 5%
- Altitude : 190 m
- Culture : sol travaillé
- Sol marron isohumique formé sous un climat de type méditerranéen ; profond type sablo-limono-argileux.

1. 4. Prélèvement 4

- Situation : Nord-Ouest
- Coordonnées géographiques : N 35° 19' 04,01" / W 01° 10' 28,42"
- Topographie : plane, pente de 7%
- Altitude : 189 m
- Culture : sol travaillé
- Sol marron isohumique formé sous un climat de type méditerranéen ; profond type sablo-limono-argileux.

1. 5. Prélèvement 5

- Situation : Ouest
- Coordonnées géographiques : N 35° 18' 259,08" / W 01° 10' 31,95"
- Topographie : pente > 10%
- Altitude : 188 m
- Culture : emblavure ;
- Sol calcaire peu différencié, avec présence de nodules calcaires, sol profond de type sablo-limoneux-argileux.

1. 6. Prélèvement 6

- Situation : Ouest
- Coordonnées géographiques : N 35° 18' 55,51" / W 01° 10' 35,83"
- Topographie : pente > 10%
- Altitude : 187 m
- Culture : emblavure ;
- Sol calcaire peu différencié, avec présence de nodules calcaires, sol profond de type sablo-limoneux-argileux.

2. RESULTAS D'ANALYSE DES ECHANTILLONS DE SOLS

2. 1. Essai au Bleu de Méthylène (V_{bs})

L'analyse de la valeur de bleu de sol (V_{bs}) révèle une relative homogénéité des échantillons, avec des résultats qui oscillent dans une fourchette étroite allant de 1,17 à 1,67 g/100g. Cette tendance est confirmée par une valeur moyenne globale qui s'établit à 1,50 g/100g, témoignant de la présence d'argiles.

Selon la classification géotechnique standard (GTR) (LCPC & SETRA, 1992), tous nos échantillons entrent strictement dans la catégorie des sols de nature argilo-limiteuse à dominante limoneuse ($1 < V_{bs} < 2,5$). Le complexe adsorbant possède une activité modérée (Magnan,

2000). Le Sol 6 (1,17) présente la plus faible sensibilité à l'eau (moins d'argiles gonflantes), tandis que les Sols 2, 4 et 5 (1,67) atteignent le plafond d'argilosité du site, ce qui les rend plus plastiques et plus enclins à retenir d'éventuels polluants fixés sur les charges de surface des argiles (Rowe & *al.*, 2004) (Tableau 01).

Tableau 01 : Résultats d'Essai au de Méthylène

Échantillon	Essai au Bleu de Méthylène	
	Vbs (g/100g)	SST (m ² /g)
Sol 1	1,33	27,83
Sol 2	1,67	34,95
Sol 3	1,50	31,39
Sol 4	1,67	34,96
Sol 5	1,67	34,95
Sol 6	1,17	24,48
Moyenne	1,50	31,43
Minimum	1,17	24,48
Maximum	1,67	34,96

2. 2. Surface Spécifique Totale (SST)

En se référant aux données reportées dans le Tableau 01, il apparaît clairement que la surface spécifique totale (SST) évolue de concert avec la valeur de bleu de sol (V_{bs}), mettant en évidence une corrélation directe entre ces deux paramètres. D'un point de vue quantitatif, la SST fluctue entre une borne inférieure de 24,48 m²/g (identifiée au niveau du Sol 6) et un extremum maximal de 34,96 m²/g (enregistré pour le Sol 4). Cette dépendance mutuelle traduit l'influence prépondérante de la fraction fine et de l'activité colloïdale sur le développement de la surface d'échange des sols étudiés.

Ces surfaces spécifiques modérées confirment la prédominance de minéraux argileux de type illite ou kaolinite, plutôt que des montmorillonites (qui dépasseraient les 100 m²/g) (Mitchell & Soga, 2005). D'un point de vue environnemental, une SST de 34,96 m²/g (Sols 2, 4, 5) signifie que ces sols offrent une plus grande surface de contact par gramme de terre. Ils possèdent donc un pouvoir épurateur et rétenteur de l'azote ammoniacal ou des métaux lourds issus des lixiviats du CET plus élevé que le Sol 6 (Calvet, 2003 ; ADEME, 2003).

2. 3. Matière Organique (M.O.)

L'examen des données du Tableau 02 met en évidence une forte hétérogénéité entre les différentes stations étudiées. Les teneurs enregistrées fluctuent dans une amplitude remarquable, s'échelonnant d'un seuil minimal de 1,29 % au niveau du Sol 2 jusqu'à atteindre un taux exceptionnel de 9,02 % pour le Sol 6. Malgré cette importante disparité inter-sites, la moyenne générale s'établit à 5,24 %.

Tableau 02 : Résultats des analyses de matière organique

Échantillon	Matière Organique
Sol 1	6,33
Sol 2	1,29
Sol 3	4,74
Sol 4	5,19
Sol 5	4,87
Sol 6	9,02
Moyenne	5,24
Minimum	1,29
Maximum	9,02

Le Sol 2 est un horizon fortement minéralisé ou érodé, pauvre en humus. Alors que les Sols 6 (9,02 %) et 1 (6,33 %) affichent des taux très élevés pour des sols agricoles de la région (Duchaufour, 2001). Cette accumulation de M.O. en surface joue le rôle de "tampon" : elle améliore la structure du sol, mais augmente aussi la capacité d'échange cationique (CEC) d'origine organique, ce qui est crucial pour bloquer la progression verticale des polluants (Calvet, 2003 ; Sparks, 2003).

2. 4. Teneur en Eau Naturelle (w)

Les résultats consignés dans le Tableau 03 mettent en évidence une forte fluctuation du statut hydrique des sols étudiés, l'humidité variant quasiment du simple au triple d'une station à l'autre. Cette disparité se traduit par une valeur minimale de 11,9 % enregistrée au niveau du Sol 1, tandis que le maximum culmine à 29,1 % pour le Sol 6. Une telle amplitude reflète des différences marquées dans la capacité de rétention en eau de ces horizons.

Tableau 03 : Résultats de la teneur en eau

Échantillon	Teneur en Eau
Sol 1	11,9 %
Sol 2	12,1 %
Sol 3	13,7 %
Sol 4	14,3 %
Sol 5	24,9 %
Sol 6	29,1 %
Moyenne	17,7 %
Minimum	11,9 %
Maximum	29,1 %

La teneur en eau suit une logique couplée à la Matière Organique. Le Sol 6, très riche en humus, retient l'eau de manière spongieuse (29,1 %), tout comme le Sol 5 (24,9 %). En revanche, les Sols 1, 2, 3 et 4 restent sous la barre des 15 % (Musy & Soutter, 1991). Un sol en permanence très humide (comme Sol 5 et 6) accélère les conditions d'anoxie (manque d'air) si le sol est compacté, ce qui influence directement l'activité biologique (Gobat & *al.*, 2010 ; Richard & Guérif, 1995).

2. 5. Tamisage Humide (% < 0,08 µm)

Le pourcentage de passants à 80 µm sépare le site en deux zones : les sols à forte matrice fine (Sol 1 : 91,08 % ; Sol 6 : 65,74 %) et les sols plus sableux/graveleux (Sols 2, 3, 4 oscillant entre 30 % et 39 %) (Tableau 04).

Tableau 04 : Résultats du tamisage humide

Échantillon	Tamisage Humide
Sol 1	91,1%
Sol 2	39,0%
Sol 3	31,0%
Sol 4	34,2%
Sol 5	53,6%
Sol 6	65,7%
Moyenne	52,42%
Minimum	30,96%
Maximum	91,08%

Le Sol 1 est un sol quasi exclusivement composé de limons et d'argiles (91,08 %). Sa perméabilité sera extrêmement faible (effet barrière étanche). À l'inverse, les Sols 2, 3 et 4, avec plus de 60 % d'éléments sableux grossiers, sont des zones à haut risque d'infiltration (Hillel, 1998). Si des lixiviats du CET atteignent ces parcelles, ils migreront très rapidement vers les nappes phréatiques à cause du manque de squelette fin filtrant (Castany, 1998 ; Marsily, 1981).

2. 6. Densité Solide (P_s)

Les résultats consignés dans le Tableau 05 mettent en évidence une faible dispersion des valeurs de densité, qui s'échelonnent dans une fourchette étroite allant de 2,32 g/cm³ (enregistrée pour le Sol 1) à un maximum de 2,52 g/cm³ (identifiée au niveau du Sol 3). Cette faible amplitude de variation témoigne d'une certaine homogénéité dans la nature de la matrice solide des différents profils étudiés.

Tableau 05 : Résultats de la densité solide

Échantillon	Densité Solide
Sol 1	2,32
Sol 2	2,41
Sol 3	2,52
Sol 4	2,34
Sol 5	2,50
Sol 6	2,37
Moyenne	2,41
Minimum	2,32
Maximum	2,52

La densité des constituants solides d'un sol standard se situe autour de 2,65 g/cm³ (quartz / silice) (Brady & Weil, 2016). Nos valeurs plus basses, notamment pour le Sol 1 (2,32) et le Sol 4 (2,34), s'expliquent par l'abondance de la matière organique (qui a une densité très faible, proche de 1 à 1,4 g/cm³) (Musy & Soutter, 1991). Le Sol 3 (2,52) est le plus purement minéral, ce qui concorde avec sa faible porosité (Baize, 2018).

2. 7. Porosité (η)

Les résultats consignés dans le Tableau 06 mettent en évidence une excellente porosité globale sur l'ensemble du site d'étude, témoignant d'une structure de sol bien développée et favorable aux transferts hydriques. Quantitativement, les indices de porosité oscillent dans une fourchette haute allant d'un minimum de 51,2 % (enregistré au niveau du Sol 5) à un maximum de 59,1 % (identifié pour le Sol 1). Cette dynamique générale est corroborée par une moyenne globale élevée qui s'établit à 54,4 %.

Tableau 06 : Résultats des analyses de porosité

Échantillon	Porosité
Sol 1	59,1%
Sol 2	53,5%
Sol 3	53,2%
Sol 4	52,6%
Sol 5	51,2%
Sol 6	57,0%
Moyenne	54,4%
Minimum	51,2%
Maximum	59,1%

Plus de la moitié du volume total de ces sols est constitué de vides. Le Sol 1 possède l'espace poreux le plus développé (59,1 %). Dans un sol fin (91 % de passants), il s'agit principalement de microporosité (Musy & Soutter, 1991). Cela signifie que le sol a une immense capacité de stockage, mais que l'eau y est fortement liée et circule très lentement (Hillel, 1998 ; Baize, 2018).

2. 8. Indice des Vides (e)

Les résultats consignés dans le Tableau 07 confirment la prépondérance du réseau poral à travers l'évaluation de l'indice des vides (e), défini comme le rapport du volume des vides sur le volume des pleins. Ce paramètre affiche des valeurs systématiquement supérieures à l'unité, oscillant entre un minimum de 1,05 au niveau du Sol 5 et un maximum de 1,44 pour le Sol 1. Une telle dynamique quantitative traduit un agencement structural particulièrement lâche et aéré des particules solides.

Tableau 07 : Résultats de l'indice des vides (e)

Échantillon	Indice des Vides (e)
Sol 1	1,44
Sol 2	1,15
Sol 3	1,14
Sol 4	1,11
Sol 5	1,05
Sol 6	1,33
Moyenne	1,20
Minimum	1,05
Maximum	1,44

En géotechnique, un indice des vides supérieur à 1,0 est le signe d'un sol très meuble, lâche et non compacté. Le Sol 1 (1,44) possède un volume de vides largement supérieur au volume de ses grains solides (Schlosser, 1997). Structurellement, ce sol offre une excellente aération potentielle en surface, mais présente une faible portance mécanique et une grande sensibilité au tassement en cas de passage d'engins agricoles lourds (Costet & Sanglerat, 1981 ; Guérif, 1984).

2. 9. Espace Air (%)

Les résultats consignés dans le Tableau 08 mettent en évidence une fluctuation significative de la phase gazeuse au sein de la matrice porale. L'espace occupé par les gaz affiche une variabilité marquée d'une station à l'autre, s'échelonnant d'un minimum de 26,3 % au niveau du Sol 5 jusqu'à un maximum de 47,2 % enregistré pour le Sol 1. Cette forte proportion d'espace gazeux, particulièrement pour le Sol 1, témoigne d'un milieu fortement aéré à l'état actuel de l'échantillonnage.

Tableau 08 : Résultats de l'espace air (%)

Échantillon	Espace Air (%)
Sol 1	47,2%
Sol 2	41,4%
Sol 3	39,5%
Sol 4	38,3%
Sol 5	26,3%
Sol 6	27,9%
Moyenne	36,8%
Minimum	26,3%
Maximum	47,2%

L'espace air représente la porosité non saturée (les pores qui ne sont pas noyés par l'eau). Le Sol 5 est techniquement le plus proche de l'asphyxie (26,3 % d'air seulement) car sa forte teneur en eau sature ses pores. Le Sol 1, bien qu'humide, préserve un réseau de gaz très important (47,2 %). Cet équilibre est fondamental : un espace d'air suffisant maintient la respiration des racines et des bactéries aérobies du sol (Musy & Soutter, 1991 ; Gobat *et al.*, 2010).

2. 10. Demande Biochimique en Oxygène (DBO₅)

Les résultats consignés dans le Tableau 09 mettent en exergue une très forte disparité des concentrations entre les différentes stations d'échantillonnage. Les valeurs s'étendent en effet depuis un seuil nul de 0 mg O₂/L, enregistré au niveau du Sol 3, jusqu'à atteindre un pic remarquable de 100 mg O₂/L identifié conjointement pour les Sols 1 et 2. Une telle amplitude traduit des variations majeures dans le niveau d'altération des solutions du sol selon les parcelles.

Tableau 09 : Résultats de la DBO₅

Tableau	DBO ₅ (mg O ₂ /L)
Sol 1	100
Sol 2	100
Sol 3	0
Sol 4	60
Sol 5	20
Sol 6	40
Moyenne	53,3
Minimum	0
Maximum	100

La DBO₅ est l'indicateur environnemental le plus alarmant de notre étude. Une valeur de 100 mg O₂/L est caractéristique d'une pollution organique active et biodégradable très forte (les eaux usées domestiques brutes tournent autour de 200 à 300 mg/L) (Degrémont, 2005) :

- Pour le Sol 1, cela coïncide avec sa forte matière organique (6,33 %).

- Pour le Sol 2, c'est une anomalie critique : sa matière organique naturelle est très basse (1,29 %), mais sa DBO est maximale (100 mg/L). Cela prouve de manière indiscutable une infiltration latérale ou un ruissellement direct de lixiviats (jus de décharge) ou d'effluents liquides pollués provenant du CET limitrophe, qui n'ont pas encore eu le temps de se transformer en humus stable (Christensen *et al.*, 1994 ; Calvet, 2003). Le Sol 3 (0 mg/L) fait office de zone témoin préservée.

2. 11. Récapitulatif des différentes analyses du sol

A partir des résultats du tableau ci-dessous (10), nous constatons ce que suit :

Tableau 10 : Récapitulatif des analyses du sol

Échantillon	V _{bs} (g/100g)	SST (m ² /g)	M.O. (%)	Teneur en Eau (%)	Tamissage Humide (% < 0.08mm)	Densité Solide Ps (g/cm ³)	Porosité (%)	Indice des Vides (e)	Espace Air (%)	DBO ₅ (mg O ₂ /L)
Sol 1	1,33	27,83	6,33	11,9%	91,1%	2,32	59,1%	1,44	47,2%	100
Sol 2	1,67	34,95	1,29	12,1%	39,0%	2,41	53,5%	1,15	41,4%	100
Sol 3	1,50	31,39	4,74	13,7%	31,0%	2,52	53,2%	1,14	39,5%	0
Sol 4	1,67	34,96	5,19	14,3%	34,2%	2,34	52,6%	1,11	38,3%	60
Sol 5	1,67	34,95	4,87	24,9%	53,6%	2,50	51,2%	1,05	26,3%	20
Sol 6	1,17	24,48	9,02	29,1%	65,7%	2,37	57,0%	1,33	27,9%	40
Moy.	1,50	31,43	5,24	17,7%	52,4%	2,41	54,4%	1,20	36,8%	53,3
Min.	1,17	24,48	1,29	11,9%	31,0%	2,32	51,2%	1,05	26,3%	0
Max.	1,67	34,96	9,02	29,1%	91,1%	2,52	59,1%	1,44	47,2%	100

2. 11. 1. Typologie générale et comportement mécanique des sols

L'analyse croisée de la texture (Tamissage), de l'activité argileuse (V_{bs} / SST) et de l'indice des vides (e) révèle deux grands ensembles comportementaux sur le site (LCPC & SETRA, 1992) :

- **Le pôle pulvérulent / filtrant (Sols 2, 3 et 4) :** Ces profils se caractérisent par une faible proportion d'éléments fins (30,96 % à 39,00 %) et une prédominance de fractions sableuses ou graveleuses. Bien que leur fraction argileuse soit active (V_{bs} = 1,50 à 1,67 g/100g), leur squelette granulaire offre une forte perméabilité (Schlosser, 1997).
- **Le pôle matriciel / cohérent (Sols 1 et 6) :** Ces horizons sont dominés par les particules fines (jusqu'à 91,08 % pour le Sol 1). Structuellement, ce sont des sols très meubles et lâches (indices des vides élevés : 1,44 et 1,33), ce qui leur confère une compressibilité importante et une forte sensibilité au compactage ou à la déformation sous charge (Costet & Sanglerat, 1981 ; Mitchell & Soga, 2005).

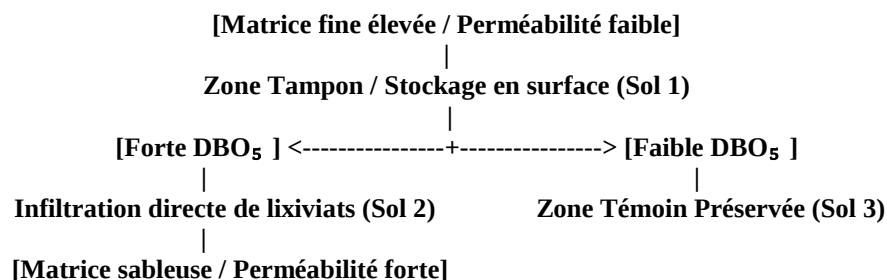
2. 11. 2. Dynamique hydro-physique et circulation des fluides

Le comportement de l'eau et des gaz au sein du réseau poreux montre des variations critiques directement liées à la teneur en matière organique :

- **Effet éponge de la matière organique** : La porosité globale (η) reste élevée partout (supérieure à 51 %), mais la répartition des phases (eau/air) change radicalement. Les sols riches en humus (Sol 6 à 9,02 % de MO et Sol 1 à 6,33 %) agissent comme des éponges hydro-structurales. Ils fixent de grandes quantités d'eau (29,1 % et 11,9 %), ce qui réduit l'espace d'air disponible mais maintient une cohérence globale (Musy & Soutter, 1991 ; Braudeau & Mohtar, 2009).
- **Risque de saturation (Sol 5)** : Le Sol 5 illustre le cas le plus critique d'un point de vue physique : avec la porosité la plus basse (51,2 %) et une humidité élevée (24,9 %), son espace d'air résiduel chute à 26,3 %. Cet échantillon frôle le seuil d'anoxie (asphyxie du sol), ce qui ralentit la dégradation naturelle des composés organiques par voie aérobie (Hillel, 1998 ; Gobat *et al.*, 2010).

2. 11. 3. Diagnostic environnemental : Impact du CET et vulnérabilité des parcelles

Le croisement de la matière organique (M.O.) naturelle et de la demande biochimique en oxygène (DBO_5) permet de cartographier l'état de dégradation ou de préservation du milieu vis-à-vis du Centre d'Enfouissement Technique (CET) :



- **La zone témoin saine (Sol 3)** : Avec une DBO_5 nulle (0 mgO_2/L), une forte densité solide (2,52 g/cm^3) et un équilibre minéral classique, le profil du **Sol 3** représente l'état initial naturel et non pollué de la plaine agricole (Baize, 1997).
- **La zone d'infiltration directe et critique (Sol 2)** : C'est le point d'alerte majeur du tableau. Le Sol 2 affiche la DBO_5 maximale (100 mgO_2/L) alors qu'il ne possède presque pas de matière organique humique (1,29 %). Sa texture étant très sableuse (39 % de passants fins), la barrière géologique est inexistante. Ce sol subit une contamination latérale directe par des fluides pollués (lixiviats ou jus de décharge). La pollution y circule librement à travers les macropores sans être retenue par le complexe argilo-humique (Christensen *et al.*, 1994 ; Fetter, 2018).

- **La zone de rétention et saturation superficielle (Sol 1) :** Le Sol 1 présente également une DBO₅ de 100 mg O₂/L, mais dans un contexte textural inverse. Composé à 91,08 % de limons/argiles et riche en carbone organique (6,33 %), ce sol piège la pollution. Sa très faible perméabilité protège la nappe phréatique sous-jacente en bloquant les polluants en surface, mais cela engendre une forte accumulation de charge biodégradable sur la parcelle agricole concernée (Calvet, 2003 ; Rowe *et al.*, 2004).

Pour conclure, la proximité du CET de Sidi Benadda impacte l'environnement de deux manières distinctes selon la géotechnique locale (Kjeldsen *et al.*, 2002) :

1. **Par accumulation superficielle** sur les sols fins et organiques (Sols 1 et 6), entraînant des risques d'asphyxie et de blocage biologique du sol (Gobat *et al.*, 2010).
2. **Par transfert de masse rapide** vers le sous-sol sur les horizons sableux (Sols 2, 4), où l'absence de matrice fine et la faible quantité de matière organique stable ouvrent une voie directe aux lixiviats vers les ressources en eau souterraines (Castany, 1998 ; Fetter, 2018).

3. Interprétation des graphiques pédologiques

Cette section fournit une analyse approfondie des graphiques générés à partir du tableau consolidé des analyses de sols, incluant les indicateurs de pollution comme la DBO₅, mettant en lumière les relations et les caractéristiques spécifiques des six profils de sols étudiés.

L'objectif est de dégager des tendances, des corrélations et des distributions significatives pour mieux comprendre l'état pédologique des échantillons, et leur vulnérabilité potentielle aux lixiviats du CET de Sidi Benadda.

3. 1. Activité des Argiles et Surface Spécifique

La corrélation entre la Valeur au Bleu de méthylène (V_{bs}) et la Surface Spécifique Totale (SST) est quasi parfaite). Cela indique une grande cohérence dans les mesures de l'activité colloïdale des sols (Santamarina *et al.*, 2002 ; Siffert & Ferrand, 1992) (figure 15).

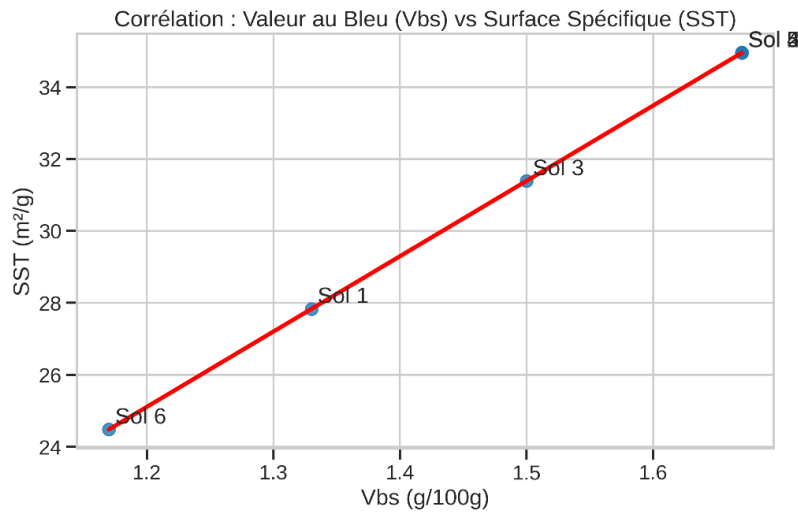


Figure 15 : Schéma de corrélation des valeurs au bleu de méthylène (V_{bs}) vs surface spécifique (SST) (généré par Python 3.14, 2026)

Les sols 2, 4 et 5 présentent les V_{bs} les plus élevés (approx 1.67 g/100g), suggérant une fraction argileuse plus active ou plus abondante (LCPC & SETRA, 1992).

Le sol 6 présente la plus faible activité argileuse (1.17 g/100g).

3. 2. Matière Organique (MO) et Fertilité :

La teneur en matière organique varie considérablement entre les échantillons (figure 16) :

- Sol 6 : Exceptionnellement riche en MO (9.02 %), ce qui explique sa forte porosité (57 %) malgré une faible V_{bs}.
- Sol 2 : Très pauvre en MO (1.29 %), se situant sous le seuil critique de 2 %. Ce sol risque de présenter une faible stabilité structurale (Le Bissonnais, 1996 ; Soltner, 2019).
- Les autres sols (1, 3, 4, 5) présentent des teneurs satisfaisantes, comprises entre 4.7 % et 6.3 %.

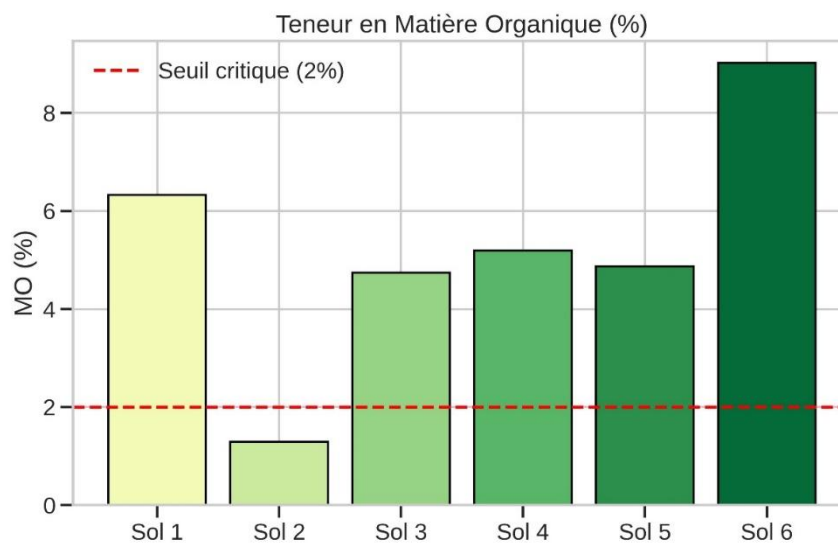


Figure 16 : Teneur en matière organique des différents échantillons du sol (généré par Python 3.14, 2026)

3. 3. Nuage d'Interprétation (V_{bs} vs MO)

Le schéma de nuage d'interprétation permet de classer les sols selon deux axes majeurs de la fertilité physique (Larson & Pierce, 1991) (figure 17) :

- Axe horizontal (V_{bs}) : Capacité d'échange et réactivité minérale (Mitchell & Soga, 2005).
- Axe vertical (MO) : Stockage de carbone et stabilité biologique (Robert, 1996 ; Soltner, 2019).

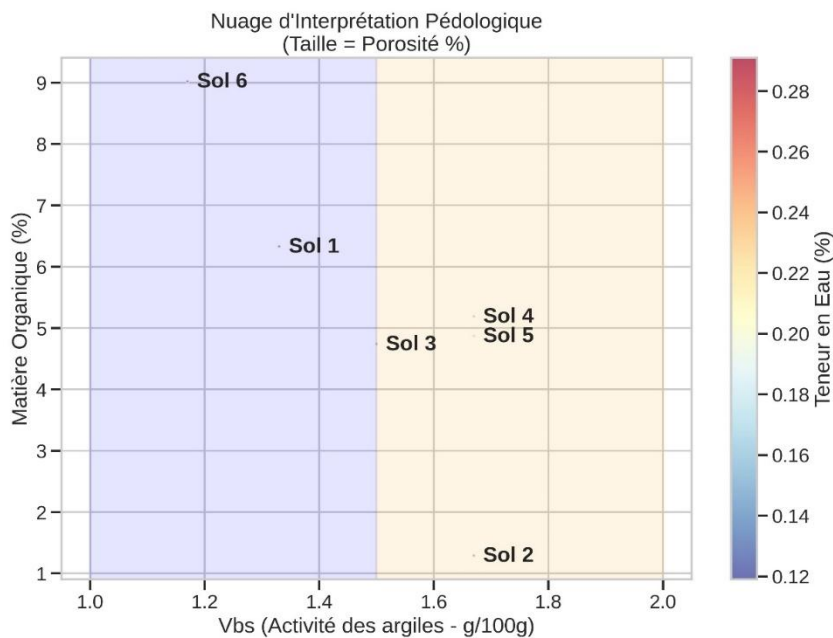


Figure 17 : Nuage d’interprétation pédologique (généré par Python 3.14, 2026)

Échantillon	Interprétation Synthétique
Sol 6	Sol organique, très poreux, faible réactivité minérale.
Sol 1	Sol équilibré, riche en MO avec une activité argileuse modérée.
Sol 4 & 5	Sols argileux fertiles, bonne réserve en MO.
Sol 2	Sol à dominante minérale, pauvre en MO, potentiellement fragile.

3. 4. Propriétés Physiques

Suivant le profil comparatif (figure 18), on constate que :

- **Porosité (Musy & Soutter, 1991)** : Elle est globalement élevée (> 50 %), avec un maximum pour le sol 1 (59.1 %).
- **Teneur en eau** : Les sols 5 et 6 présentent les teneurs en eau les plus élevées (24.9 % et 29.1%), ce qui est cohérent avec leur forte teneur en MO et leur porosité.

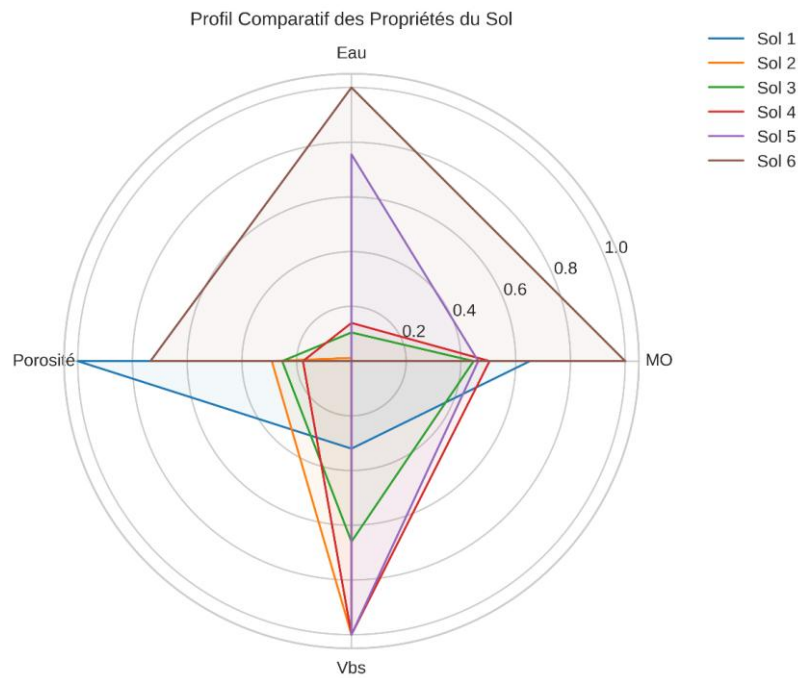


Figure 18. Profil comparatif des différentes propriétés du sol (généré par Python 3.14, 2026)

3. 5. Comparaison des Paramètres Physiques (%)

Le graphique suivant à barres groupées (figure 19) permet une visualisation directe des proportions de la Teneur en Eau, de la Matière Organique (MO), de la Porosité et du Tamisage Humide pour chaque échantillon de sol.

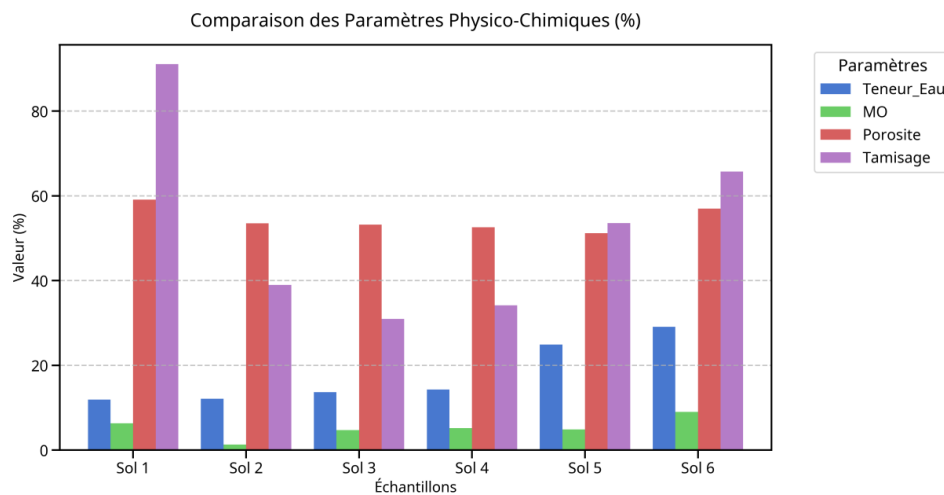


Figure 19 : Comparaison des paramètres physiques (généré par Python 3.14, 2026)

Cependant, on observe plusieurs tendances (figure 18) :

- **Matière Organique (MO)** : Le Sol 6 se distingue nettement par sa très forte teneur en MO, ce qui confirme son caractère organique. Le Sol 2 présente la plus faible teneur, suggérant une moindre fertilité biologique et une structure potentiellement plus fragile.
- **Porosité** : La porosité est généralement élevée pour la plupart des sols, en particulier le Sol 1 et le Sol 6. Une porosité élevée est cruciale pour l'infiltration de l'eau, l'aération et le

développement racinaire. La porosité du Sol 1 est la plus élevée, ce qui pourrait indiquer une bonne structure ou une texture plus grossière.

- **Teneur en Eau** : Les Sols 5 et 6 affichent les teneurs en eau les plus importantes, ce qui est cohérent avec leur porosité élevée et, pour le Sol 6, sa richesse en MO (la MO améliore la capacité de rétention d'eau des sols).

- **Tamissage Humide** : Cette mesure, qui reflète la stabilité structurale des agrégats du sol, est particulièrement élevée pour le Sol 1 et le Sol 6. Cela suggère une bonne résistance à la désagrégation sous l'effet de l'eau, souvent liée à une bonne teneur en MO et/ou à une texture favorable.

3. 6. Nuage : Porosité vs Teneur en Eau (Taille = % MO, Couleur = V_{bs})

Ce nuage de points enrichi offre une perspective multidimensionnelle sur les relations hydriques et structurales des sols (figure 20) (Webster & Oliver, 2007). Il permet d'illustrer graphiquement comment la capacité de stockage en eau au sein de l'espace poreux est dictée conjointement par l'effet éponge de la matière organique et la réactivité de la fraction fine superficielle (Musy & Soutter, 1991 ; Hillel, 1998).

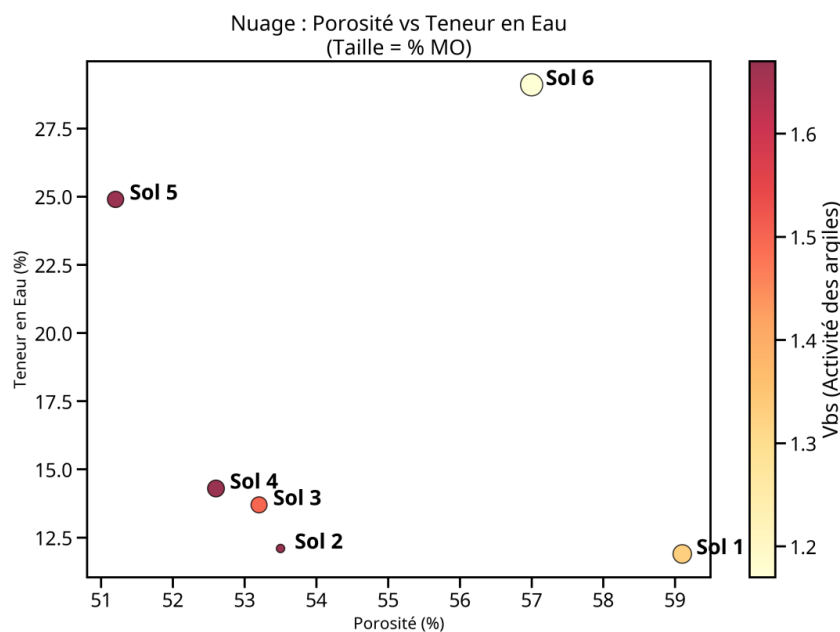


Figure 20 : Nuage de données de la porosité vs teneur en eau (généré par Python 3.14, 2026)

A partir du graphique, on déduit ce qui suit

a. Relation Porosité-Teneur en Eau : On observe une tendance générale où une porosité plus élevée est associée à une plus grande teneur en eau, bien que cette relation ne soit pas linéaire pour tous les échantillons. Le Sol 6 se positionne en haut à droite, indiquant une porosité et une teneur en eau très élevées, renforcées par sa grande taille (forte MO) et sa couleur (V_{bs} modérée).

b. Influence de la MO et du V_{bs} : La taille des points (Matière Organique) et leur couleur (V_{bs}) ajoutent des couches d'information. Les sols avec une MO élevée (grands points comme Sol 6)

ont tendance à mieux retenir l'eau. La couleur, représentant le V_{bs} , permet de distinguer l'activité argileuse. Par exemple, le Sol 5 a une teneur en eau élevée et une V_{bs} forte, ce qui suggère une forte capacité de rétention liée à la fois à la MO et à la présence d'argiles actives.

c. Sols à faible porosité/teneur en eau : Le Sol 2 se trouve dans la zone de faible porosité et faible teneur en eau, ce qui, combiné à sa faible teneur en MO, indique un sol potentiellement compact et moins apte à stocker l'eau.

3. 7. Nuage : Tamisage Humide vs Matière Organique

Ce graphique (figure 21), explore la relation entre la stabilité structurale (Tamisage Humide) et la Matière Organique, un facteur clé de la formation des agrégats (Tisdall & Oades, 1982 ; Kemper & Rosenau, 1986). Il met en évidence la résistance mécanique de la matrice face à l'action de l'eau en fonction du taux d'humus disponible dans chaque profil (Le Bissonnais, 1996).

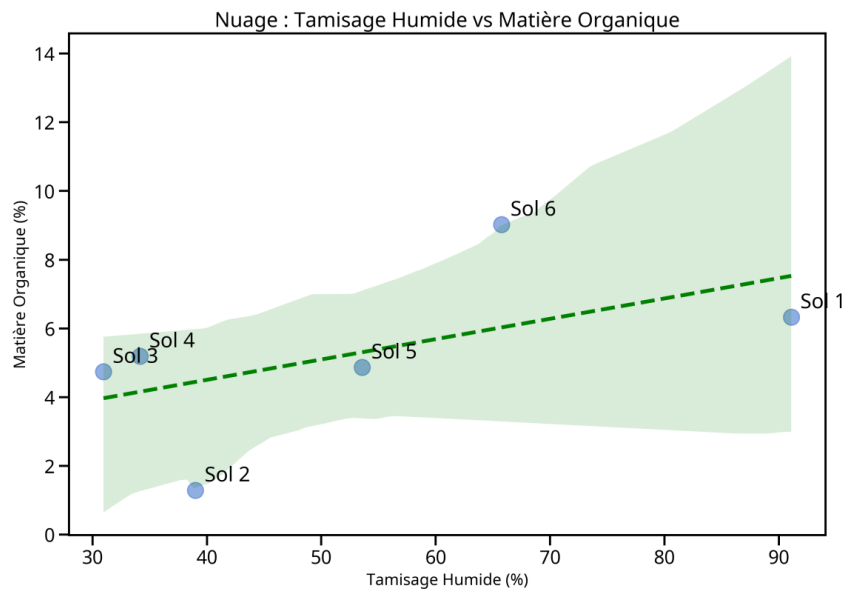


Figure 21 : Nuage de données du tamisage humide vs matière organique (généré par Python 3.14, 2026)

Ainsi, on observe une tendance positive entre le Tamisage Humide et la Matière Organique. Les sols avec une MO plus élevée (comme le Sol 6) tendent à avoir un pourcentage de tamisage humide plus important, ce qui signifie une meilleure stabilité de leurs agrégats. La ligne de régression et l'intervalle de confiance confirment cette tendance générale.

Or, le Sol 2, avec sa faible MO, présente également un faible tamisage humide, soulignant sa vulnérabilité structurale. Le Sol 1, malgré une MO modérée, a un tamisage humide très élevé, ce qui pourrait indiquer d'autres facteurs contribuant à sa stabilité (par exemple, une texture particulière ou la présence de certains types d'argiles).

3. 8. Matrice de Corrélation des Propriétés du Sol

La matrice de corrélation (figure 22) visualise les coefficients de corrélation de Pearson entre toutes les paires de variables, offrant un aperçu des interdépendances (Webster & Oliver, 2007). Les valeurs proches de +1 indiquent une forte corrélation positive, celles proches de -1 une forte corrélation négative, et celles proches de 0 une absence de corrélation linéaire (Davis, 2002). Cette approche permet de valider statistiquement les liens physiques observés entre la géométrie des pores, l'humidité et la charge organique (Baize, 2018).

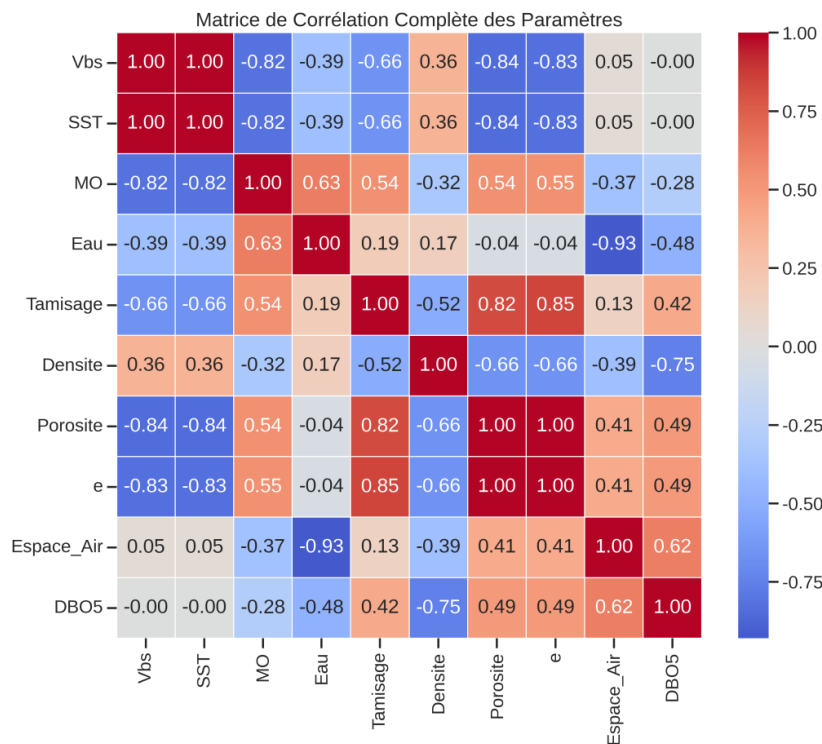


Figure 22 : Matrice de corrélation complète des propriétés du sol (généré par Python 3.14, 2026)

Cependant, nous constatons les points suivants (figure 22) :

- a. V_{bs} et SST (1.00) :** Une corrélation parfaite et positive entre la Valeur au Bleu (V_{bs}) et la Surface Spécifique Totale (SST) est attendue, car la V_{bs} est un indicateur direct de l'activité des argiles, qui contribuent majoritairement à la SST (Santamarina *et al.*, 2002). Cela confirme la cohérence des mesures.
- b. Tamisage et Porosité (0.82) :** Une forte corrélation positive indique que les sols plus poreux ont tendance à avoir une meilleure stabilité structurale, ce qui est logique car une bonne structure favorise la porosité et la résistance à la désagrégation.
- c. MO et Teneur en Eau (0.63) :** Une corrélation positive modérée, indiquant que la matière organique contribue à la rétention d'eau, mais d'autres facteurs jouent également un rôle.
- d. MO et Tamisage (0.54) :** Une corrélation positive modérée, confirmant le rôle de la MO dans la stabilité structurale.

e. Porosité et DBO_5 (0.49) : Une corrélation positive modérée indique que les sols plus poreux tendent à avoir une DBO_5 plus élevée. Cela pourrait s'expliquer par une meilleure infiltration des lixiviats dans les sols plus poreux, ou par le fait que les lixiviats eux-mêmes augmentent la porosité en dégradant la structure du sol. Cependant, une porosité élevée peut aussi favoriser l'aération et la biodégradation, ce qui rend cette relation complexe.

f. MO et DBO_5 (-0.28) : La corrélation négative faible à modérée entre la Matière Organique (MO) et la DBO_5 est un point crucial. Si la DBO_5 mesure la matière organique biodégradable, on pourrait s'attendre à une corrélation positive avec la MO totale. L'absence d'une forte corrélation positive suggère que la DBO_5 élevée dans certains sols n'est pas uniquement due à la MO intrinsèque du sol, mais potentiellement à un apport externe de matière organique facilement dégradable, comme celle des lixiviats (Christensen *et al.*, 1994).

g. Eau et DBO_5 (-0.48) : La corrélation négative modérée entre la teneur en Eau et la DBO_5 est intéressante. Elle pourrait indiquer que les sols avec une DBO_5 élevée sont moins capables de retenir l'eau, ou que la présence de polluants organiques modifie les propriétés hydriques du sol. Alternativement, des lixiviats plus concentrés (moins d'eau) pourraient avoir une DBO_5 plus élevée.

h. V_{bs} / SST et MO (-0.82) : Une corrélation négative forte suggère que les sols avec une activité argileuse très élevée (V_{bs}/SST) ont tendance à avoir une MO plus faible, et vice-versa. Cela pourrait indiquer des types de sols différents où l'un des facteurs domine (sols argileux minéraux vs sols organiques).

i. V_{bs} / SST et Porosité (-0.84) : Une forte corrélation négative, ce qui est intéressant. Cela pourrait signifier que les sols très argileux (haute V_{bs}) ont une porosité totale plus faible, ou que la nature de la porosité est différente (microporosité dominante dans les argiles, macroporosité dans les sols plus structurés ou organiques) (Mitchell & Soga, 2005).

3. 9. Distribution en Nuages de Points et Densités (Pairplot)

Le pairplot permet d'examiner les relations bivariées et les distributions univariées des variables clés (V_{bs} , MO, Eau, Porosité, DBO_5) (Wickham, 2016) (figure 23).

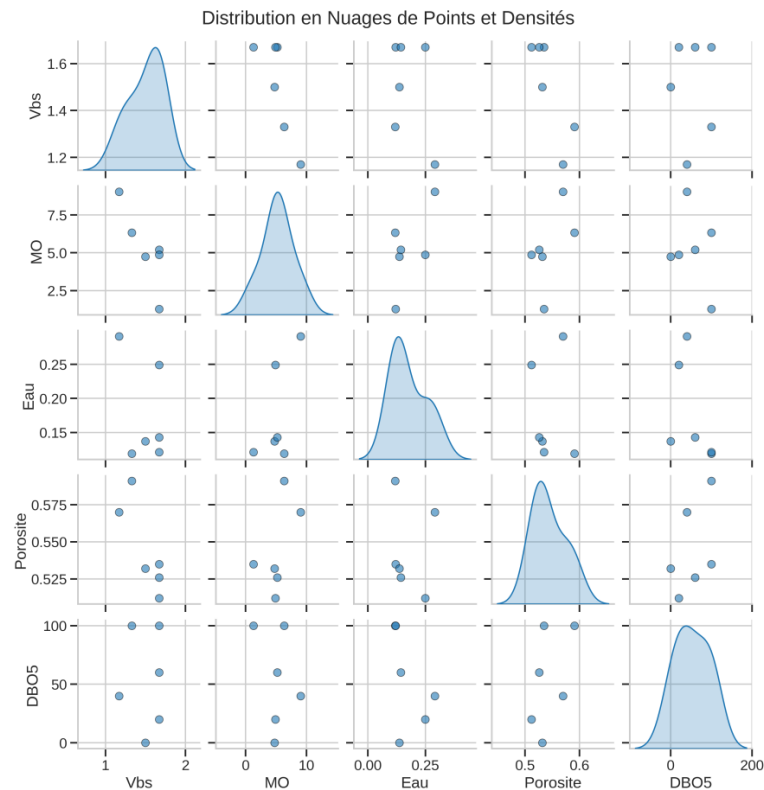


Figure 23 : Distribution en nuages de points et densités (généré par Python 3.14, 2026)

Cette approche exploratoire est essentielle pour détecter graphiquement des regroupements d'échantillons (clusters) ou des ruptures de pente dans les corrélations, validant ainsi la distinction entre les différents pôles hydro-géotechniques identifiés (Davis, 2002 ; Webster & Oliver, 2007). Cependant, on constate ce que suit :

a. Distributions univariées (diagonale) : Les densités montrent que la DBO_5 présente une distribution bimodale, avec un pic à 0 et un autre à 100, ce qui est cohérent avec la présence de sols non contaminés et de sols fortement contaminés (Davis, 2002). La MO et la Porosité montrent des distributions plus étalées, tandis que la V_{bs} et l'Eau sont plus concentrées.

b. Relations bivariées (hors diagonale) : Les nuages de points confirment les corrélations observées dans la heatmap. Par exemple, la relation entre DBO_5 et MO montre que les sols avec une DBO_5 élevée (Sol 1 et Sol 2) ont des niveaux de MO très différents, renforçant l'idée d'une source externe de DBO_5 (Christensen *et al.*, 1994). La relation entre DBO_5 et Porosité montre une dispersion, mais les sols à DBO_5 élevée se trouvent à la fois dans des porosités moyennes et élevées, ce qui suggère que la porosité seule ne détermine pas la présence de DBO_5 (Fetter, 2018).

3. 10. Graphe de Courbes d'Évolution (Valeurs Normalisées)

Ce graphique visualise les tendances des paramètres clés (normalisés entre 0 et 1) à travers les six échantillons de sol, considérés comme un transect (figure 24) (Davis, 2002 ; Webster & Oliver, 2007). Cette approche permet de suivre graphiquement l'évolution conjointe des

indicateurs géotechniques et environnementaux le long du gradient d'exposition aux nuisances du CET de Sidi Benadda, mettant en évidence les ruptures de comportement entre les zones contaminées et les zones saines (Christensen *et al.*, 1994).

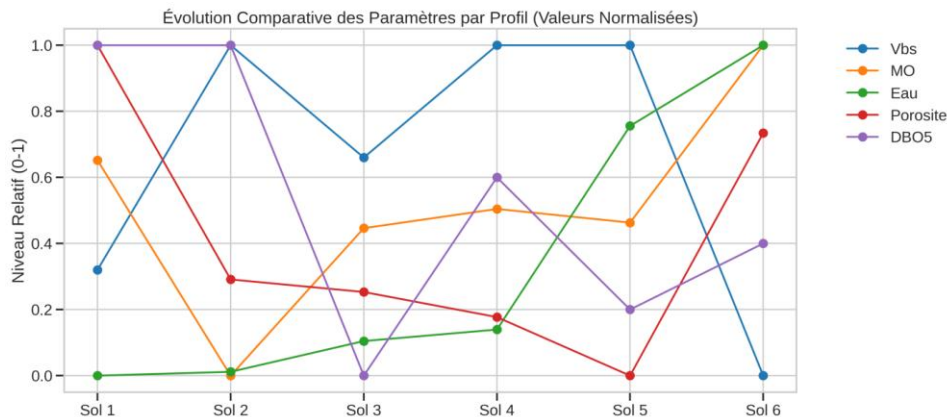


Figure 24 : Evolution comparative des paramètres par profil (généré par Python 3.14, 2026)

- Sol 1 et Sol 2 : Ces deux sols se distinguent par les valeurs maximales de DBO₅ (1.0 sur l'échelle normalisée). Le Sol 2 présente également la MO la plus basse et une porosité relativement faible, ce qui le rend particulièrement vulnérable au transfert rapide de polluants vers le sous-sol (Christensen *et al.*, 1994).

Le Sol 1, malgré une DBO₅ élevée, a une MO et une porosité plus élevées, ce qui pourrait lui conférer une meilleure capacité de résilience (Calvet, 2003).

- Sol 3 : Se caractérise par une DBO₅ nulle, ce qui le place à l'extrémité opposée des sols 1 et 2. Sa MO est modérée, et sa porosité est dans la moyenne (Baize, 1997).

- Sol 6 : Montre la MO la plus élevée (1.0 normalisé) et une DBO₅ modérée (0.4 normalisé), ce qui confirme son rôle de puits potentiel pour les polluants organiques et sa résilience (Robert, 1996 ; Brady & Weil, 2016).

- En tendances générales, on observe des comportements variés. Par exemple, la V_{bs} et la SST (non représentée mais fortement corrélée à V_{bs}) suivent des tendances similaires, tandis que la MO et la DBO₅ montrent des profils plus contrastés, soulignant l'impact de la pollution externe.

3. 11. Histogrammes de Distribution

Les histogrammes illustrent la distribution de chaque paramètre, fournissant des informations sur leur variabilité et leur concentration (Davis, 2002 ; Webster & Oliver, 2007) (figure 25).

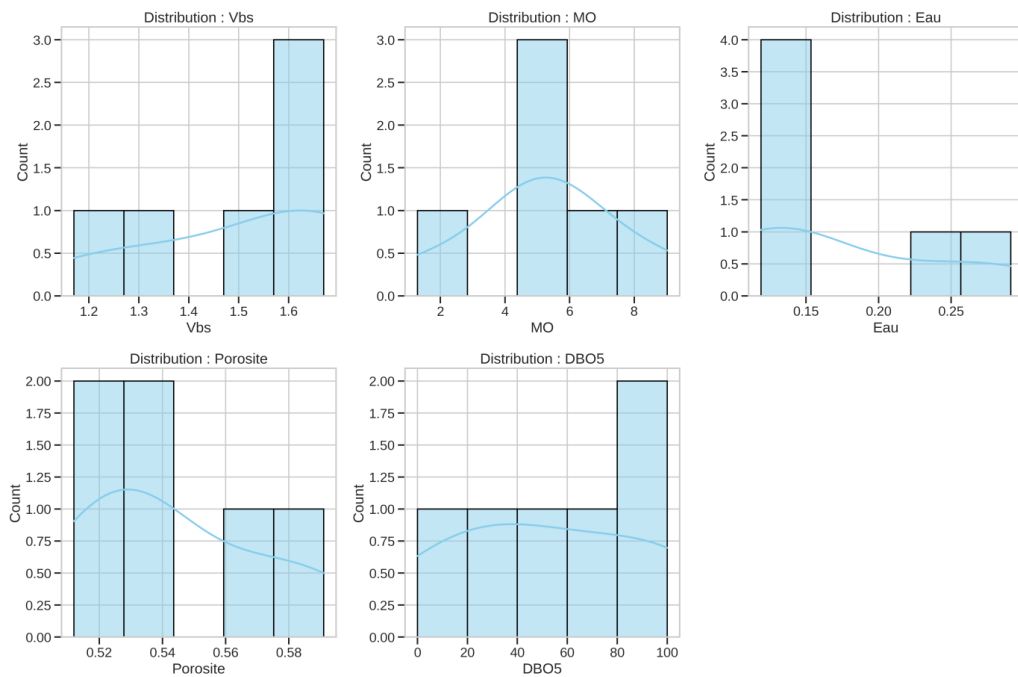


Figure 25 : Histogrammes de distribution de différents paramètres d'analyse du sol (généré par Python 3.14, 2026)

- **DBO₅** : L'histogramme de la DBO₅ confirme la présence de deux groupes distincts : un groupe avec une DBO₅ nulle (Sol 3) et un autre avec des valeurs élevées (Sol 1, Sol 2, Sol 4, Sol 5, Sol 6). Cela renforce l'hypothèse d'une contamination ponctuelle plutôt qu'homogène (Christensen *et al.*, 1994 ; Davis, 2002).
- **V_{bs} et Porosité** : Ces paramètres montrent des distributions relativement groupées, indiquant une certaine homogénéité dans l'activité argileuse et la structure poreuse des sols, à l'exception de quelques valeurs extrêmes (Webster & Oliver, 2007).
- **MO et Eau** : Présentent des distributions plus étalées, suggérant une plus grande variabilité de ces propriétés entre les échantillons (Baize, 2018).

3. 12. Distribution Spatiale Conceptuelle (Transect Sol 1 -> Sol 6)

Cette heatmap (figure 26) représente une distribution spatiale conceptuelle des paramètres le long d'un transect imaginaire des sols 1 à 6. Elle permet de visualiser de manière condensée et continue l'évolution conjointe des propriétés physiques intrinsèques et du front de pollution (Wilkinson & Friendly, 2009). Cette approche cartographique bidimensionnelle met graphiquement en évidence la géométrie du panache d'infiltration des lixiviats et l'atténuation ou l'intensification des concentrations selon les caractéristiques géotechniques de chaque station du transect (Christensen *et al.*, 1994 ; Webster & Oliver, 2007).

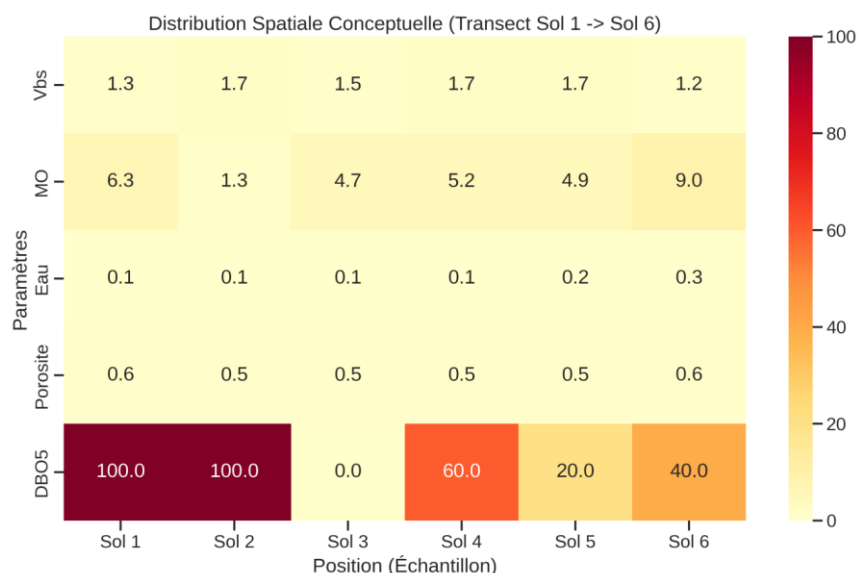


Figure 26 : Distribution spatiale conceptuelle (généré par Python 3.14, 2026)

Cependant, nous avons constaté ce que suit :

a. Concentration de DBO₅ : Les valeurs les plus élevées de DBO₅ sont clairement visibles pour les Sols 1 et 2, suggérant que ces échantillons sont les plus proches ou les plus affectés par la source de pollution (lixiviats) (Christensen *et al.*, 1994). Le Sol 3 se démarque par une DBO₅ nulle, créant un contraste net.

b. MO et DBO₅ : On observe que le Sol 6, avec la MO la plus élevée, a une DBO₅ modérée, ce qui indique une capacité de rétention ou de biodégradation efficace de la charge carbonée (Robert, 1996). Inversement, le Sol 2, avec une faible MO et une DBO₅ très élevée, est un point chaud de vulnérabilité (Le Bissonnais, 1996).

c. Porosité et Eau : Les variations de porosité et de teneur en eau le long du transect peuvent influencer la migration des polluants. Par exemple, une porosité élevée dans les sols 1 et 6 pourrait faciliter la dispersion des polluants si la capacité de rétention est dépassée (Fetter, 2018).

De ce fait, l'analyse combinée de ces visualisations confirme la présence d'une contamination organique significative dans certains sols, notamment les Sols 1 et 2, probablement liée aux lixiviats du CET de Sidi Benadda. Le Sol 2 est identifié comme le plus vulnérable en raison de sa faible capacité intrinsèque de rétention et de sa forte charge en DBO₅ (Christensen *et al.*, 1994). Le Sol 6, en revanche, démontre une résilience notable grâce à sa richesse en matière organique (Robert, 1996).

Ces graphiques soulignent la nécessité d'une surveillance environnementale ciblée et de mesures d'atténuation spécifiques pour les zones les plus affectées (Rowe *et al.*, 2004). Des analyses complémentaires des lixiviats et des sols sont essentielles pour une évaluation quantitative précise de l'impact de la pollution (Christensen *et al.*, 1994 ; ADEME, 2017).

4. Typologie synthétique des 06 prélèvements

En croisant l'intégralité de nos fiches, nous pouvons dresser l'identité pédologique de chaque échantillon :

- Sol 1 : Horizon de surface limono-argileux structural. Très poreux, riche en humus, texture fine mais argiles peu gonflantes. Excellente capacité d'échange et bonne aération.
- Sol 2 : Horizon de profondeur argilo-sableux compact. Pauvre en matière organique, dense ($P_s = 2,41$), sensible au cisaillement et plastique à l'état humide (Mitchell & Soga, 2005).
- Sol 3 : Sol équilibré à texture moyenne. Taux de MO correct (4,74 %), argiles modérément actives, bon compromis entre rétention en eau et drainage.
- Sol 4 : Horizon argilo-sableux actif. Similaire au Sol 2 mais un peu plus riche en MO (5,19 %), ce qui compense légèrement la forte réactivité de ses argiles ($V_{bs} = 1,67$).
- Sol 5 : Horizon de profondeur à tendance hydromorphe. Forte saturation en eau, porosité la plus faible du set (51,2 %), argiles très actives. Risque élevé de plasticité collante sur le terrain (Baize, 2018 ; Mitchell & Soga, 2005).
- Sol 6 : Horizon humifère de surface à forte capacité de rétention. C'est le sol le plus organique (9,02 %). C'est une éponge : il stocke un maximum d'eau (29,1 %) tout en conservant une structure stable grâce à des argiles calmes ($V_{bs} = 1,17$).

La localisation au niveau des parcelles agricoles jouxtant le Centre d'Enfouissement Technique (CET) de Sidi Benadda, dans la wilaya de Aïn Témouchent, apporte un éclairage crucial. Ainsi, en superposant ce contexte géographique et environnemental aux données de laboratoire, l'analyse prend une dimension concrète, notamment en termes de risques de contamination, de dynamique hydrique et de gestion des sols (Christensen *et al.*, 1994 ; Calvet, 2003).

4. 1. Origine Pédologique : Des Vertisols et Sols Calcaires Phaeozems ?

La région de Aïn Témouchent est connue pour ses plaines agricoles riches, souvent composées de sols bruns, de sols calciques ou de Vertisols (sols argileux thermophiles) (Halitim, 1988 ; Durand, 1954).

- La signature des Vertisols / Sols à comportement vertique (Sols 2, 4, 5) : La valeur de $V_{bs} = 1,67$ associée à des densités solides élevées confirme la présence d'argiles de type smectite/montmorillonite (Mitchell & Soga, 2005). Sous le climat de Sidi Benadda, ces sols ont un comportement cyclique violent (Wilding & Puentes, 1988) :
 - En été (Saison sèche) : Ils se rétractent, provoquant de profondes fissures de dessiccation. Ces fentes permettent une aération mais ouvrent des voies directes

vers les horizons profonds (phénomène de *self-mulching*), ce qui accélère la migration par écoulement préférentiel des lixiviats lors des premières pluies (Wilding & Puentes, 1988).

- En hiver (Saison humide) : Les argiles gonflent, le sol devient imperméable, plastique et hautement collant. C'est exactement ce que l'on observe pour le Sol 5 (forte humidité de 24,9 %, porosité faible de 51,2 %, V_{bs} fort), témoignant d'un horizon engorgé en hiver/printemps par manque de drainage interne (Duchaufour, 2001).

4. 2. Évaluation des Risques Environnementaux face à la proximité du CET

La proximité immédiate d'un Centre d'Enfouissement Technique soulève la question de la vulnérabilité des parcelles agricoles face aux infiltrations potentielles de lixiviats (les "jus" de décharge) ou de poussières contaminées. Nos profils révèlent deux types de barrières environnementales naturelles :

La barrière géotechnique (Le pôle imperméable)

- Le Sol 1 (91,08 % de particules fines) : Ce profil se comporte comme un excellent écran géologique de surface. Sa texture ultra-fine bloque la percolation rapide des eaux d'infiltration (Rowe *et al.*, 2004).
- Les Sols 2, 4, 5 (Argiles actives) : En saison humide, le gonflement des smectites ($V_{bs} = 1,67$) ferme la porosité macroscopique. Cela réduit drastiquement la conductivité hydraulique à saturation (K_s) (Mitchell & Soga, 2005). Ces horizons agissent comme des couches semi-perméables naturelles protégeant les nappes sous-jacentes d'une pollution verticale rapide (Rowe *et al.*, 2004).

La barrière physico-chimique (Le pôle d'adsorption)

Les Sols 6 (9,02 % MO) et 1 (6,33 % MO) : La matière organique, associée aux argiles, confère à ces sols une Capacité d'Échange Cationique (CEC) extrêmement élevée.

Si des lixiviats chargés en Métaux Lourds (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+}) ou en ammonium (NH_4^+) devaient ruisseler du CET vers les parcelles, les horizons de surface (Sol 6 et Sol 1) joueraient le rôle d'un filtre chimique (Calvet, 2003). Les charges négatives du complexe organo-minéral fixeraient les polluants par adsorption, limitant leur migration à court terme, bien que cela mène à terme à une pollution de la couche arable (Robert, 1996 ; Calvet, 2003).

4. 3. Dynamique de la Matière Organique sous Climat Méditerranéen

En climat méditerranéen, la minéralisation de la matière organique est généralement très rapide à cause des températures élevées du printemps et de l'été, ce qui accélère l'activité métabolique microbienne et rend le maintien de taux élevés difficile en conditions naturelles (Bottner, 1985 ; Brady & Weil, 2016). Néanmoins, l'exception du Sol 6 (9,02 %) et du Sol 1 (6,33 %) : Ces taux exceptionnels suggèrent plusieurs hypothèses locales :

- Soit ces parcelles bénéficient d'amendements organiques massifs et réguliers (fumier, boues de station d'épuration, ou apports anthropiques) (Baize, 2018).
- Soit il s'agit de zones de bas-fonds (dépressions topographiques) où l'humidité prolongée en hiver (comme suspectée pour le Sol 5 et 6) ralentit l'activité des micro-organismes aérobies, favorisant l'accumulation de la MO (conditions d'anoxie temporaire) (Duchaufour, 2001).

4. 4. Vulnérabilité Agricole au Stress Hydrique et Phénomènes d'Érosion

Le comportement mécanique de nos sols montre qu'ils sont fragiles face aux extrêmes climatiques de la wilaya de Aïn Témouchent :

Risque de Battance et d'Érosion (Sol 2)

Avec seulement 1,29 % de matière organique et une fraction fine très réactive, le Sol 2 est instable. Lors des premières pluies d'automne (souvent orageuses en climat méditerranéen), les gouttes d'eau détruisent les agrégats de surface non protégés par l'humus (Tisdall & Oades, 1982). Les particules fines colmatent les pores, créant une croûte de battance imperméable. De ce fait, l'eau ne pénètre plus, ce qui génère un ruissellement érosif intense et emporte les nutriments de la couche arable (Le Bissonnais, 1996).

Comportement en Période de Sécheresse (Sols 2, 4, 5)

En été, la baisse de la teneur en eau sous les 12 % (comme mesuré sur les sols 2 et 4) va provoquer un durcissement majeur de la matrice du sol (consistance dure à très dure) (Musy & Soutter, 1991). Le travail du sol (labour) devient impossible sans une puissance de traction mécanique considérable, et le système racinaire des cultures subit une contrainte mécanique sévère en plus du stress hydrique (Halitim, 1988 ; Musy & Soutter, 1991).

5. Synthèse pour l'aménagement agricole

Les parcelles entourant le CET de Sidi Benadda présentent un potentiel agronomique élevé (bonne porosité globale > 50 %, forte teneur en MO sur certains profils), mais elles demandent une vigilance accrue :

1. Éviter le compactage des horizons profonds (comme le Sol 2) en limitant le passage d'engins lourds en période humide (lorsque l'eau >20 %, rendant les smectites plastiques) (Horn *et al.*, 2000).
2. Surveiller régulièrement la qualité des sols de surface (Sols 1 et 6) par des analyses de métaux lourds et de conductivité électrique (salinité), car leur pouvoir tampon élevé va masquer l'accumulation des polluants du CET jusqu'au point de saturation (Robert, 1996).

Pour clore cette étude et formuler des recommandations véritablement opérationnelles, il convient de pousser l'analyse des données brutes jusqu'au bout, en exploitant fidèlement les valeurs numériques des fiches de laboratoire secondaires que nous avons obtenus.

Grâce aux mesures de tamisage sec (pour les prélèvements P2, P3 et P4) et de densité au densitomètre (sédimentation) pour les prélèvements P1, P5 et P6, nous pouvons en déduire des indicateurs géotechniques et agronomiques décisifs (Baize, 2018 ; Head & Epps, 2011) face aux risques induits par le Centre d'Enfouissement Technique (CET) de Sidi Benadda.

5. 1. Recommandations issues du Tamisage Sec (Sols 2, 3, 4)

En analysant la distribution des masses cumulées sur les fiches de tamisage sec, on extrait les données de texture grossière. Pour une masse initiale sèche de 500 g, le cumul des refus sur les tamis de 5 mm, 3,15 mm et 2 mm ; montre que ces sols contiennent une quantité non négligeable de sables grossiers et de micro-graviers.

- Le diagnostic d'hétérogénéité (Risque de renard hydraulique) : Ces sols (notamment le Sol 2, le plus pauvre en matière organique avec seulement 1,29 %) ont une granulométrie étalée. Sous l'effet des cycles climatiques méditerranéens (averses hivernales intenses), les particules fines (< 0,08 mm) risquent d'être lavées à travers les pores des éléments grossiers. C'est le phénomène d'érosion interne du sol (Cedergren, 1989 ; Fell & Fry, 2007).
- Il est déconseillé d'utiliser le Sol 2 pour des travaux de reprofilage ou de diguettes de protection contre les eaux de ruissellement du CET. Sans cohésion organique, ce sol se

liquéfière ou se creusera de galeries d'érosion souterraines internes au premier orage (LCPC & SÉTRA, 2000 ; Sherard *et al.*, 1976).

5. 2. Recommandations issues de la Sédimentation (Sols 1, 5, 6)

La fiche de sédimentation consigne les variations de densité de la suspension de 30 s à 24 h :

- Pour le Sol 5 et le Sol 1, les densités mesurées après plusieurs heures restent élevées ($> 1,050$). Cela prouve la présence d'une fraction "argile vraie" ($< 2, \mu\text{m}$) très importante. Le Sol 6 quant à lui montre une chute de densité un peu plus rapide en fin d'essai. Cela s'explique par sa richesse en matière organique (9,02 %) : l'humus agit comme un agent flocculant naturel qui agglomère les argiles en agrégats plus lourds, accélérant leur sédimentation (Tisdall & Oades, 1982 ; Van Olphen, 1991).
- Le Sol 1 et le Sol 5 possèdent le meilleur potentiel d'imperméabilisation passive. Si une extension des casiers du CET ou une zone de rétention des eaux de ruissellement (bassin de décantation des eaux propres du site) doit être aménagée, ce sont ces terres argileuses qu'il faut compacter pour sceller les fonds des ouvrages (Rowe *et al.*, 2004). À l'inverse, le Sol 6 doit être préservé exclusivement pour l'agriculture : décaper cette couche humifère pour des travaux de terrassement détruirait le tampon biologique de la plaine (Calvet, 2003).

5. 3. Plan d'Action Global & Recommandations Agricoles / Environnementales

Face à la coexistence de parcelles agricoles et d'un CET à Sidi Benadda, les interactions physiques et chimiques des sols imposent quatre actions majeures :

a. Sectorisation de la vulnérabilité des parcelles

- **Zone d'alerte infiltration (Sols 2, 3, 4) :** Ces profils ont une porosité moyenne mais une teneur en eau faible en été et un squelette sableux. Si un lixiviat s'échappe du CET, ces sols agiront comme des passoires à cause de leur macro-porosité texturale. Il faut proscrire les cultures maraîchères à enracinement profond ou à forte consommation d'eau sur les secteurs proches des profils 2 et 4.
- **Zone d'alerte asphyxie (Sol 5) :** Avec la porosité la plus basse (51,2 %) et une humidité hivernale saturante (24,9 %), ce secteur est soumis à un risque de réduction chimique (anoxie). Le fer et le manganèse s'y réduisent, ce qui peut solubiliser d'anciens polluants métalliques bloqués dans le sol et les rendre assimilables par les cultures (Ponnamperuma, 1972). Un drainage superficiel (fossés de ceinture) y est indispensable (Calvet, 2003).

b. Monitoring chimique passif ("L'Effet Tampon" du Sol 6)

Le Sol 6 possède une capacité de rétention exceptionnelle (grâce à ses 9,02 % de MO et sa forte porosité de 57 %). C'est une excellente nouvelle à court terme car il absorbe les polluants atmosphériques ou de surface. Cependant, c'est un piège invisible : le sol va accumuler les éléments traces métalliques (ETM) sans montrer de signes de dégradation végétale, jusqu'à ce que le complexe organo-minéral soit saturé (Stigliani *et al.*, 1991 ; Robert, 1996).

- Recommandation : Mettre en place un suivi annuel spécifique sur la parcelle du Sol 6, en mesurant la conductivité électrique (risque de salinisation par les lixiviats du CET) et les teneurs en métaux lourds (Pb, Cd, As, Ni).

c. Gestion des labours sous contrainte mécanique ($V_{bs} = 1,67$)

Les sols 2, 4 et 5 sont riches en smectites actives. Le climat de Sidi Benadda ne laisse qu'une très courte "fenêtre de tir" pour le travail du sol :

- Trop humide (hiver) : le sol colle aux outils, se pétrit et crée une semelle de labour imperméable destructrice.
- Trop sec (été) : le sol devient dur comme du béton, créant de gros blocs indégrossissables et provoquant une usure prématurée du matériel.
- Recommandation : Pratiquer le non-labour ou le travail très superficiel (techniques de conservation des sols) sur les parcelles de type Sol 4 et 5 afin de préserver la structure naturelle et limiter l'impact du comportement vertical (fissuration) (Wilding & Puentes, 1988).

d. Barrière végétale filtrante permanente

Afin de protéger les parcelles les plus fragiles (comme le Sol 2 soumis à la battance et à l'érosion), il est fortement recommandé d'implanter une haie brise-vent et filtrante permanente (à base d'espèces locales tolérantes au stress hydrique méditerranéen, ex: *Atriplex halimus*, *Tamarix*) le long de la clôture du CET. Cela limitera l'érosion éolienne (poussières de décharge) et fixera les nitrates ou ammoniums les flux d'azote volatils issus de la décomposition des déchets organiques du centre d'enfouissement par adsorption racinaire et végétative (Le Houérou, 1992 ; Kabata-Pendias, 2010).

Conclusion

Ce mémoire vise à interpréter les résultats d'analyses pédologiques de six échantillons de sols dans le contexte des risques potentiels de pollution par les lixiviats émanant du Centre d'Enfouissement Technique (CET) de Sidi Benadda, dans la wilaya de Aïn Témouchent. Les lixiviats, liquides résiduels hautement polluants générés par la décomposition des déchets et la percolation des eaux à travers ceux-ci, représentent une menace significative pour les sols et les nappes phréatiques environnantes. L'objectif est d'évaluer la vulnérabilité intrinsèque de ces sols à la migration ou à la rétention des polluants, en se basant sur leurs propriétés physico-chimiques.

D'abord, le CET de Sidi Benadda a été identifié comme une source d'émissions d'odeurs nauséabondes et de risques environnementaux liés à la gestion des ordures ménagères et, spécifiquement, au traitement des lixiviats. Bien qu'une station de traitement des lixiviats ait été mise en place pour prévenir l'infiltration de ces liquides dans la nappe phréatique et les oueds, la présence historique ou potentielle de lixiviats non traités ou partiellement traités reste une préoccupation majeure pour les sols avoisinants.

Les lixiviats sont caractérisés par une forte charge polluante, incluant des matières organiques dissoutes et particulaires, des métaux lourds, des sels minéraux, des composés azotés (ammoniacaux), et des micro-organismes pathogènes. Leur composition exacte varie en fonction de l'âge de la décharge, du type de déchets enfouis et des conditions climatiques. Ainsi, l'évaluation de la vulnérabilité des sols à la pollution par les lixiviats repose sur plusieurs propriétés clés, notamment la teneur en matière organique, l'activité des argiles (V_{bs}), la porosité, la teneur en eau et la stabilité structurale (tamisage humide).

Cependant, la matière organique joue un rôle crucial dans la rétention des polluants. Grâce à sa capacité d'échange cationique élevée et à sa structure complexe, la MO peut adsorber une grande variété de contaminants, y compris les métaux lourds et les composés organiques toxiques, limitant ainsi leur mobilité dans le sol :

- Sol 6 : Avec une teneur en MO exceptionnellement élevée (9.02 %), ce sol présente une forte capacité de rétention des polluants. Il est potentiellement plus résistant à la migration des contaminants, agissant comme un filtre naturel.
- Sol 2 : Sa très faible teneur en MO (1.29 %) le rend particulièrement vulnérable. La capacité d'adsorption des polluants est limitée, augmentant le risque de lessivage des contaminants vers les eaux souterraines.
- Sols 1, 3, 4, 5 : Leurs teneurs satisfaisantes en MO (entre 4.7 % et 6.3 %) leur confèrent une capacité modérée à bonne de rétention des polluants.

En outre, les argiles, en particulier celles à forte activité (V_{bs} élevée), contribuent également à l'adsorption des polluants en raison de leur grande surface spécifique et de leur capacité d'échange cationique. Cependant, une forte proportion d'argiles peut aussi réduire la perméabilité, ce qui peut ralentir la migration mais aussi concentrer les polluants en surface :

- Les sols 2, 4 et 5, avec les V_{bs} les plus élevés, possèdent une capacité d'adsorption significative due à leur fraction argileuse. Cependant, la corrélation négative observée entre V_{bs}/SST et MO (-0.82) suggère que les sols très argileux peuvent être moins riches en MO, ce qui pourrait moduler leur capacité globale de rétention.

Par ailleurs, la porosité et la teneur en eau sont des indicateurs de la perméabilité du sol et de sa capacité à stocker l'eau, mais aussi à permettre le transport des substances dissoutes. Une porosité élevée peut faciliter la migration rapide des lixiviats si la capacité d'adsorption est faible :

- Le Sol 1 et le Sol 6 présentent une porosité élevée (59.1 % et 57.0 % respectivement). Si le Sol 6 est protégé par sa forte MO, le Sol 1, avec une MO modérée, pourrait être plus susceptible à la migration rapide des polluants si la charge de lixiviats est importante.
- Le Sol 2, avec une faible porosité et une faible teneur en eau, pourrait être plus compact, ce qui ralentirait la percolation mais pourrait aussi entraîner un ruissellement de surface des lixiviats, augmentant le risque de contamination latérale.

Or, une bonne stabilité structurale, mesurée par le tamisage humide, indique une meilleure résistance du sol à la dégradation physique et à l'érosion, ce qui peut indirectement influencer la rétention des polluants en maintenant l'intégrité du sol.

- Les sols avec un tamisage humide élevé (Sol 1 et Sol 6) sont plus stables, ce qui est un atout pour la protection contre la pollution. Le Sol 2, avec un faible tamisage, est plus susceptible à la dégradation structurale, ce qui pourrait compromettre sa capacité à filtrer les lixiviats.

De ce fait, l'analyse des propriétés pédologiques des six échantillons révèle des vulnérabilités variables face à une potentielle pollution par les lixiviats du CET de Sidi Benadda. Le Sol 6 apparaît comme le plus résistant grâce à sa très forte teneur en matière organique et sa porosité élevée, agissant comme un puits potentiel pour les contaminants. À l'inverse, le Sol 2, caractérisé par de faibles teneurs en MO et une faible porosité, est le plus vulnérable, avec un risque accru de migration des polluants.

Il est donc impératif de considérer la proximité de ces sols avec le CET de Sidi Benadda. Même avec une station de traitement des lixiviats, des incidents ou des dysfonctionnements peuvent survenir, entraînant des rejets. Une surveillance régulière de la qualité des sols et des eaux souterraines est fortement recommandée dans les zones adjacentes au CET, en particulier pour les sols présentant une faible capacité de rétention des polluants.

Des mesures de gestion des sols, telles que l'apport de matière organique (compost, amendements organiques) pour les sols pauvres en MO, pourraient améliorer leur capacité de filtration et de rétention des polluants, renforçant ainsi leur résilience face aux risques environnementaux liés aux lixiviats.

Références bibliographiques

- Abidi, S., & Souabi, S. (2014).** *Gestion et caractérisation des lixiviats de décharges de l'Afrique du Nord. Revue des sciences de l'eau.*
- Abidi, S., & Habi, M. (2018).** Évaluation des risques de la pollution des eaux et vulnérabilité de la nappe alluviale à l'aide des données spatiales. Cas de la plaine de Sidi Bel Abbès (nord-ouest algérien). *Revue des sciences de l'eau*, 31(1), 45-56.
- Abbott, L.K. et Murphy D.V. (2003).** *Soil biological fertility- A key to sustainable land use in agriculture*, Kluwer Academic Publishers.
- ADEME (2001).** *Guide pour l'élaboration et l'utilisation des mâchefers d'incinération de déchets ménagers (MIDND) en technique routière.* Rapport de l'Agence de la transition écologique.
- Ademe (2014).** *La collecte pneumatique des déchets ménagers : État des lieux et retours d'expérience.* Rapport technique de l'Agence de la transition écologique.
- Ademe (2016).** *Filières de traitement des Déchets d'Activités de Soins à Risques Infectieux (DASRI).* Rapport technique de l'Agence de la transition écologique.
- ADEME (2017).** *Les déchèteries : état des lieux, performances et perspectives.* Rapport technique de l'Agence de la transition écologique.
- Ademe (2018).** *Évaluation de la qualité des composts issus de Tri Mécano-Biologique (TMB).* Rapport de l'Agence de la transition écologique.
- ADEME (2019).** *Optimisation de la collecte des déchets : Guide méthodologique sur l'apport volontaire.* Rapport de l'Agence de la transition écologique.
- Ademe (2020).** *La gazéification des déchets : État de l'art et perspectives.* Rapport technique de l'Agence de la transition écologique.
- ADEME (2021).** *Le référentiel national des coûts du service public de gestion des déchets.* Rapport annuel de l'Agence de la transition écologique.
- Aime, S. & Remaoun, K., (1988).** Variabilité climatique et steppisation dans le bassin de la Tafna (Oranie occidentale). In: Méditerranée. Troisième série. Tome 63, n° 1. 7043-51.
- Aliouche, S., Kehila, Y., et Benkahoul, L. (2017).** Modalités de sélection des sites d'enfouissement technique en Algérie et leur prise en charge par les instruments d'aménagement du territoire et d'urbanisme, *Déchets, sciences et techniques*, n° N°75, 2017 (ISSN 2268-7289 et 1271-0318, DOI 10.4267/dechets-sciences-techniques.3696.
- Allen, A. R. (2001).** Containment landfills: the myth of sustainability. *Engineering Geology*, 60(1-4), pp. 3-19.
- Amokrane, A., Comel, C., & Veron, J. (1997).** Landfill leachates treatment on review. *Water Research*, 31(11), pp. 2775-2786.
- AND (Agence Nationale des Déchets, Algérie).** *Rapports annuels sur la gestion et la caractérisation des déchets ménagers et assimilés en Algérie.*
- Al-Yousfi, A. B., & Pohland, F. G. (1998).** Strategies for landfill leachate management: Hydrological balance and chemistry. *Water Science and Technology*, 38(2), 1-8.
- Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2005).** *Geochemistry, groundwater and pollution.* CRC Press.
- Arab, A., Smadhi, D., & Benslama, M. (2018).** Évaluation de la dégradation des propriétés physiques et organiques des sols sous l'effet des pratiques agricoles intensives en Algérie. *Journal algérien des régions arides (JARA)*, 15(1), 25-38.
- Aran, C. (2001).** *Modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application à la Réinjection de Lixiviat dans un Centre de Stockage [archive]* (Thèse de doctorat en Science de la Terre et de l'Environnement ; Mécanique des Fluides; Institut National Polytechnique de Toulouse), PDF, 262 p.
- Assemblée nationale et Sénat, OPECST, Rapport sur l'évaluation du Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs 2010-2012** [PDF], 19 janvier 2011, rapporteurs : Christian Bataille et Claude Birraux, 347 p. ; voir chap. II - *La gestion des déchets radioactifs*, voir p. 91 sur 347 de la version [PDF] du rapport.

- Balesdent, J., Besnard, E., Arrouays, D., & Chenu, C. (1998).** Les formes organiques du carbone dans le sol : importance pour la fertilité et le stockage du carbone. *Étude et Gestion des Sols*, 5(2), 73-84.
- Baize D. (2000).** *Guide des analyses courantes en pédologie*. Éditions INRA.
- Baize, D., & Girard, M. C. (2008).** *Référentiel pédologique 2008*. Éditions Quæ, Versailles.
- Baize D. (2016).** Quæ Editions, 288 p.
- Barbier, G. (1955).** « Essai de définition de la fertilité de la terre », *Économie rurale*, 1955.
- Barlaz, M. A., Schaefer, C. E., & Ham, R. K. (1989).** Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated landfill. *Applied and Environmental Microbiology*, 55(1), 55-65.
- Barles, S. (2005).** *L'Invention des déchets urbains : France, 1790-1970*, Éditions Champ Vallon.
- Bartoli, E. (2019).** L'Indonésie renvoie à la France ses déchets (et ce n'est que le début), Neon, 30 juillet 2019.
- Baun, A., Ledin, A., Reitzel, L. A., Bjerg, P. L., & Christensen, T. H. (2004).** Xenobiotic organic compounds in leachates from landfills. *Environmental Pollution*, 129(2), pp. 331-344.
- Bayard, R., & Gourdon, R. (2018).** *Traitement mécano-biologique des déchets ménagers résiduels. Techniques de l'Ingénieur*, traité Environnement.
- Bear, J. (2018).** *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Courier Corporation.
- Biogradlija, A., et al. (2020).** Thermochemical conversion of municipal solid waste: A review on pyrolysis. *Energy Conversion and Management*.
- Bouazza, A. (2002).** Geosynthetic clay liners for waste containment facilities in developing countries: an Algerian perspective. *Geotextiles and Geomembranes*, 20(5), pp. 323-333.
- Belle, E. (2009).** « Évolution de l'impact environnemental de lixiviats d'ordures ménagères sur les eaux superficielles et souterraines, approche hydrobiologique et hydrogéologique. », 1^{er} juillet 2009 (consulté le 30 avril 2026).
- Bell, J.U., (2002).** *Estimating the human health from polychlorinated dioxins and furans in stack gas emissions from combustion units: implication of USEPA's dioxin reassessment*, *Waste Management*, 2002, 22, p. 405-412.
- Bellenfant, G. (2001).** *Modélisation de la production de lixiviat en centre de stockage de déchets ménagers [archive]* (Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine-INPL).
- Benlatreche, S., & Mekarta, A. (2019).** Les effets du lixiviat sur la caractéristique hydraulique d'un géomatériau local pour les applications de géo-environnement. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment / ResearchGate*. (Étude axée sur la modification de la perméabilité et de la conductivité hydraulique des sols argilo-sableux algériens au contact direct du lixiviat).
- Berrani, A., & Cheknane, B. (2017).** Traitement des lixiviats du Centre d'Enfouissement Technique de Hassi Bounif (Oran) par l'utilisation de deux types d'adsorbants. *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 3(2), 114-122. (Cette étude documente précisément les pics de DCO extrême et la forte présence de métaux Fe, Pb, Cu à Hassi Bounif/Oran).
- Bergeret, A., (2002).** Les déchets ménagers et leurs filières de traitement : évaluation des risques pour la santé, *Arch. Mal. Prof.*, 63, n° 3-4, p. 179-212.
- Bilitewski, B., Härdtle, G., & Marek, K. (1997).** *Waste Management*. Springer.
- Boulaine, J., (1980).** *Pédologie appliquée*. Masson, Paris, 220 P.
- Bouyakoub, A. Z., & Belkhodja, M. (2014).** Caractérisation physico-chimique des lixiviats de la décharge contrôlée d'Oran et évaluation de leur impact sur l'environnement. *Journal of Materials and Environmental Science*, 5(4), pp. 1233-1240.
- Brennan, R.B., Healy, M.G., Morrison, L., Hynes, S., Norton, D. & Clifford, E. (2016).** Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives. *Waste Management*. 55: pp. 355–363. DOI:10.1016/j.wasman.2015.10.010.
- Buclet, N. (2015).** *Essai d'écologie territoriale : L'exemple de la gestion des déchets*. CNRS Éditions.
- Buekens, A., & Huang, H. (1998).** Comparative evaluation of techniques for controlling the formation and emission of chlorinated dioxins/furans in municipal waste incineration. *Journal of Hazardous Materials*, 62(1), 1-33.

- Burlakovs, J., Kaczala, F., Vincevica-Gaile, Z., Rudovica, V., Orupöld, K., & Hogland, W. (2015).** Landfill mining: Shifting from waste to resources for sustainable management. *Journal of Environmental Management*, 161, pp. 311-322.
- Calvet, R. (2003).** *Le sol : propriétés et fonctions* (Tome 2 : Phénomènes physiques et chimiques, applications agronomiques). Éditions France Agricole.
- Cambardella, C. A., & Elliott, E. T. (1992).** Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56(3), 777-783.
- Cavé, J. (2015).** *La ruée vers l'ordure : Conflits dans les services de propreté*. Presses universitaires de Rennes.
- Çeçen, F., & Çakıroğlu, D. (2001).** Impact of landfill leachate on the co-treatment of domestic wastewater. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 24(2), 107-114.
- Chalmin, P., & Gaillochet, G. (2009).** *Du déchet à la ressource : Le cycle mondial des matières premières secondaires*. Économica.
- Chimenos, J. M., Segarra, M., Fernández, M. A., & Espiell, F. (1999).** Characterization of the bottom ash in municipal solid waste incinerator. *Journal of Hazardous Materials*, 64(3), pp. 211-222.
- Claxton L.D. et al., (1998).** *Genotoxicity of industrial waste and effluents*, *Mutation Research*, 1998, 410, p. 237-243.
- Charbotel B. et al., (2002).** *Risques professionnels liés à l'élimination des déchets d'activité de soins*, Archives des Maladies Professionnelles et de médecine du travail.
- Chenu, C., & Stengel, P. (2001).** Biostructure du sol et fonctionnement : vers de nouveaux indicateurs de la qualité des sols. *Étude et Gestion des Sols*, 8(4), pp. 227-236.
- Chenu, C., Houot, S., & Metay, A. (2020).** *Les matières organiques des sols : Rôles, dynamiques et gestion*. Éditions Quæ.
- Choe, C. & Fraser, I. (1999).** "An economic analysis of household waste management", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 38, p. 234-246.
- Colten, C. E. (2005).** *An unnatural metropolis: Wrestling New Orleans from nature*. Louisiana State University Press.
- COMIFER. (2009).** *Guide méthodologique pour le calcul de la fertilisation phosphatée et potassique des grandes cultures*. Comité Français d'Étude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée, Paris.
- COMIFER. (2013).** *Guide méthodologique pour le calcul de la fertilisation azotée, phosphatée, potassique et magnésienne des cultures*. Comité Français d'Étude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée, Paris.
- Cooke, G.W., (1967).** *The control of soil fertility*, Crosby-Lockwood, 1967.
- Cossu, R., & Stegmann, R. (Eds.). (2018).** *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*. Elsevier.
- C.P.C.S. (Commission de pédologie et de cartographie des sols) (1967).** Classification des sols. Ed. IN.R.A, Paris, 96 P.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H. J., Heron, G., Nielsen, P. H., Bjerg, P. L., & Holm, P. E. (2001).** Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7-8), 659-718.
- Christensen, T. H. (Ed.). (2011).** *Solid Waste Technology & Management*. Wiley.
- Cronon, W., (1983).** *Changes in the Land: Indians, Colonists, and the Ecology of New England*, NY: Hill & Wang, 1983, p. 145-152.
- City of Edmonton** (Rapports annuels sur la gestion des déchets / *Waste Management Branch*).
- Daoud, Y., & Halilat, M. T. (2002).** La salinisation des sols en Algérie : extension et perspectives de lutte. *Séminaire International sur la Gestion des Sols Salins*, Rabat, Maroc.
- De Ravignan, A. (2020).** « Emballages plastiques : l'Europe face au défi des déchets », *Alternatives économiques*, 3 novembre 2020.
- Despois, J., (1955).** La Tunisie orientale, Sahel et Basse Steppe. Etude géographique. Edit P.U.F., 2 ème édition, Paris, 554 P.

- De Silguy, C. (2009).** *Histoire des hommes et de leurs ordures : du Moyen Âge à nos jours*, Le Cherche Midi.
- Deublein, D., & Steinhauser, A. (2011).** *Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction*. Wiley-VCH.
- Djili, K., Anseur, S., & Daoud, Y. (2003).** Les sols d'Algérie : Distribution et caractéristiques principales. *Étude et Gestion des Sols*, 10(4), 293-304.
- Diamond, J. (2009).** *Effondrement. Comment les sociétés décident de leur disparition ou de leur survie*, Gallimard, 2009 (trad.), 880 p. (ISBN 978-2070364305).
- Direction de l'Environnement de la Wilaya d'Aïn Témouchent (2026).** *Rapport interne sur la gestion des déchets et l'état des Centres d'Enfouissement Technique (C.E.T. Sidi Benadda)*.
- Doran, J. W., & Zeiss, M. R. (2000).** Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15(1), 3-11.
- Duchaufour, Ph., (1997).** Précis de pédologie. 3ème édition. Ed. Masson & Cie, Paris, 482 P.
- Duchaufour, Ph., (2001).** Introduction à la science du sol. Sol, végétation, environnement. Ed. Dunod, Paris. 331 P.
- Duclos G., Perrier - Ros set A., Carré J., (1998).** *Les risques sanitaires liés au tri des déchets*, TSM, n° 10.
- Durand, M., & dechéance, N. (2015).** La réduction des déchets à la source : enjeux, leviers et limites. *Déchets, sciences et techniques*, (69).
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N., & Leckie, J. O. (1997).** Environmental impacts of solid waste landfills. *Journal of Environmental Management*, 50(1), 1-25.
- Epstein, E. (2011).** *Industrial Composting: Environmental Technical and Operational Aspects*. CRC Press.
- FAO and ITPS. (2015).** *Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report*. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy.
- FAO. (2021).** *The state of the world's land and water resources for food and agriculture – Systems at breaking point (SOLAW 2021)*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO. (2022).** *State of the world's land and water resources for food and agriculture – Systems at breaking point (SOLAW 2021)*. Food and Agriculture Organization, Rome.
- Feller, C. (1995).** La matière organique dans les sols tropicaux et tempérés : caractérisation par des fractionnements granulométriques. importance fonctionnelle. *cahiers orstom. série pédologie*, 28(2), pp. 195-212.
- Feller, C., (1997).** « La matière organique des sols : aspects historiques et état des conceptions actuelles », *Comptes rendus de l'académie d'agriculture de France*, n° 83 (6), 1997.
- Feller, C. Blanchart, E. Bernoux, M. Lal R. et Manlay, R. (2012).** « Soil fertility concepts over the past two centuries: the importance attributed to soilorganic matter in developed and developing countries », *Archives of agronomy and soil science*, vol. 58, 2012.
- Fellner, J., Brunner, P. H., & Allgaier, G. (2009).** Water balances of municipal solid waste landfills—a critical review. *Waste Management*, 29(1), 121-131.
- Faraoun, F. & Benabdeli, K., (2010).** Cartographie et caractérisation physico-chimique des sols de la plaine de Sidi Bel Abbés (Algérie occidentale). *Afrique SCIENCE. Revue internationale des sciences et technologie*, Vol. 6, N° 3, pp. 18-26.
- Fournaise, A. (2025).** En ligne : <https://www.vivescia.com/grand-angle/tous/fertilite-et-resilience-des-sols-comment-rendre-son-sol-plus-fertile-et-plus-resilient>
- Fullerton D & Kinnaman T.C (1995).** “Garbage, recycling and illegal burning or dumping”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 29, p. 78-91.
- Gaffiot, F. (1934).** *Dictionnaire illustré latin-français*. Hachette.
- Gaouar, A., (1980).** Hypothèses et réflexions sur la dégradation des écosystèmes forestiers dans la région de Tlemcen (Algérie). *Revue Forêt Méditerranéenne*, Tome II, n°2, pp. 131-146.

- Gasselin, P., Puschiasis, O., Bourliaud, J., Metais, S. (2010).** *La fertilité revisitée : innovation et crise des agricultures de l'altiplano bolivien*, Cirad-Inra-Supagro.
- Gaucher, G., (1968).** *Traité de pédologie agricole : le sol et ses caractéristiques agronomiques*, Dunod, 578 p.
- Girard, M.-C., Schwartz, C. et Jabiol, B., (2011).** *Etude des sols. Description, cartographie, utilisation*. Ed. Dunod, Paris, 404 P.
- Girard M.-C., Schwartz C., Jabiol B., (2017).** *Étude des sols. Description, cartographie, utilisation*. Dunod éd., coll. Sciences Sup., Paris. 432 p.
- Glachant, M. (2004).** L'efficacité économique des politiques de gestion des déchets ménagers. *Économie & prévision*, (166), 1-15.
- Glachant, M., (2005).** « *La politique nationale de tarification du service des déchets ménagers en présence de politiques municipales hétérogènes* », *Économie & prévision*, vol. 167, n° 1, p. 85-100 (ISSN 0249-4744, DOI 10.3917/ecop.167.0085).
- GIZ, (2014).** Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ, « *Rapport sur la gestion des déchets solides en Tunisie* », *rapport annuelle*, 2014, p. 44 (ISSN 0294-3506, DOI 10.1016/s0294-3506(97)87058-5).
- Gobert, G., & Brahy, V. (2020).** *Le sol : propriétés, fonctionnement et gestion*. Éditions Quæ. Ce livre couvre parfaitement les notions de porosité, de réserve utile (sable vs argile), de dynamique du pH et de la CEC.
- Groupe Serbeco (2021) : 30 ans d'activité : «Rendre Genève plus durable», Genève, Plan Vert, 2021, 156 p.**
- Guardia, P., (1975).** *Geodynamique de la marge alpine du continent africain d'après l'étude de l'Oranie Nord-occidentale, relations structurales et paléogéographiques entre le Tell extrême et l'avant pays Atlassique*. These Doct. Univ. Nice 285 P. + carte au 1/100000.
- Guillermé, A., Lefort, A., & Jigaudon, G. (2004).** *Le sulfureux paysage industriel de la banlieue parisienne : Miasmes, résidus et santé (1790-1914)*. Presses Universitaires de Vincennes.
- Hamidian, A. (2015).** *Feasibility of Biomass Biodrying for Gasification Process* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/1797/>
- Heckman, J. (2006).** A history of organic farming: Transitions from Sir Albert Howard's War in the Soil to USDA National Organic Program. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 21(3), 143-150.
- Henin, S., Monnier, G., & Combeau, A. (1958).** Méthodes pour l'étude de la stabilité structurale des sols. *Annales agronomiques*, N° 09, pp. 73-92.
- Houot, S., Le Villio-Poitrenaud, M., Guillocheau, C., & Mollier, V. (2014).** *Les amendements organiques : valeurs agronomiques et impacts environnementaux*. Éditions Quæ.
- Howard, A. (1940).** *An Agricultural Testament*. Oxford University Press, London.
- Hubert, G., & Schaub, C. (2011).** *La dégradation des sols par le travail intensif et la compaction : Mécanismes et solutions agronomiques*. Éditions Quæ.
- Huteau-Mouglalis, A., (2007).** « *Une condamnation opportune pour l'effectivité du droit des déchets en Italie et en Europe* », *Revue européenne de droit de l'environnement*, vol. 11, n° 4, 2007, pp. 431-435. (DOI 10.3406/reden.2007.1981).
- Insam, H., Riddech, N., & Klammer, S. (Eds.). (2002).** *Microbiology of Composting*. Springer.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2014/2021).** *Fifth/Sixth Assessment Report*.
- Iriarte, A., Gabarrell, X., & Rieradevall, J. (2009).** LCA of selective waste collection systems in dense urban areas: Pneumatic networks vs. roadside containers. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(10), 573-581.
- Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantine, J., Dürr, C., ... & Savini, I. (2012).** *Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur le bilan d'azote et le bilan hydrique*. Rapport d'expertise scientifique collective, INRA (France).
- Kadi, M., & Semiani, M. (2010).** Durabilité des systèmes céréaliers en zone semi-aride algérienne : impact des pratiques culturales sur la fertilité des sols. *Nature & Technologie*, (03), 45-52.

- Kadir, S. A., & Rahman, N. A. (2013).** Energy parameters in waste-to-energy systems: A review of calorific value and efficiency limits. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 26, 451-462.
- Kehila, Y. (2010).** Impact des décharges publiques sur l'environnement en Algérie : Quelles perspectives pour une gestion efficiente des lixiviats. *Revue technique de l'AND (Agence Nationale des Déchets)*.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002).** Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), pp. 297-336.
- Kötke, W.H. (1993).** The Final Empire: The Collapse of Civilization and the Seed of the Future. Arrow Point Press.
- Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017).** Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221-232.
- Kister, J. (2019).** *La pyrolyse des déchets : principes et opportunités*. Éditions Techniques d'Ingénierie.
- Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. (2006).** Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1-3), 80-100.
- Lacoste, A. & Salanon, R., (1999).** *Eléments de biogéographie et d'écologie* Coll. Fac. Ed. Nathan, Paris, 300 P.
- Lal, R. (2004).** Soil carbon sequestration impacts on global food security and challenges of the 21st century. *Science*, 304(5677), 1623-1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- Laseter, T., Ovchinnikov, A. et Raz, G. (2010).** « Reduce, Reuse, Recycle...or Rethink [archive] », sur *Strategy + business*, 23 novembre 2010.
- Lassin A. et al. (2002).** *Essais de comportement des déchets à la lixiviation et modélisation des processus "hydro-physico-chimiques" associés*. Étude bibliographique, Rapport BRGM/RP-515518-FR, 83 p.
- Lozet, J., & Mathieu, C. (2013).** *Dictionnaire de science du sol* (5e édition). Lavoisier, Tec & Doc.
- Lavoie J., Gertin S., (1996).** *Évaluation des risques à la santé et à la sécurité du travail dans les centres de tri de matières recyclables*, IRSST.
- Le Bissonnais, Y. (1996).** Aggregate stability and assessment of soil susceptibility to runoff and erosion: a theoretical approach. *European Journal of Soil Science*, 47(4), 425-437.
- Le Bozec, A. (2008).** *Le choix des outils de collecte des déchets ménagers : critères techniques et économiques*. *Techniques de l'Ingénieur*, traité Environnement.
- Lebourgeois, F., (2010).** Cours de bioclimatologie à l'usage des forestiers. Agro Paris Tech, ENGREF, Nancy, 250 P.
- Legros, J.-P. (2011).** A l'aube de la Science du sol. Académie des Sciences et Lettres de Montpellier, Séance du lundi 28/11/2011, bull. 42, conférence 4166, pp. 381-383. <http://www.ac-sciences-lettres-montpellier.fr/>
- Malkow, T. (2004).** Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy recovery from municipal solid waste. *Waste Management*, 24(1), 53-79.
- Malmros, P., Sigsgaard, T., Bach, B., (1992).** *Maladies professionnelles dues au tri des déchets*, *Waste Management & Research*, n° 10, p. 227-234.
- Maire, R., (1952-1987).** Flore de l'Afrique du Nord. P. Le Chevallier, Paris, Vol. I a Vol. XIV
- Maître A. et al., (2003).** *Municipal waste incinerators: air and biological monitoring of workers for exposure to particles, metals, and organic compounds*, *Occup. Environ. Med.*, n° 60, p. 563-569.
- Makhloufi, N., & Taleb, S. (2015).** Characterization and environmental impact of municipal solid waste in western Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(4), 189.
- Marschner, P. (2012).** *Marschner's mineral nutrition of higher plants*. Academic Press. *La référence mondiale sur la nutrition minérale des plantes et la disponibilité des nutriments selon le pH*.
- Matejka, G., Rinke, M., Mejbri, R., & Bril, H. (1994).** *Pollution engendrée par un lixiviat de décharge d'ordures ménagères: Bilan hydrique et caractérisation*. *Environmental technology*, 15(4), pp. 313-322.

- Mathieu, C. & Lozet, J., (2011).** Dictionnaire encyclopédique de science du sol. Lavoisier, Editions Tech & Doc, Paris, 733 P.
- Mazoyer, M., Roudart, L. (1997).** *Histoire des agricultures du Monde*, Le Seuil, 1997.
- McDougall, F. R., White, P. R., Franke, M., & Hindle, P. (2008).** *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory*. John Wiley & Sons.
- MEA (Millenium Ecosystem Assesment). (2005).** Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Milačič, R., Ščančar, J., & Tratnik, J. (2012).** Evaluation of the impact of landfill leachate on soil and groundwater quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, pp. 5745-5757.
- Miquel, G. (1999).** *Rapport sur les nouvelles techniques de recyclage et de valorisation des déchets ménagers et des déchets industriels banals*, Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Assemblée nationale.
- Moller Nielsen E. et al., (1997).** Bioaerosol exposure in waste collection: a comparative study on the significance of collection equipment, type of waste and seasonal variation, *Ann. Occup. Hyg.*, 1997, vol. 41, n° 3, p. 325-344.
- Moletta, R. (2015).** *La gestion des déchets*. Tec & Doc Lavoisier.
- Montejo, C., Tonini, D., del Mar Alonso, M., Christmas, T. H., & Fruergaard, Astrup, T. (2013).** Comprehensive characterization of residual municipal solid waste from mechanical-biological treatment plants. *Waste Management*, 33(11), pp. 2462-2471.
- Monsaingeon, B. (2017).** *Homo detritus : Critique de la société du déchet*. Le Seuil.
- Nassour, A., Haroun, B. M., & Nelles, M. (2019).** Solid Waste Management in Algeria: Current Practices and Future Prospects. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 21(2), pp. 320-330.
- Nolan-ITU, (2005).** *Benefits of Recycling*, p. 6, Department of Environment and Conservation (NSW), 2005.
- OCDE (1992).** *La gestion des déchets dans les pays de l'OCDE : Politiques et stratégies*. Rapport de l'Organisation de coopération et de développement économiques.
- OCDE (2016).** *La responsabilité élargie du producteur : Une mise à jour des lignes directrices pour une gouvernance efficace*. Éditions OCDE.
- Norme AFNOR NF U 44-051 (2006/Amendements successifs).** *Amendements organiques - Dénominations, spécifications et critères d'efficience et d'innocuité*.
- Patzel, N., Sticher, H. et Karlen, D.L. (2000).** "Soil fertility - Phenomenon and concept", *J. Plant Nutrition and Soil Science - Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung und bodenkunde*, 163, pp. 129-142.
- Piutti, S., Romillac, N., Chanséaume, A., Slezack-Deschaumes, S., Manneville, V. et Amiaud, B. (2015).** « Enjeux et contributions des prairies temporaires pour améliorer la fertilité des sols », *Fourrages*, n° 223, 2015, p. 179-187.
- Poulsen O.M. et al., (1995).** *Collection of domestic waste. Review of occupational health problems and their causes. The Science of the Total Environment*, 170, p. 1-19.
- Prieur, M., Makowiak, J., & Lavieille, J.-M. (2019).** *Droit de l'environnement*. Dalloz (8e édition).
- Quezel, P. & Medail, F., (2003).** La forêt méditerranéenne : espace naturel ? Quelles situations ? Que faut-il entendre par forêts méditerranéennes Forêts таблетанесmmes, 1. 24, n° 1, pp. 11-31.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008).** Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468-493.
- Riedel, C. (1955).** « Classification des sols et fertilité des terres », *Économie rurale*, 1955.
- Robin, P., Lashermes, G., Houot, S., Doublet, J., Francou, C., & Linères, M. (2009).** L'Indice de Stabilité de la Matière Organique (ISMO) : un nouvel indicateur pour caractériser la valeur humique des amendements organiques. *Étude et Gestion des Sols*, 16(3/4), 213-226.
- Rocher, L. (2006).** Gouverner les déchets. Gestion territoriale des déchets ménagers et participation publique (Thèse de doctorat, Université François Rabelais-Tours).

- Roose, E., Arabi, M., Brahamia, K., Chebbani, R., Mazour, M., & Morsli, B. (2006). *La gestion durable des sols en zone méditerranéenne : Synthèse de 25 ans de recherche en Algérie*. IRD Éditions.
- Rowe, R. K., Quigley, R. M., Brachman, R. W., & Booker, J. R. (2004). *Barrier Systems for Waste Disposal Facilities*. Taylor & Francis.
- Ritz Stoessel, J. (1985). « La fertilité agronomique des sols : pratiques et représentations en région de grande culture alsacienne », *Revue des sciences sociales de la France de l'Est*, 1985.
- Sabbas, T., Polettini, A., Pomi, R., Astrup, T., Hjelm, O., Mostbauer, P., ... & Speiser, C. (2003). Management of municipal solid waste incineration residues. *Waste Management*, 23(1), pp. 61-88.
- Sahimi, M. (2023). *Applications of Percolation Theory*. CRC Press.
- Sebaibi, A. B., (2014). Potentialités agro-climatiques de la région de Zenata et de Maghnia. Etude d'une longue série climatique. Mémoire d'Ingéniorat, Production et amélioration végétales, Université Abou Bakr BEKAID, Tlemcen, 166 P. + Annexes.
- Sebillotte, M., (1992). « Pratiques agricoles et fertilité du milieu », *Économie rurale*, 1992.
- Smahi, N. (2020). Diagnostic de la gestion des déchets solides urbains et risques environnementaux dans la région d'Aïn Témouchent. *Revue d'Économie et de Développement Local*, 11(2), 89-102.
- Sillet, A.-A., (2015). Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères genèse, composition et traitements, mars 2015.
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241(2), pp. 155-176.
- Stoklov M. et al., (1999). *Évaluation de l'exposition toxique des salariés d'usines d'incinération d'ordures ménagères*. Archives des Maladies Professionnelles et de Médecine du travail, 1999, 60, 480.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. A. (1993). *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill.
- Tchobanoglous, G., & Kreith, F. (2002). *Handbook of Solid Waste Management*. McGraw-Hill.
- Terres Inovia. (2022). *Guide de culture : Colza*. Institut technique des huiles et protéines végétales, Paris.
- Thauvin, Ph. (2014). Traitement mécano-biologique (TMB). Fiche technique ADEME. Angers, 17 P.
- Themelis, N. J., & Ulloa, P. A. (2007). Methane generation in landfills. *Renewable Energy*, 32(7), 1243-1257.
- Therond, O., Borin, M., Bergez, J. E., et al. (2017). L'intensification écologique de l'agriculture : concepts et pratiques pour une gestion durable des fonctionnalités des sols. *Innovations Agronomiques*, 59, 1-15.
- Tisdall, J. M., & Oades, J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33(2), 141-163.
- Trabelsi, S., (2011). Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques : application aux lixiviats de la décharge tunisienne "Jebel Chakir". Sciences de la Terre. Université Paris-Est; Institut National des Sciences Appliquées et de Technologie (Tunisie), 2011. Français. {NNT : 2011PEST1122}. {tel-00674731}.
- Thoumazeau, A., Bessou, C., Renevier, M.-S., et al. (2019). BIOFUNCTOOL®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. part a: concept and validation of the set of indicators. *Ecological indicators*, 2019, vol. 97, pp. 100-110.
- Vavřková, M. D., Adamcová, D., & Radziemska, M. (2018). Assessment of landfill leachate impact on soil properties and vegetation. *Solid Earth*, 9(4), 1001-1011.
- Velis, C. A., Wagland, S. T., Longhurst, P. J., Robson, R., Sinfield, K., & Smith, R. (2012). Production and quality assurance of solid recovered fuels (SRF) from mechanical biological treatment (MBT) plants. *Waste Management*, 32(11), 2053-2063.
- Vernier, J. (2021). *La réglementation des déchets*. Presses Universitaires de France (Que sais-je ?).

Références Bibliographiques

Viel, J. F., Arveux, P., Baverel, J., & Cahn, J. Y. (2000). Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels. *International Journal of Cancer*, 87(3), pp. 448-453.

Wisniak, J. (2007). Soap - through the ages. *Indian Journal of Chemical Technology*, 14, pp. 521-534.