

**UNIVERSITÉ SULTAN MOULAY SLIMANE**  
**Faculté des Sciences et Techniques**

**Béni Mellal**

Centre d'Étude Doctorales : Sciences et Techniques

Formation Doctorale : **Ressources Naturelles, Environnement et Santé**

**THÈSE**

Présentée par :

**Abdessamad HILALI**

Pour l'obtention du grade de :

**DOCTEUR**

*Discipline : Géologie*

*Spécialité : Géomatique et Sciences de l'Environnement*

---

---

**Caractérisation et évaluation de la qualité des sols  
agricoles irrigués par les eaux usées drainées par l'Oued  
Day, Béni Mellal (Maroc)**

---

---

**Soutenue le 11 février 2023 à 10h devant la commission d'examen :**

<b>Pr. Ahmed BARAKAT</b>	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni Mellal, Maroc.	Président
<b>Pr. Samir NADEM</b>	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni Mellal, Maroc.	Rapporteur
<b>Pr. Mohammed HSSAISOUNE</b>	Professeur, Université Ibn Zohr, F.S.A. Ait Melloul, Maroc.	Rapporteur
<b>Pr. Malika OURRIBANE</b>	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, E.S.T. Béni Mellal, Maroc.	Rapporteuse
<b>Pr. Abdelkrim ARIOUA</b>	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni Mellal, Maroc.	Examineur
<b>Pr. Abderrazak EL HARTI</b>	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni Mellal, Maroc.	Examineur
<b>Pr. Mohamed EL BAGHDADI</b>	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni Mellal, Maroc.	Directeur de Thèse

## REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail, je tiens à exprimer ma profonde gratitude, ma reconnaissance et mes remerciements les plus sincères à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à sa réalisation.

Je remercie tout particulièrement mon directeur de thèse, le professeur **Mohamed EL BAGHDADI**, pour son encadrement tout au long de cette thèse. Je suis reconnaissant pour son aide compétente, sa patience, le temps qu'il a consacré pour répondre à mes questions et pour ses suggestions précieuses lors de la réalisation de ce travail modeste. Il a investi en temps et en ressources pour me fournir les moyens nécessaires pour réussir cette thèse avec succès.

Je tiens également à exprimer ma gratitude au professeur **Ahmed BARAKAT**, dont je relève, pour son soutien constant et ses conseils avisés à différentes étapes de cette thèse. Il a été un modèle pour moi de rigueur scientifique, d'esprit critique et de clairvoyance.

Je remercie également les membres du jury, les professeurs **Samir NADEM**, **Mohammed HSSAISOUNE**, **Malika OURRIBANE** en tant que rapporteurs et les professeurs **Abdelkrim ARIOUA** et **Abderrazak EL HARTI** en tant qu'examineurs, pour l'honneur qu'ils m'ont fait en évaluant ce travail et en assistant à la soutenance de ma thèse.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance envers les responsables du département de la Géologie de la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal pour leur sympathie, leur disponibilité et leurs conseils. Mes remerciements vont également à tous les personnels de l'administration que j'ai côtoyés durant ces années de thèse.

Je suis reconnaissant envers tous mes collègues du Laboratoire Géomatiques, Géo-Ressources et Environnement pour leur encouragement et leur soutien.

Enfin, je suis profondément reconnaissant envers ma mère, mon père, ma femme, mes sœurs et mes frères pour leur soutien indéfectible tout au long de mes études universitaires. Mes mots ne peuvent exprimer l'étendue de leur soutien et de leur amour.

# AVANT PROPOS

## Fiche de thèse

**Nom et prénom de l'auteur :** Abdessamad HILALI

**Email/site web :** *hilali.abdes@gmail.com/ <https://www.researchgate.net/profile/Abdessamad-Hilali> / <http://orcid.org/0000-0002-1715-3391>*

**Intitulé du travail :** Caractérisation et évaluation de la qualité des sols agricoles irrigués par les eaux usées drainées par l'Oued Day, Béni Mellal (Maroc).

**Directeur des travaux de recherche :** Mohamed El BAGHDADI, Université Sultan Moulay Slimane, Faculté des Sciences et Technique, Béni Mellal, Maroc.

**Laboratoires où les travaux de cette thèse ont été réalisés :**

Laboratoire Géomatique, Géo-Ressources et Environnement à la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal.

## Publications

### Articles publiés

- Hilali Abdessamad, El Baghdadi Mohamed, Halim Younes (2022) *Environmental monitoring of heavy metals distribution in the agricultural soil profile and soil column irrigated with sewage from the Day River, Béni Mellal City (Morocco). Model Earth Syst Environ.* <https://doi.org/10.1007/s40808-022-01592-3>
- Hilali Abdessamad, El Baghdadi Mohamed, El hamzaoui El Hassania (2021) *GIS and AHP multi-criteria analysis methods for the quality assessment of agricultural soils irrigated with wastewater: case of the Day River, Beni Mellal (Morocco).* **Arabian Journal of Geosciences.**
- Hilali Abdessamad, El Baghdadi Mohamed, Barakat Ahmed, Ennaji Widad, El Hamzaoui El Hassania (2020) *Contribution of GIS techniques and pollution indices in the assessment of metal pollution in agricultural soils irrigated with wastewater: case of the Day River, Beni Mellal (Morocco).* **Euro-Mediterr J Environ Integr.**
- El Hamzaoui El Hassania, El Baghdadi Mohamed, Hilali Abdessamad (2020) *GIS and AHP multi-criteria analysis method for assessing the suitability of soils adopted in agricultural activities in irrigated perimeter, Tadla plain (Morocco).* **Journal of Sedimentary Environments.**

- El Hamzaoui El Hassania, El Baghdadi Mohamed, Oumenskou Hakima, Aadraoui Mohamed, Hilali Abdessamad (2020) *Spatial repartition and contamination assessment of heavy metal in agricultural soils of Beni-Moussa, Tadla plain (Morocco)*. **Modeli Earth Syst.**
- Barakat Ahmed, Hilali Abdessamad, El Baghdadi Mohamed, Touhami Fatima (2019) *Assessment of shallow groundwater quality and its suitability for drinking purpose near the Beni-Mellal wastewater treatment lagoon (Morocco)*. **Hum Ecol Risk Assess Int J.**
- Ennaji Widad, Barakat Ahmed, El Baghdadi Mohamed, Oumenskou Hakima, Aadraoui Mohamed, Karroum Lalla Aicha, Hilali Abdessamad (2018) *GIS-based multi-criteria land suitability analysis for sustainable agriculture in the northeast area of Tadla plain (Morocco)*. **J Earth Syst Sci.**
- Barakat Ahmed, Hilali Abdessamad, El Baghdadi Mohamed, Touhami Fatima (2017) *Landfill site selection with GIS-based multi-criteria evaluation technique. A case study in Beni Mellal-Khouribga Region, Morocco*. **Environ Earth Sci.**

### Communications orales

- Abdessamad Hilali\*, Mohamed El Baghdadi, Younes Halim : *Monitoring and assessment of vertical distribution of heavy metals in the soil profile and soil column irrigated with wastewater from the Day River, Béni Mellal City (Morocco)*. The 1<sup>st</sup> Edition of International Conference on Applied (BIO) Geochemistry (CAG 2023), March 8-9, 2023, EST Fkih Ben Salah, Morocco.
- Abdessamad Hilali\*, Mohamed El Baghdadi, El Hassania El Hamzaoui: *Impact of wastewater irrigation on the quality of agricultural soils irrigated from Day River in Béni Mellal (Morocco)*. The 1<sup>st</sup> Edition of International Conference on Soil, Water and Environment: Challenges and Solutions (SWECS 2022), March 28-29, 2022, EST Fkih Ben Salah, Morocco.
- Abdessamad Hilali\*, Mohamed El Baghdadi, El Hassania El Hamzaoui: *Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in agricultural soils irrigated with wastewater from Day River in Béni Mellal (Morocco)*. The 1<sup>st</sup> Edition of International Conference on Soil, Water and Environment: Challenges and Solutions (SWECS 2022), March 28-29, 2022, EST Fkih Ben Salah, Morocco.
- Abdessamad Hilali\*, Mohamed El Baghdadi, El Hassania El Hamzaoui: *GIS techniques and AHP multi-criteria analysis methods for assessing the suitability in agricultural soil irrigated with Wastewater: Case of the Day River, Béni Mellal (Morocco)*. The Fourth Edition of the International Congress on Water and Environment Studies (CI3E 2021), December 15-17, 2021, Fez, Morocco.
- Abdessamad Hilali\*, Mohamed El Baghdadi, Younes Halim: *Distribution of heavy metals in agricultural soil profile and lysimeters irrigated with wastewater from the Day River, Béni Mellal (Morocco)*. The First Edition of the International Scopus Congress on: Environment and Natural Resources: Challenges and Solutions (ENRSC2021), 24-25<sup>th</sup> November 2021, in Higher School of Technology of Khenifra, Morocco.
- Abdessamad Hilali\*, Mohamed El Baghdadi, El Hassania El Hamzaoui: *Contribution of GIS techniques and AHP multi-criteria analysis methods for assessing the quality of agricultural soil irrigated with Wastewater from the Day River in Béni Mellal (Morocco)*. The First Edition of the International Scopus Congress on: Environment and Natural Resources: Challenges and Solutions (ENRSC2021), 24-25<sup>th</sup> November 2021, in Higher School of Technology of Khenifra, Morocco.
- Abdessamad Hilali\*, Mohamed El Baghdadi, El Hassania El Hamzaoui: *Heavy metal contamination and ecological risk assessment in agricultural soils irrigated with wastewater: case of the Day River,*

**Béni Mellal (Morocco).** The First Edition of the International Scopus Congress on: Environment and Natural Resources: Challenges and Solutions (ENRSC2021), 24-25<sup>th</sup> November 2021, in Higher School of Technology of Khenifra, Morocco.

- Abdessamad Hilali\*, Mohamed El Baghdadi, El Hassania El Hamzaoui: ***GIS and AHP multi-criteria analysis methods in the Assessment of the quality in agricultural soil irrigated with Wastewater: Case of the Day River, Béni Mellal (Morocco).*** 1st International Congress SUSTAINABLE AGRICULTURE: TOOLS AND INNOVATIONS «AgriNov2021», 27-30<sup>th</sup> October 2021, in Faculty of Sciences and Technics- USMS, Béni Mellal, Morocco.
- Abdessamad Hilali\*, Mohamed El Baghdadi, El Hassania El Hamzaoui: ***Assessment of metallic pollution using the GIS approach and pollution indices in agricultural soils irrigated with wastewater from Day River in Béni Mellal, Morocco.*** 1st International Congress SUSTAINABLE AGRICULTURE: TOOLS AND INNOVATIONS «AgriNov2021», 27-30<sup>th</sup> October 2021, in Faculty of Sciences and Technics- USMS, Béni Mellal, Morocco.
- El Hassania El Hamzaoui\*, Mohamed El Baghdadi, Mohamed Aadraoui, Abdessamad Hilali : ***Caractérisations physico-chimiques des trois types de sols du périmètre irriguée, Béni Moussa-Plaine de Tadla.*** Afro-Mediterranean Conference on Multidisciplinary Research & Applications, IAV, Rabat, 07-08 July 2018.
- Aadraoui Mohamed\*, El Baghdadi Mohamed, Rais Jamila, Barakat Ahmed, Ennaji Widad, Karroum Lalla Aicha, Oumenskou Hakima, Hilali Abdessamad, El Hamzaoui El Hassania et al.: ***Characterization of products from incineration of waste sludges*** », in the International Conference on Civil Engineering and Materials (ICCEM'2017), ENSA Al-Hoceima, 11-12/05/2017.

### **Communications par affiche**

- Abdessamad Hilali\*, Mohamed El Baghdadi, El Hassania El Hamzaoui: ***Evaluation of heavy metal contamination and ecological risk of agricultural soils irrigated with wastewater from the Day River in Béni Mellal (Morocco)***, in the Fourth Edition of the International Congress on Water and Environment Studies (CI3E'2021), Fez, 15-17/12/2021.
- Aadraoui Mohamed\*, El Baghdadi Mohamed, Rais Jamila, Barakat Ahmed, Ennaji Widad, Karroum Lalla Aicha, Oumenskou Hakima, Hilali Abdessamad, El Hamzaoui El Hassania et al.: ***Disposal strategies for sewage sludge*** », in the International Conference on Civil Engineering and Materials (ICCEM'2017), ENSA Al-Hoceima, 11-12/05/2017.
- El Hassania El Hamzaoui\*, Mohamed El Baghdadi, Mohamed Aadraoui, Abdessamad Hilali : ***Etude des paramètres physico-chimiques des sols du périmètre de Béni-Moussa Plaine du Tadla, Maroc*** », Earth Science for Society, 20-24 Mars 2018, à El Jadida.
- El Hassania El Hamzaoui\*, Mohamed El Baghdadi, Mohamed Aadraoui, Abdessamad Hilali : ***Evaluation de la contamination des sols par les métaux lourds dans le périmètre irrigué de Béni-Moussa Plaine du Tadla, Maroc*** », 1<sup>ère</sup> Journée Scientifique sur 'Environnement et Climat' à EST, Béni Mellal.

## **RESUME**

L'objectif principal de ce travail de thèse consiste à l'évaluation de la qualité des sols agricoles irrigués par les eaux usées drainées par l'Oued Day de la région de Béni Mellal. À cette fin, nous avons collectés 35 échantillons des sols agricoles d'une superficie totale de 26563,54 ha, avec une profondeur de 30 cm. Dans un premier temps, nous avons analysés tous les échantillons pour déterminer leurs caractéristiques physico-chimiques (pH, CE, CaCO<sub>3</sub>, texture, MO, CO, CEC) et les éléments métalliques spécifiques (As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn et Fe) en étudiant la relations entre ces caractéristiques par une analyse statistique. Les résultats ont montré que les sols étudiés ont une texture argileuse à limono-argileuse. Ils sont riches en MO, en CEC et en carbonates avec un pH alcalin ce qui explique la basicité de ces sols. Ils ont une faible CE et par conséquent une faible salinité. Ces sols peuvent être considérés comme des sols moyennement à fortement magnétiques avec des niveaux élevés d'éléments métalliques qui sont supérieurs aux valeurs des fonds géochimiques à l'exception de Ni. De plus, les concentrations de Pb et de Cd ont dépassé considérablement les limites fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé. Les résultats des indices de pollution ont montré que les sols étudiés sont moyennement à fortement contaminés. La distribution spatiale des métaux lourds a montré des concentrations élevées dans le centre et l'amont de l'Oued Day, et les concentrations diminuant progressivement de l'amont vers l'aval de ce dernier. Les résultats des analyses statistiques ont montré une corrélation significative et positive entre tous les métaux lourds, indiquant une source identique ou similaire. Ils ont montré, également, que la contamination est liée au type d'irrigation, aux pratiques d'agriculture intensive et aux propriétés du sol (pH, OM, CaCO<sub>3</sub>). Dans un second temps, nous avons réalisé une expérience au laboratoire en déterminant la distribution verticale des métaux lourds (As, Cr, Cu, Cd, Pb, Zn et Fe) dans les profils de sols (non irrigué et irrigué par les eaux usées) et deux types de lysimètre (chacun contient un type de profil de sol). Ces deux types de lysimètre sont irrigués systématiquement par les eaux usées pendant 3 ans. Les résultats de cette expérience montrent que l'irrigation des sols par les eaux usées provoque une contamination d'origine anthropique des sols en Cd, Pb et As. Ainsi que la distribution verticale montre que les concentrations en As, Cr et Fe augmentent selon la profondeur, tandis que Pb et Cu diminuent selon la profondeur. Finalement, nous avons évalué la qualité des sols étudiés en utilisant la méthode d'analyse multi-critères (AHP), des modèles d'apprentissage automatique (ML) et les systèmes d'information géographiques (SIG). Cette étude a montré que 29.2 % des sols de la zone d'étude ont une excellente à bonne qualité, environ de 39.13% ont une qualité moyenne. Cependant, 31.67% des sols ont une mauvaise qualité pour une agriculture intensive durable. Pour conclure, ces résultats fournissent des données géochimiques précieuses pour aider les gestionnaires de l'utilisation des terres, les décideurs et les organisations environnementales dans leurs efforts pour surveiller la qualité des sols.

**Mots-clés:** *sol agricole, qualité du sol, profil du sol, lysimètre, Oued Day, eaux usées, contamination, métaux lourds.*

## ***ABSTRACT***

The main objective of this thesis work is to assess the quality of agricultural soils irrigated with the wastewater draining in the Oued Day from the Beni Mellal region. To this end, we collected 35 samples of agricultural soils with a total area of 26563.54 ha, with a depth of 0 to 30 cm. First, all the samples were analyzed to determine the physico-chemical characteristics of the soil samples (pH, EC, CaCO<sub>3</sub>, texture, OM, OC, CEC, and the specific metallic elements (As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn and Fe). The results showed that the soils studied have a clayey to silty-clayey texture and an alkaline pH and are highly rich in OM and exchangeable cations and highly rich in CEC and carbonates, which explains the basicity of these soils. They have low EC and salinity. They can be considered as moderately to strongly magnetic soils with high levels of metallic elements which exceed the values of geochemical backgrounds with the exception of Ni. In addition, Pb and Cd concentrations have significantly exceeded the limits set by the World Health Organization and the Food and Agriculture Organization. To assess the degree of pollution, we calculated different pollution indices using the values of the geochemical backgrounds. The results showed that contamination levels in the soils studied ranged from moderate to high, suggesting an anthropogenic source. The analysis of the spatial distribution of heavy metals showed high concentrations in the center and the upstream part of Day River, and the concentrations gradually decreasing from upstream to downstream of Day River. The results of the statistical analyzes showed a significant and positive correlation between all the heavy metals, indicating the same or similar source, and they also showed that the contamination is related to the type of irrigation, intensive farming practices and the properties soil (pH, OM, CaCO<sub>3</sub>). In a second step, we carried out an experiment in the laboratory by determining the vertical distribution of heavy metals (As, Cr, Cu, Cd, Pb, Zn and Fe) in the soil profiles (non-irrigated and irrigated with wastewater) and two types of lysimeters (each contains one type of soil profile). These two types of lysimeters are systematically irrigated with wastewater for 3 years. The results of this experiment show that the irrigation of the soils with wastewater causes an anthropogenic contamination of the soils in Cd, Pb and As. As well as the vertical distribution shows that the concentrations of As, Cr and Fe increase according to the depth, while Pb and Cu decrease with depth. Third, we assessed the quality of the studied soils using the multi-criteria analysis method (AHP), Machine Learning models (ML) and geographic information systems. This study showed that 10.39% (2760.49 ha) of the study area is classified as “excellent quality”, 18.81% (4996.48 ha) as “good quality”, 39.13 % (10393.62 ha) in “medium quality”, and 31.67% (8412.95 ha) in “poor quality” for sustainable intensive agriculture. These results provide valuable geochemical data to assist land use managers, policy makers and environmental organizations in their efforts to monitor the soils quality.

**Keywords:** *agricultural soil, soil quality, soil profile, lysimeter, Oued Day, wastewater, contamination, heavy metals.*

## ملخص

يعتبر الهدف الرئيسي من هذا البحث، تقييم جودة التربة الزراعية المسقية بالمياه العادمة المصروفة في واد داي بمنطقة بني ملال. لهذا الغرض قمنا بجمع 35 عينة من التربة الزراعية بمساحة إجمالية قدرها 26563.54 هكتار بعمق 30 سم. أولاً، تم تحليل جميع العينات لتحديد الخصائص الفيزيائية والكيميائية لعينات التربة (الحمضية، الموصلية الكهربائية، الكربونات، المادة العضوية، الكربون العضوي، CEC، وبعض المعادن الثقيلة (As، Cr، Cu، Cd، Ni، Pb، Zn و Fe))، من خلال دراسة العلاقة بين هذه الخصائص عن طريق التحليل الإحصائي. أوضحت النتائج أن التربة المدروسة تحتوي على قوام طيني إلى طيني طمي ودرجة حموضة قلووية، كم أنها بالمادة العضوية والكربونات غنية للغاية بالكاتيونات القابلة للاستبدال والمولدات المعدنية وغنية جداً بـ CEC والكربونات، وهو ما يفسر أساسيات هذه التربة. كما تتميز أيضاً بموصلية كهربائية وملوحة منخفضة. يمكن اعتبارها على أنها تربة مغناطيسية معتدلة إلى قوية مع مستويات عالية من المعادن الثقيلة التي تتجاوز قيم الخلفيات الجيوكيميائية باستثناء النيكل. بالإضافة إلى ذلك، تجاوزت تركيزات الرصاص والكاديوم الحدود التي وضعتها منظمة الصحة العالمية ومنظمة الأغذية والزراعة. كما أظهرت النتائج أن مستويات التلوث في التربة المدروسة تراوحت بين معتدلة إلى عالية، مما يشير إلى مصدر بشري. أظهر تحليل التوزيع المكاني للمعادن الثقيلة تركيزات عالية في الجزء العلوي من الواد ووسط المنطقة المدروسة، كما أن التركيزات انخفضت تدريجياً من المنبع إلى مصب وادي داي. أظهرت نتائج التحليلات الإحصائية وجود علاقة ارتباط معنوية وإيجابية بين جميع المعادن الثقيلة المدروسة، مشيرة إلى نفس المصدر أو مصدر مشابه، كما أوضحت أن التلوث مرتبط بنوع الري وممارسات الزراعة المكثفة وخصائص التربة (pH، المادة العضوية، كربونات الكالسيوم). في الخطوة الثانية، أجرينا تجربة في المختبر من خلال تحديد التوزيع الرأسي للمعادن الثقيلة (As، Cr، Cu، Cd، Pb، Zn، Fe) في نوعين من آفاق التربة (غير المرورية والمرورية بمياه الصرف الصحي) ونوعان من الأعمدة (الأول يحتوي على آفاق التربة التي لا تسقى بمياه الصرف الصحي والآخر يحتوي على التي تسقى بمياه الصرف الصحي). يتم ري هذين النوعين من الأعمدة بشكل منهجي بمياه الصرف الصحي لمدة 3 سنوات. أظهرت نتائج هذه التجربة أن ري التربة بالمياه العادمة يسبب تلوثاً للتربة بالكاديوم والرصاص والزنك، كما يوضح التوزيع الرأسي أن تركيزات As و Cr و Fe تزداد حسب العمق. بينما يقل الرصاص والنحاس مع العمق. فيما يتعلق بنتائج تحليل المياه، فإن المياه العادمة المدروسة والماء المتسرب من أعمدة التربة المدروسة غنية بـ As و Zn و Fe و Cu وتتجاوز الحد المسموح به تقريباً. بالإضافة إلى ذلك، فإن تركيزات جميع المعادن الثقيلة للمياه المتسربة تتناقص تدريجياً مع العمق. وبالتالي، فإن هذا الانخفاض الملحوظ يوضح أن التربة تمتص هاته المعادن وتعمل كنظام ترشيح. ثالثاً، قمنا بتقييم جودة التربة المدروسة باستخدام طريقة التحليل متعدد المعايير (AHP)، نماذج التعلم الآلي وأنظمة المعلومات الجغرافية. أظهرت هذه الدراسة أن 10.39% (2760.49 هكتار) من منطقة الدراسة مصنفة على أنها "جودة ممتازة"، و 18.81% (4996.48 هكتار) "جودة جيدة"، و 39.13% (10393.62 هكتار) "متوسطة الجودة"، و 31.67% (8412.95 هكتار) ذات جودة رديئة للزراعة المكثفة المستدامة. توفر هذه النتائج بيانات جيوكيميائية قيمة لمساعدة مديري استخدام الأراضي وواضعي السياسات والمنظمات البيئية في جهودهم لرصد جودة التربة.

**الكلمات المفتاحية:** التربة الزراعية، الجودة، خصائص التربة، مقياس الذوبان، وادي داي، مياه الصرف الصحي، التلوث، المعادن الثقيلة.



# Table des matières

<i>Remerciements</i> .....	<i>A</i>
<i>Avant propos</i> .....	<i>B</i>
<i>Résumé</i> .....	<i>E</i>
<i>Abstract</i> .....	<i>F</i>
<i>ملخص</i> .....	<i>G</i>
<i>Liste des figures</i> .....	<i>N</i>
<i>Liste des tableaux</i> .....	<i>Q</i>
<i>Liste des abréviations</i> .....	<i>S</i>
<i>Introduction générale</i> .....	<i>20</i>
<i>Introduction</i> .....	<i>21</i>
<i>Problématique</i> .....	<i>22</i>
<i>Objectifs</i> .....	<i>22</i>
<i>Chapitre I : Synthèse bibliographique</i> .....	<i>24</i>
<i>I. Introduction</i> .....	<i>25</i>
<i>II. Caractérisation des eaux usées brutes</i> .....	<i>25</i>
<i>II.1. Utilisation des eaux usées dans l'irrigation</i> .....	<i>25</i>
<i>II.2. Problématique des eaux usées</i> .....	<i>26</i>
<i>II.3. Problématique de l'eau dans les régions arides et semi-arides</i> .....	<i>27</i>
<i>II.3.1. Changement climatique</i> .....	<i>27</i>
<i>II.3.2. Disponibilité des ressources en eau</i> .....	<i>27</i>
<i>II.4. Stratégies de gestion de l'eau</i> .....	<i>28</i>
<i>II.5. Situation des eaux usées au Maroc</i> .....	<i>29</i>
<i>II.5.1. Potentiel des eaux usées au Maroc</i> .....	<i>29</i>
<i>II.5.2. Importance de l'épuration des eaux usées au Maroc</i> .....	<i>29</i>
<i>II.6. Eléments en traces et métaux lourds</i> .....	<i>30</i>
<i>II.6.1. Origine des éléments en traces dans les sols</i> .....	<i>31</i>
<i>II.6.2. Facteurs de mobilité des métaux lourds dans les sols</i> .....	<i>31</i>
<i>II.6.2.1. pH du sol</i> .....	<i>31</i>

II.6.2.2. Potentiel d'oxydoréduction .....	31
II.6.2.3. Température et humidité du sol .....	32
II.6.2.4. Apport de matière organique .....	32
<b>II.6.3. Localisation et mobilité des principaux micropolluants métalliques dans les sols</b> .....	<b>32</b>
II.6.3.1. Fer .....	33
II.6.3.2. Nickel .....	33
II.6.3.3. Plomb .....	33
II.6.3.4. Zinc .....	33
<b>II.7. Pollution métallique des sols irrigués par les eaux usées</b> .....	<b>33</b>
<b>III. Caractéristiques physico-chimiques de sol</b> .....	<b>34</b>
III.1. Définition du sol .....	34
III.2. Processus de formation du sol .....	34
III.3. Constituants du sol .....	36
III.3.1. Phase solide .....	37
III.3.2. Fraction organique .....	37
III.3.3. Fraction inorganique .....	38
III.3.4. Phase liquide .....	38
III.3.5. Phase gazeuse .....	39
III.3.6. Fraction biologique du sol .....	39
III.4. Caractéristiques du sol .....	39
III.4.1. Caractéristiques physiques .....	39
III.4.1.1. Texture .....	39
III.4.1.2. Structure .....	40
III.4.2. Caractéristiques chimiques .....	41
III.4.2.1. Complexe argilo-humique (CAH) .....	41
III.4.2.2. Capacité d'Échange Cationique (CEC) .....	42
III.4.2.3. Taux de saturation en cations basiques .....	42
III.4.2.4. pH .....	43
III.4.2.5. Capacité tampon d'un sol .....	43
III.4.2.6. Matières organiques .....	44
<b>IV. Conclusion</b> .....	<b>44</b>
<b>Chapitre II : Présentation de la zone d'étude et méthodologie de travail</b> .....	<b>45</b>
<b>I. Introduction</b> .....	<b>46</b>

<b>II.</b>	<b><i>Présentation de la zone d'étude.....</i></b>	<b>46</b>
II.1.	Situation géographique.....	46
II.2.	Démographie.....	47
II.3.	Cadre physique.....	47
II.3.1.	Altitude.....	47
II.3.2.	Climat.....	48
II.3.	Contexte géologique.....	50
II.4.	Données pédologiques des sols de la zone d'étude.....	51
II.5.	Ressources en eaux.....	53
II.5.1.	Eaux souterraines.....	53
II.5.2.	Eaux de surface.....	54
II.6.	Occupation de sol.....	54
II.7.	Cadre socio-économique.....	56
<b>III.</b>	<b><i>Méthodologie de travail.....</i></b>	<b>57</b>
III.1.	Choix et description des stations d'étude.....	57
III.2.	Types d'échantillonnage.....	57
III.3.	Échantillonnage des sols.....	57
III.4.	Préparation des échantillons.....	58
III.5.	Données et logiciels utilisés.....	58
III.6.	Dosages et mesures du sol au laboratoire.....	59
III.6.1.	Analyse granulométrique.....	60
III.6.2.	Matière organique et les carbonates.....	61
III.6.3.	pH du sol.....	61
III.6.4.	Conductivité électrique.....	62
III.6.5.	Capacité d'échange cationique (CEC).....	62
III.6.6.	Métaux lourds.....	62
III.6.7.	Susceptibilité magnétique.....	63
III.6.8.	Cations échangeables (Na <sub>2</sub> O, CaO, K <sub>2</sub> O, MgO).....	63
III.6.9.	Phosphore assimilable.....	63
III.6.10.	Analyse de l'Azote.....	63
III.7.	Analyses de l'eau.....	64
III.8.	Pollution des sols par les métaux lourds.....	64
III.9.	Indices de pollution.....	65

III.9.1.	Indice de géo-accumulation (Igeo) .....	65
III.9.2.	Facteur de contamination (CF) .....	66
III.9.3.	Facteur d'enrichissement (EF) .....	66
III.9.4.	Indice de la charge de pollution (PLI).....	66
III.9.5.	Évaluation des risques écologiques potentiels (IR) .....	67
III.10.	Evaluation de la susceptibilité magnétique .....	68
III.11.	Analyse statistique .....	69
III.12.	Evaluation de la qualité des sols.....	69
III.12.1.	Techniques SIG et cartographie .....	71
III.12.2.	Méthode d'analyse multicritère AHP .....	72
III.12.3.	Méthodes d'apprentissage automatique ou « Machine Learning » .....	74
III.12.3.1.	Généralité sur le Machine Learning (ML).....	74
III.12.3.2.	Etapas de construction d'un algorithme d'apprentissage automatique.....	75
III.12.3.3.	Modélisation de la qualité des sols par l'apprentissage automatique .....	76
a.	Modèle de la Forêt aléatoire (RF).....	77
b.	Modèle du plus proche voisin (kNN) .....	78
III.12.3.4.	Évaluation du modèle .....	78
III.12.3.5.	Analyse de la multi-colinéarité et la matrice de confusion .....	79
IV.	<b>Conclusion</b> .....	79
<b>Chapitre III : Caractérisation des sols et l'Evaluation de leurs pollution par les éléments en traces</b> .....		80
I.	<b>Introduction</b> .....	81
II.	<b>Evaluation de la pollution des sols étudiés</b> .....	82
II.1.	<b>Propriétés physico-chimiques du sol</b> .....	82
II.1.1.	<b>pH du sol</b> .....	82
II.1.2.	<b>Texture du sol</b> .....	84
II.1.3.	<b>Les carbonates de calcium (CaCO<sub>3</sub>)</b> .....	86
II.1.4.	<b>Conductivité électrique (CE)</b> .....	87
II.1.5.	<b>Capacité d'échange cationique (CEC)</b> .....	88

II.1.6.	Matière organique et le carbone organique.....	89
II.1.7.	Azote total (N).....	91
II.1.8.	Phosphore (P) .....	92
II.1.9.	Potassium (K) .....	93
II.2.	Concentrations des éléments en traces .....	94
II.3.	Distribution spatiale des éléments en traces .....	96
II.4.	Indices de pollution.....	98
II.5.	Evaluation de la susceptibilité magnétique.....	101
II.6.	Analyse statistique .....	106
II.6.1.	Analyse en composantes principales (ACP).....	106
II.6.2.	Analyse hiérarchique des clusters (AHC) .....	108
II.6.3.	Coefficient de corrélation de Pearson .....	109
III.	<i>Conclusion</i> .....	110
<i>Chapitre IV : Évaluation de la répartition verticale des éléments en traces à l'aide des lysimètres</i> .....		112
I.	<i>Introduction</i> .....	113
II.	<i>Matériel et méthode</i> .....	113
II.1.	Echantillonnage des profils des sols et les eaux usées .....	113
II.2.	Conception d'expériences et préparation des lysimètres .....	114
III.	<i>Résultats et discussion</i> .....	116
III.1.	<i>Caractéristiques physico-chimiques des profils des sols, des lysimètres</i> .....	116
III.2.	<i>Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées brutes et les eaux infiltrées</i> .....	118
III.3.	<i>Concentration des métaux lourds dans les profils de sol, les lysimètres, les eaux usées et les eaux infiltrées</i> .....	121
III.4.	<i>Distribution verticale des éléments en traces</i> .....	124
III.4.1.	<i>Arsenic (As)</i> .....	124
III.4.2.	<i>Chrome (Cr)</i> .....	124
III.4.3.	<i>Cuivre (Cu)</i> .....	125
III.4.4.	<i>Cadmium (Cd)</i> .....	126

<b>III.4.5.</b>	<b>Plomb (Pb)</b> .....	<b>126</b>
<b>III.4.6.</b>	<b>Zinc (Zn)</b> .....	<b>127</b>
<b>III.4.7.</b>	<b>Fer (Fe)</b> .....	<b>128</b>
<b>III.5.</b>	<b>Impact de l'irrigation des eaux usées sur le sol</b> .....	<b>128</b>
<b>IV.</b>	<b>Conclusion</b> .....	<b>130</b>
	<b>Chapitre V : Evaluation de la fertilité et la qualité des sols étudiés</b> .....	<b>131</b>
<b>I.</b>	<b>Introduction</b> .....	<b>132</b>
<b>II.</b>	<b>Evaluation de la qualité des sols étudiés par AHP</b> .....	<b>132</b>
<b>II.1.</b>	<b>Critères d'évaluations</b> .....	<b>132</b>
<b>II.2.</b>	<b>Carte de la qualité des sols étudiés</b> .....	<b>137</b>
<b>III.</b>	<b>Discussion</b> .....	<b>137</b>
<b>IV.</b>	<b>Evaluation de la qualité des sols par le Machine Learning</b> .....	<b>140</b>
<b>IV.1.</b>	<b>Importance des facteurs de la qualité du sol</b> .....	<b>140</b>
<b>IV.2.</b>	<b>Analyses de multi-colinéarité des facteurs de la qualité des sols</b> .....	<b>140</b>
<b>IV.3.</b>	<b>Calibration et validation du modèle</b> .....	<b>141</b>
<b>IV.4.</b>	<b>Prédiction spatiale de la qualité des sols étudiés</b> .....	<b>142</b>
<b>IV.5.</b>	<b>Analyse de pertinence des facteurs d'entrée</b> .....	<b>143</b>
<b>V.</b>	<b>Conclusion</b> .....	<b>144</b>
	<b>Conclusion générale et perspectives</b> .....	<b>145</b>
	<b>Références bibliographiques</b> .....	<b>148</b>
	<b>Annexes</b> .....	<b>164</b>

## Liste des figures

Figure 1: <i>Intégration des eaux usées traitées dans le cycle général des ressources en eaux</i> .....	29
Figure 2: <i>Evolution du volume d'eaux usées brutes urbaines au Maroc entre 1960 et 2020</i> .....	29
Figure 3: <i>Représentation schématique de l'évolution d'un sol</i> .....	35
Figure 4: <i>Représentation schématique d'un profil du sol</i> .....	36
Figure 5: <i>Schéma de la composition (en %) d'un sol</i> .....	37
Figure 6 : <i>Schéma de l'évolution de la matière organique dans le sol</i> .....	37
Figure 7 : <i>Triangle de texture proposé par l'USDA en 1975</i> .....	40
Figure 8 : <i>Organisation hiérarchique des différentes particules organiques et minérales du sol en agrégats, et leur stabilité relative</i> .....	41
Figure 9 : <i>Formation du Complexe argilo-humique et de la Capacité d'échange cationique</i> .....	42
Figure 10 : <i>Situation géographique de la zone d'étude</i> .....	46
Figure 11 : <i>Variation d'altitude de la zone d'étude</i> .....	47
Figure 12 : <i>Evolution des précipitations interannuelles de 1983 à 2020 de Béni Mellal</i> .....	48
Figure 13 : <i>Evolution des moyennes mensuelles interannuelles des températures de 1983 à 2020 de la station de Béni Mellal</i> .....	49
Figure 14: <i>Evolution des moyennes mensuelles interannuelles de l'évaporation de 1983 à 2020 de la station de Béni Mellal</i> .....	49
Figure 15 : <i>Evolution des moyennes mensuelles interannuelles de la vitesse du vent de 1985 à 2020 de la station de Béni Mellal</i> .....	50
Figure 16 : <i>Carte géologique de la région</i> .....	51
Figure 17 : <i>Carte pédologique de la zone d'étude</i> .....	52
Figure 18 : <i>Carte hydrogéologique de la zone d'étude</i> .....	53
Figure 19 : <i>Carte d'occupation du sol de la zone d'étude en 2017</i> .....	55
Figure 20 : <i>Carte de l'indice de végétation (NDVI) de la zone d'étude en 2017</i> .....	56
Figure 21: <i>Localisation des sites d'échantillonnage dans la zone d'étude</i> .....	58
Figure 22 : <i>Procédure suivie pour générer la carte de la qualité des sols agricoles</i> .....	72
Figure 23 : <i>Processus d'apprentissage automatique</i> .....	75
Figure 24 : <i>Blocs de construction d'un algorithme d'apprentissage automatique</i> .....	76
Figure 25 : <i>Evolution du pH des sols étudiés</i> .....	82
Figure 26 : <i>Distribution spatiale du pH-Eau des sols étudiés</i> .....	83
Figure 27 : <i>Distribution spatiale du pH-KCl des sols étudiés</i> .....	83
Figure 28 : <i>Texture des sols étudiés</i> .....	84
Figure 29 : <i>Distribution spatiale de la fraction argileuse des sols étudiés</i> .....	85
Figure 30 : <i>Distribution spatiale de limon des sols étudiés</i> .....	85

Figure 31 : <i>Distribution spatiale du sable des sols étudiés</i> .....	85
Figure 32 : <i>Evolution des carbonates des sols étudiés</i> .....	86
Figure 33 : <i>Distribution spatiale de CaCO<sub>3</sub> des sols étudiés</i> .....	86
Figure 34 : <i>Evolution de la conductivité électrique des sols étudiés</i> .....	87
Figure 35 : <i>Distribution spatiale de la CE des sols étudiés</i> .....	88
Figure 36 : <i>Evolution de la capacité d'échange cationique de sols étudiés</i> .....	89
Figure 37 : <i>Distribution de la CEC des sols étudiés</i> .....	89
Figure 38 : <i>Evolution de MO et CO des sols étudiés</i> .....	90
Figure 39 : <i>Distribution spatiale de la matière organique des sols étudiés</i> .....	91
Figure 40 : <i>Distribution spatiale du carbone organique des sols étudiés</i> .....	91
Figure 41 : <i>Distribution spatiale de l'azote des sols étudiés</i> .....	92
Figure 42 : <i>Distribution spatiale de l'azote des sols étudié</i> .....	93
Figure 43 : <i>Distribution spatiale du potassium des sols étudié</i> .....	93
Figure 44 : <i>Cartes de distribution spatiale de As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn et Fe des sols étudiés</i> .....	97
Figure 45 : <i>Distribution spatiale de l'indice de la charge de pollution des sols étudiés</i> .....	99
Figure 46 : <i>Répartition spatiale d'indice de risque écologique potentiel (IR) des sols étudiés</i> .....	100
Figure 47 : <i>Répartition spatiale de la susceptibilité magnétique (SM) des sols étudiés</i> .....	101
Figure 48 : <i>Répartition spatiale de la susceptibilité magnétique à basse fréquence (<math>\chi_{BF}</math>) des sols étudiés</i> .....	102
Figure 49 : <i>Répartition spatiale de la susceptibilité magnétique à haute fréquence (<math>\chi_{HF}</math>) des sols étudiés</i> .....	102
Figure 50 : <i>Valeurs de la susceptibilité magnétique à haute (<math>\chi_{HF}</math>) et à basse fréquence (<math>\chi_{BF}</math>) mesurées dans les sols étudiés</i> .....	103
Figure 51 : <i>Relation entre la susceptibilité magnétique à haute (<math>\chi_{HF}</math>) et à basse fréquence (<math>\chi_{BF}</math>) des sols étudiés</i> .....	104
Figure 52 : <i>Variation de <math>\chi_{BF}</math> - <math>\chi_{HF}</math> en fonction de <math>\chi_{BF}</math> des sols étudiés</i> .....	104
Figure 53 : <i>Répartition spatiale de la susceptibilité à fréquence dépendante (<math>\chi_{fd}</math>) des sols étudiés</i> .....	105
Figure 54 : <i>Diagramme de diffusion schématique montrant les positions typiques des échantillons (n=35) des sols étudiés</i> .....	106
Figure 55 : <i>Composante principale des résultats de l'analyse dans les espaces tridimensionnels montrant les charges des trois premières composantes principales</i> .....	108
Figure 56 : <i>Dendrogramme démontrant le groupe de variables basé sur la similitude</i> .....	109
Figure 57 : <i>Échantillons du profil du sol et des eaux usées de la zone d'étude</i> .....	114
Figure 58 : <i>Lysimètres volumétrique utilisées dans l'étude</i> .....	115
Figure 59 : <i>Echantillons prélevés des profils de sol des lysimètres préparés</i> .....	116



Figure 60 : Concentration de As, Cu, Zn (en ug/l) et Fe (en mg/l) dans les eaux usées et les eaux infiltrées .....	123
Figure 61 : Distribution verticale de l'As dans les profils de sol et des lysimètres .....	124
Figure 62 : Distribution verticale de Cr dans les profils de sol et des lysimètres .....	125
Figure 63 : Distribution verticale de Cu dans les profils de sol et des lysimètres.....	125
Figure 64 : Distribution verticale de Cd dans les profils de sol et des lysimètres .....	126
Figure 65 : Distribution verticale de Pb dans les profils de sol et des lysimètres .....	127
Figure 66 : Distribution verticale de Zn dans les profils de sol et des lysimètres .....	127
Figure 67 : Distribution verticale de Fe dans les profils de sol et des lysimètres .....	128
Figure 68 : Carte de MO, CO, N, P, K, CEC, humidité, pH, CaCO <sub>3</sub> , type de sol, salinité et pente	134
Figure 69 : Carte de la qualité des sols agricoles irrigués par les eaux usées de Oued Day.....	138
Figure 70 : Prédiction spatiale de la qualité des sols étudiés à l'aide du modèles RF .....	142
Figure 71 : Prédiction spatiale de la qualité des sols étudiés à l'aide du modèles kNN.....	143
Figure 72 : Importance des facteurs influençant sur la qualité des sols par le modèle RF.....	144
Figure 73 : Importance des facteurs influençant sur la qualité des sols par le modèle kNN.....	144
Figure 74 : Tableau périodique des éléments chimique.....	164

## Liste des tableaux

Tableau 1: <i>Situation des principaux projets d'épuration des eaux usées au Maroc</i> .....	30
Tableau 2 : <i>Dimension et propriété des éléments minéraux composants le sol</i> .....	38
Tableau 3 : <i>Classes de pH du sol</i> .....	43
Tableau 4 : <i>Données utilisées dans la présente étude</i> .....	59
Tableau 5 : <i>Propriétés du sol et leurs méthodes d'analyse utilisées dans cette étude</i> .....	60
Tableau 6 : <i>Classes conventionnelles de la granulométrie</i> .....	61
Tableau 7 : <i>Classes des indices de pollution Igeo, EF, CF et PLI</i> .....	67
Tableau 8 : <i>Coefficient de réponse à la toxicité de chaque élément</i> .....	68
Tableau 9 : <i>Classification des risques écologiques potentiels IERI et RI</i> .....	68
Tableau 10 : <i>Classes des sols en fonction des valeurs de SM</i> .....	69
Tableau 11 : <i>Échelles de préférence de la méthode AHP de comparaison par paires</i> .....	73
Tableau 12 : <i>Valeurs de l'indice de cohérence aléatoire</i> .....	73
Tableau 13 : <i>Valeurs de pH des sols étudiés</i> .....	83
Tableau 14 : <i>Fraction granulométrique des sols étudiés (%)</i> .....	84
Tableau 15 : <i>Effets des différents niveaux de salinité des sols cultivés sur les plantes</i> .....	87
Tableau 16 : <i>Échelle de la salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait 1/5</i> .....	87
Tableau 17 : <i>Normes de la CEC en fonction du type de sol</i> .....	89
Tableau 18 : <i>Limites de la matière organique selon la texture du sol</i> .....	90
Tableau 19 : <i>Classification de la fertilité des sols à partir du pH et de la teneur en azote en %</i> .....	92
Tableau 20 : <i>Répartition des classes de phosphore des sols agricoles</i> .....	93
Tableau 21 : <i>Statistiques descriptives des concentrations des métaux lourds des sols étudiés (n = 35). Les concentrations sont exprimées en mg/kg pour tous les éléments</i> .....	95
Tableau 22 : <i>Valeurs des facteurs et de l'indice de risque écologique des sols étudiés</i> .....	100
Tableau 23 : <i>Classes des sols en fonction des valeurs de SM</i> .....	101
Tableau 24: <i>Classe de la susceptibilité à fréquence dépendante <math>\chi_{fd}</math> (%)</i> .....	105
Tableau 25 : <i>Explication des écarts totaux</i> .....	106
Tableau 26 : <i>Matrices de composants pivotés</i> .....	107
Tableau 27 : <i>Matrice de corrélation de Pearson de certaines propriétés physicochimiques des sols avec les métaux lourds des sols étudiés</i> .....	110
Tableau 28 : <i>Caractéristiques physico-chimiques des profils de sol et lysimètres</i> .....	117
Tableau 29 : <i>Statistiques descriptives des paramètres physiques des colonnes des sols étudiés</i> ....	118
Tableau 30 : <i>Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées brutes et des eaux infiltrées</i> .....	119
Tableau 31 : <i>Teneurs en éléments minérales des eaux usées brutes et des eaux infiltrées</i> .....	120

Tableau 32 : Concentrations de métaux lourds des profils de sol étudiés et les lysimètres. Les concentrations sont en pourcentage pour le fer et en mg/kg pour tous les autres éléments.....	121
Tableau 33 : Concentrations de métaux lourds dans les eaux usées étudiées et les eaux infiltrées. Les concentrations sont en µg/l pour tous les éléments à l'exception de fer en mg/l.....	122
Tableau 34 : Classes de la qualité des sols étudiés.....	137
Tableau 35. Diagnostic de la multi-colinéarité des facteurs de conditionnement de la qualité des sols .....	140
Tableau 36 : Statistiques de précision des données de test pour les modèles utilisés en ML.....	141
Tableau 37: Surfaces des classes de la qualité des sols étudiés selon le modèle RFet kNN.....	143
Tableau 38 : Matrice de comparaison par paires.....	164
Tableau 39 : Matrice de comparaison par paires normalisée et les poids obtenus .....	165
Tableau 40 : Paramètres physico-chimiques des sols étudiés (n = 35).....	165
Tableau 41 : Concentrations des métaux lourds des sols étudiés (n = 35) en (mg/kg) .....	166
Tableau 42 : Valeurs des indices de pollution des sols étudiés .....	167
Tableau 43 : Valeurs de la susceptibilité magnétique mesurées pour les sols étudiés .....	168
Tableau 44 : Résultat de l'analyse des indicateurs de la qualité du sol.....	169
Tableau 45 : Pondérations détaillées des critères et sous-critères obtenus à partir la méthode AHP .....	170

## Liste des abréviations

- ABHOER: Agence du Bassin Hydraulique de l'Oum Er-Rbia
- ACP: Analyse en Composantes Principales
- AFNOR: Association française de normalisation
- CE: Conductivité électrique
- $\text{CaCO}_3$ : carbonate de calcium
- MO: Matière Organique
- CO: Carbone Organique
- CEC: Capacité d'Echange Cationique
- CAH: Complexe Argilo Humique
- ETM: Eléments en Traces Métalliques
- NPK: Azote-Phosphore-Potassium
- OMS: Organisation Mondiale de la Santé.
  
- FAO: Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
  
- N: Azote
- $\text{N-NH}_4^+$ : Azote d'ammonium
- $\text{N-NO}_3^-$ : Azote de Nitrate
- $\text{P}_2\text{O}_5$ : Phosphore Assimilable
- SIG: Système d'Information Géographique
- GPS: Global Positioning System
- IDW: Inverse Distance Weighting,
- AHP: Analytic Hierarchy Process
- SM: Susceptibilité Magnétique
- SP: grain SuperParamagnétiques

# **INTRODUCTION GENERALE**

## **Introduction générale**

Le sol est une ressource naturelle très lentement renouvelable à l'échelle d'une génération humaine. Il soutient la croissance des plantes et garantit ainsi la production primaire dont dépend directement la population humaine (Benahmed, 2017). Les productions végétales se trouvent également à la base de l'alimentation des animaux, y compris les animaux d'élevage, qui constituent eux-mêmes une source d'alimentation pour l'homme. De plus, le sol joue un rôle essentiel dans le cycle de l'eau potable, nécessaire à toute forme de vie (Locatelli, 2013). C'est un milieu vivant, très riche et fragile en même temps, qui accueille d'intenses échanges physico-chimiques et biologiques. Ce milieu est très sensible aux activités humaines et se modifie rapidement, se dégrade promptement dès que les sociétés humaines interviennent sans précautions. Au cours des dernières décennies, l'augmentation de la population a nécessité une augmentation des productions alimentaires, qu'elles soient animales ou végétales, parallèlement aux activités humaines. Ces activités ont engendré des perturbations profondes en termes de structure, composition, caractéristiques physico-chimiques et qualité du sol.

En outre le sol est généralement reconnu comme une partie de l'environnement susceptible d'être pollué par une exposition prolongée et une accumulation de métaux lourds (Mazurek et al., 2016). Le potentiel d'accumulation de métaux lourds est attribué au type de sol, à la texture, à la teneur en fraction d'argile et à ses caractéristiques chimiques (Nouri et al., 2009).

Les activités anthropiques représentent la principale source de contamination de l'environnement par des métaux lourds, aux côtés de l'irrigation avec des eaux usées, qui est considérée comme une source potentielle de métaux lourds (Hilali et al., 2020). La toxicité des métaux lourds perturbe les écosystèmes naturels et affecte la chaîne alimentaire, entraînant ainsi des problèmes de santé chez l'homme et les animaux. Une fois que les métaux sont introduits dans l'environnement, ils subissent plusieurs processus biologiques et chimiques qui entraînent leur répartition dans des milieux tels que les sols, les sédiments et l'eau. Les processus biogéochimiques qui contrôlent la mobilité et la biodisponibilité des métaux comprennent la sorption sur les surfaces minérales et organiques, la dissolution, la (bio)minéralisation, les processus d'oxydoréduction, la complexation par des ligands biogéniques ou non biogéniques et l'absorption (Kraemer et Hering, 2004).

## **Problématique**

Les eaux usées constituent l'une des principales ressources hydriques utilisées en agriculture urbaine dans les pays en développement. Le phénomène s'étend à travers le monde et concerne aussi bien la Chine que l'Inde et la majorité des grandes villes d'Afrique subsaharienne et d'Amérique latine.

Au Maroc, la plupart des eaux usées domestiques et industrielles des zones urbaines et rurales sont rejetées dans l'environnement sans aucun traitement préalable. Environ 30% de la pollution totale se déversant directement dans les rivières et ruisseaux du Maroc sont d'origine humaine (Barakat et al., 2012). Dans la région de Béni Mellal, les coûts élevés associés à l'irrigation et à l'utilisation d'engrais et les précipitations faibles et fluctuantes ont conduit les agriculteurs à utiliser les eaux usées drainant Oued Day pour l'irrigation. La source de cette rivière se trouve dans la ville de Béni Mellal, traversant ensuite le périmètre de Beni Moussa (la plaine du Tadla) et plusieurs zones rurales avant de se rejeter dans Oued Oum Er'Rbia. Depuis plus de trois décennies, toutes les eaux usées domestiques et industrielles de Béni Mellal sont rejetées directement dans l'Oued Day sans aucun traitement préalable (Barakat et al., 2012). De plus, les eaux usées des zones rurales et le drainage des champs agricoles dans le bassin versant se jettent aussi dans cette rivière. Les eaux usées sont riches en matière organique (MO) et en nutriments (Chaney, 1988; Kao et al., 2007), mais elles contiennent également des polluants métalliques (Moriyama et al., 1989; Theissen, 1995; Kao et al., 2007) qui peuvent s'accumuler dans le sol et être absorbé par les plantes (Jalil et al., 1994). Ces polluants métalliques peuvent également s'infiltrer vers la nappe et déposer des contaminants toxiques (Christensen et al., 1996; Kao et al., 2007).

Une analyse physico-chimique et géochimique des sols est certes une nécessité, non seulement pour appréhender leurs qualités et leurs comportements vis-à-vis des différentes utilisations (agricoles ou non agricoles), mais aussi pour assurer leur préservation face aux facteurs qui menacent leur durabilité.

## **Objectifs**

Ce travail a pour objectif principal de déterminer l'impact de l'irrigation des sols agricoles par les eaux usées drainées par l'Oued Day à Béni Mellal. Pour cela, il a été procédé à une évaluation de la pollution métallique et de la qualité des sols étudiés. Les caractéristiques physico-chimiques du sol et la concentration de métaux lourds spécifiques ont été

déterminées, suivies d'une évaluation du niveau de contamination des sols à l'aide de différents indices. Une analyse statistique a été effectuée pour identifier la source de pollution des sols et élaborer une carte de la qualité des sols étudiés. Enfin, l'impact de l'irrigation des sols par les eaux usées a été discuté.

Le travail de cette thèse fait l'objet d'une présentation en cinq chapitres comme suit :

- **Chapitre I :** consiste en une synthèse bibliographique qui aborde la problématique de l'irrigation des sols agricoles avec les eaux usées, les constituants et les propriétés physiques et chimiques du sol, ainsi que les méthodes pour les caractériser. De plus, il présente une étude sur les éléments-traces métalliques (ETMs) dans les sols, incluant leur définition, leurs types, leurs sources et leurs conditions de mobilité dans le sol.
- **Chapitre II :** est consacré à une présentation générale de la zone d'étude, incluant sa situation géographique et géomorphologique, un aperçu socio-économique, les conditions climatologiques, ainsi que la nature pédologique. Les méthodes et le matériel utilisés pour la caractérisation physico-chimique des échantillons prélevés sont également présentés.
- **Chapitre III :** présente les résultats obtenus et leurs discussions sur la pollution des sols agricoles étudiés par les éléments en traces.
- **Chapitre IV :** présente les résultats obtenus et leurs discussions sur la distribution verticale des profils des sols et des lysimètres irrigués par les eaux usées.
- **Chapitre V :** présente l'état de la qualité des sols et les principales sources de dégradation des sols étudiés.

Finalement, nous concluons sur les effets de l'irrigation des sols agricoles par les eaux usées après plusieurs années d'application et présenterons les perspectives ouvertes par cette étude pour des possibles extensions de cette pratique.



# **Chapitre I : Synthèse bibliographique**

## **I. Introduction**

L'objectif de ce chapitre est de présenter le contexte scientifique dans lequel s'inscrit le présent travail de thèse, en abordant la problématique de l'irrigation des sols par les eaux usées et son impact sur la qualité des écosystèmes terrestres. Cette synthèse bibliographique est structurée en deux parties : la première porte sur la caractérisation des eaux usées, tandis que la deuxième partie porte sur le sol, ses constituants et ses propriétés physiques et chimiques.

## **II. Caractérisation des eaux usées brutes**

La connaissance de la composition des eaux usées est une étape primordiale pour la prévention des risques inhérents à leurs diverses utilisations. Au cours de cette partie, nous avons tout d'abord présenté la problématique des ressources en eau en général, et en particulier l'irrigation des sols agricoles par les eaux usées. Ensuite, nous avons présenté la composition des eaux usées, avant d'aborder les différents impacts sur le milieu récepteur que peut engendrer l'irrigation par les eaux usées, notamment sur le plan physico-chimique.

### **II.1. Utilisation des eaux usées dans l'irrigation**

Les eaux usées traitées peuvent être considérées comme une nouvelle ressource en eau qui peut être ajoutée au bilan général de l'eau d'une région. Elles peuvent remplacer l'utilisation de l'eau potable pour l'irrigation ou à d'autres fins, diminuant ainsi la pression sur les ressources en eau (Asano, 1998). Cependant, l'irrigation avec des eaux usées non traitées peut représenter un risque pour la santé publique, car elles peuvent contenir des bactéries pathogènes, des vers, des virus, des métaux lourds et des composés organiques anthropiques dangereux (UNEP, 2010; Pratap et al., 2023). L'urbanisation croissante et l'intensification de l'agriculture produisent des quantités importantes d'eaux usées qui sont souvent utilisées pour l'irrigation dans les zones rurales-urbaines. Ces eaux sont souvent biologiquement ou chimiquement contaminées, ce qui représente un risque pour la santé humaine, animale et l'environnement (Rosado & Morais, 2010; Pratap et al., 2023). La réutilisation des eaux usées traitées en agriculture présente un double avantage : d'une part, elle aidera à atténuer la pression sur les ressources en eau conventionnelles, d'autre part, elle contribuera à la protection de l'environnement et à la lutte contre la pollution de l'eau en réduisant le volume des eaux usées déversées dans les fleuves, les lacs et les littoraux (Choukr-Allah et al., 2003; Pratap et al., 2023).

## II.2. Problématique des eaux usées

Le Maroc est un pays dont le climat varie du sub-humide au nord, semi-aride à aride au centre, à saharien au sud, au niveau duquel la demande en eau, nécessaire à la consommation et à l'irrigation (surtout la zone à climat aride à semi-aride), excède les ressources. Il est de surcroît fortement dépendant de l'agriculture irriguée. Le Maroc utilise les eaux usées brutes dans l'irrigation en tant que ressources supplémentaires en eau. D'autre part, le Maroc est un pays souffrant d'eau, et au bord de la pénurie. La consommation d'eau a déjà atteint le niveau à partir duquel on parle généralement de stress hydrique ( $1000 \text{ m}^3/\text{pers}/\text{an}$ ) (El Haite, 2010). En 2020, il est estimé que 35% de la population sera en dessous du niveau des conditions de stress sévère fixé à  $500 \text{ m}^3/\text{pers}/\text{an}$  (El Haite, 2010). La région de Beni Mellal-Khenifra compte 13 stations d'épuration, dont la plupart semblent non opérationnelles ou fonctionnant très mal ou en construction (ONEP, 2006). En conséquence, les eaux usées sont déversées directement soit dans les lits des rivières soit dans la mer et causent d'énormes problèmes écologiques. Les municipalités des villes de la région de Béni Mellal-Khenifra utilisent le système de lagune naturelle, en raison de son processus efficace, de son faible coût économique et de son adaptation aux conditions climatiques semi-arides. Ce système de lagunes est largement apprécié pour son efficacité dans les petites villes, et recommandé pour les conditions climatiques chaudes (Steinmann et al., 2003). La technique du système de lagunage est considérablement efficace pour éliminer les germes pathogènes et assurer une meilleure réutilisation des eaux usées dans le secteur agricole (Maynard et al., 1999). La ville de Béni Mellal, est une zone à climat aride à semi-aride. Cependant, toutes les eaux usées domestiques et industrielles de Béni Mellal sont rejetées directement à Oued Day sans aucun traitement préalable où elles sont exploitées à l'état brut pour l'irrigation de différentes cultures pour plus de trois décennies (Barakat et al., 2012). Toutefois, la forte pollution due à l'utilisation des eaux usées non traitées constituerait un facteur à retombées néfastes sur l'état sanitaire de la population (Pratap et al., 2023).

Dans les régions souffrant de pénurie d'eau, les eaux usées ne sont plus considérées comme déchets à éliminer mais comme partie intégrante des ressources potentielles en eau.

La réutilisation agricole constitue la principale filière d'utilisation des eaux usées à travers le monde (El Haite, 2010). Cette utilisation trouve sa motivation en trois points essentiels :

- La nécessité de réserver les eaux de bonne qualité à l'alimentation en eau potable.
- La préservation des milieux naturels.

- L'économie d'engrais chimiques en exploitant le pouvoir fertilisant de ces eaux.

## **II.3. Problématique de l'eau dans les régions arides et semi-arides**

### **II.3.1. Changement climatique**

La mesure de l'impact du changement climatique sur la rareté de l'eau est estimée à environ 20 % d'augmentation globale. Les pays qui souffrent déjà de pénuries d'eau seront particulièrement affectés par des problèmes supplémentaires liés à la rareté de l'eau (Arrus & Rousset, 2007 ; IPCC, 2007, 2008 ; Nichane et al., 2015 ; Bennouna, 2020). Même dans les zones où le changement climatique est neutre ou peu important, les ressources hydrologiques seront affectées par une augmentation de la rareté de l'eau (Arrus & Rousset, 2007 ; UN-water, 2007 ; Fustec, 2014 ; Bennouna, 2020). Les températures moyennes plus élevées et les changements dans la distribution des précipitations, l'humidité du sol, la fonte des glaces, les écoulements des rivières et les réserves en eaux souterraines sont susceptibles d'affecter la disponibilité des ressources en eau (IPCC, 2007, 2008 ; Nichane et al., 2015 ; Bennouna, 2020).

### **II.3.2. Disponibilité des ressources en eau**

Les ressources en eau ne sont pas distribuées de manière équilibrée sur la surface terrestre. Le manque de ressources en eau est un problème fréquent dans les régions semi-arides où il n'y a pas assez d'eau pour soutenir la production agricole et répondre aux besoins de la population rurale (Mvungi et al., 2005). C'est également le cas pour la région méditerranéenne qui est un écosystème unique dans le monde. D'autre part, les régions méditerranéennes ont été identifiées parmi les deux principaux points chauds du changement climatique, ce qui signifie que le climat est particulièrement sensible aux changements mondiaux dans ce domaine (Rosado et Morais, 2010). Ainsi, les ressources en eau dans la région méditerranéenne sont limitées et très inégalement réparties dans le temps et l'espace. Au cours de la seconde moitié du XXe siècle, la demande en eau a augmenté. Dans certains pays méditerranéens, l'utilisation de l'eau approche du niveau limite des ressources disponibles. L'approvisionnement en eau est menacé par la surexploitation de l'eau souterraine renouvelable (générant l'intrusion marine) et l'exploitation des ressources non renouvelables, y compris l'eau fossile. L'inégalité entre l'offre et la demande croissante a conduit à des pénuries, à la concurrence, à l'augmentation de la pollution et à d'autres pressions sur l'environnement (Rosado et Morais, 2010).

Le Maroc fait partie de ces pays qui souffrent de problèmes liés à l'eau. La situation hydraulique du pays peut être résumée comme suit :

- Les ressources en eau sont rares et limitées. Elles sont également inégalement réparties dans l'espace.
- Les ressources en eau subissent une forte dégradation de leur qualité en raison de différentes sources de pollution.
- Les ressources en eau souterraine sont surexploitées, ce qui remet en question leur durabilité.
- Bien que la loi 10-95 ait été mise en place pour remédier à la situation, sa mise en œuvre a été lente malgré les progrès accomplis ces dernières années.

#### **II.4. Stratégies de gestion de l'eau**

L'eau étant une ressource limitée, une gestion proactive de la demande est essentielle pour son utilisation efficace, impliquant des choix de développement et politiques adaptées qui évaluent l'utilisation actuelle et future de l'eau.

Pour élaborer une nouvelle approche équilibrée de la gestion de l'eau dans les régions semi-arides et méditerranéennes, il est crucial de remplacer les politiques basées sur la gestion de l'approvisionnement en eau par de nouvelles politiques qui prennent en compte la gestion de la demande en eau. Les stratégies de gestion de l'eau peuvent être appliquées dans divers secteurs, tels que le secteur de l'eau potable, l'industrie et l'irrigation, pour réduire les pertes d'eau et optimiser son utilisation.

Les régions à climat sec ont des traditions de conservation de l'eau qui sont maintenues par des pratiques de gestion. L'utilisation de techniques telles que le dessalement, la réutilisation de l'eau, la collecte de pluie, la réalimentation des nappes souterraines et les transferts entre bassins hydrographiques peut être mise en œuvre pour augmenter l'approvisionnement en eau naturelle limitée afin de répondre à la hausse de la demande (Figure 1).

Des mesures ont été prises pour faire face à la rareté des ressources en eau, comme l'utilisation d'eaux non conventionnelles telles que les eaux usées et salines. Cependant, la pleine utilisation et réutilisation des eaux usées est encore loin de l'objectif final, à savoir que les eaux usées ne sont plus considérées comme des déchets à éliminer, mais plutôt comme une partie intégrante des ressources potentielles en eau qui peuvent être employées comme source d'eau. L'utilisation des eaux usées pourrait jouer un rôle essentiel en réduisant la pression sur l'eau douce disponible (Choukr-Allah et Hamdy, 2004).

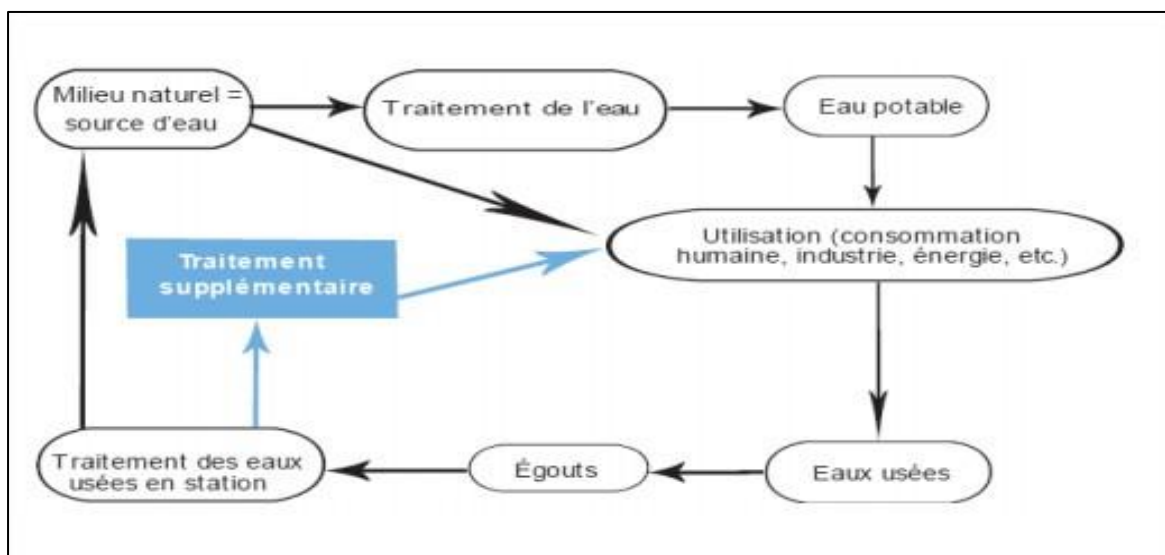


Figure 1: Intégration des eaux usées traitées dans le cycle général des ressources en eau

## II.5. Situation des eaux usées au Maroc

### II.5.1. Potentiel des eaux usées au Maroc

Selon le Secrétariat d'Etat Chargé de l'Eau, le volume annuel des eaux usées a presque triplé au cours des trois dernières décennies. Il est passé de 48 à 500 millions de m<sup>3</sup> de 1960 à 1999. Le volume est estimé actuellement à plus de 850 millions de m<sup>3</sup> et il est prévu atteindre près de 900 millions de m<sup>3</sup> en l'an 2020 (Figure 2).

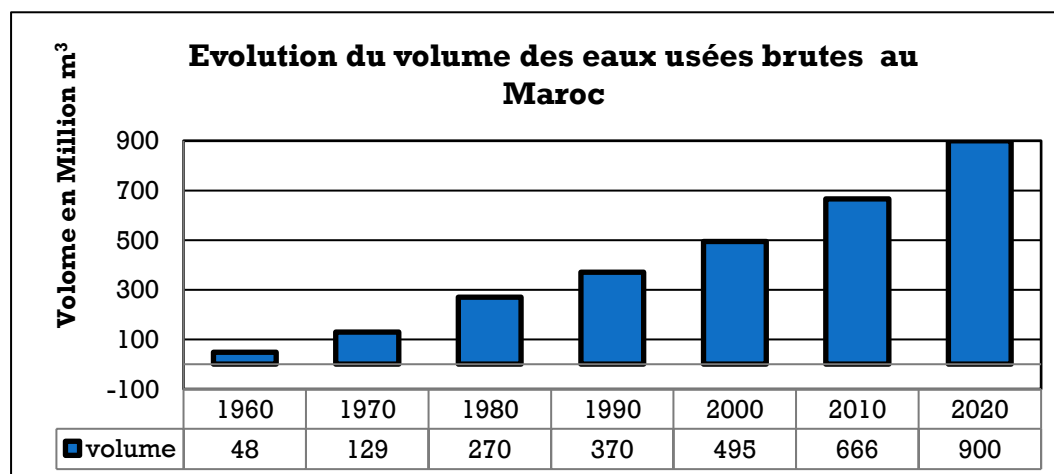


Figure 2: Evolution du volume d'eaux usées brutes urbaines au Maroc entre 1960 et 2020 (DE/ME, 1997 ; El Yousfi, 2013)

### II.5.2. Importance de l'épuration des eaux usées au Maroc

Actuellement, au Maroc, les eaux usées sont réutilisées pour la plupart des cultures sans être traitées, ce qui est une situation grave tant sur le plan sanitaire qu'environnemental. En effet, les superficies irriguées par les eaux usées seraient supérieures à 7000 ha, et ces

superficiés pourraient augmenter en raison des pénuries d'eau dans ces régions, de l'accès facile à ces eaux en l'absence d'une station d'épuration et du vide réglementaire qui interdit leur réutilisation (Choukr-Allah, 2009).

Les contraintes climatiques ont poussé les agriculteurs à irriguer leurs cultures avec des eaux usées lorsque les eaux douces ne sont pas disponibles. L'intérêt pour la réutilisation des eaux usées traitées a augmenté sensiblement dans la partie méridionale du Maroc en raison du déficit d'eau (plus de 260 millions de m<sup>3</sup> par an) et de l'augmentation de la demande pour l'approvisionnement en eau (Choukr-Allah et al., 2003).

Environ 7235 ha sont directement irrigués par les eaux usées urbaines non traitée, soit 70 millions de m<sup>3</sup> d'eau usée réutilisée chaque année dans l'agriculture, sans aucune mesure de précaution. Divers types de cultures sont irrigués avec l'eau usée, tels que les fourrages verts, l'horticulture, les cultures de plein champ et l'arboriculture (Fatta et al., 2005). Depuis les années 80, le Maroc a commencé à installer des stations d'épuration des eaux usées dans plusieurs villes (Tableau 1).

**Tableau 1: Situation des principaux projets d'épuration des eaux usées au Maroc**

Projet	Système d'épuration	Démarrage	Capacité de traitement	Population raccordée
Béni Mellal	Bou activé	1986	20000 m <sup>3</sup> /j	200000
Marrakech	Lagunage	1985	380 m <sup>3</sup> /j	3000
Ouarzazate	Lagunage	1989	430 m <sup>3</sup> /j	4300
Ben Sergao	Infiltration percolation	1990	750 m <sup>3</sup> /j	15000
Ben Slimane	Lagunage aéré	1997	5600 m <sup>3</sup> /j	37000
Drarga	Infiltration percolation	2000	600 m <sup>3</sup> /j	8000
Boujaâd	Lagunage naturel à microphytes	2010	3300 m <sup>3</sup> /j	47000

## II.6. Eléments en traces et métaux lourds

Les sources de métaux pour les milieux aquatiques sont multiples. On différencie principalement les sources d'origine naturelle et anthropique. En effet, les métaux sont présents naturellement dans les sols. Certains en sont des constituants majeurs (Al) ou importants pour la structure des minéraux (Fe, Mn) (Baize et Sterckeman, 2001; Hamon et al., 2004; Horckmans et al., 2005).

### **II.6.1. Origine des éléments en traces dans les sols**

La concentration naturelle de l'élément trace dans le sol résulte de son évolution à partir de la roche initiale. On parle de pollution des sols par un élément trace lorsque l'élément trace est présent à une dose constituant une menace pour l'activité biologique ou les fonctions du sol. On parle de contamination d'un sol lorsque sa teneur en élément trace est supérieure à la concentration naturelle, mais sans influence sur la qualité du sol. Les contaminations diffuses, qui affectent les niveaux superficiels des sols, résultent de phénomènes naturels tels que les retombées atmosphériques d'aérosols d'origine volcanique, ou d'actions anthropiques intentionnelles ou non, tels que les poussières et dépôts atmosphériques, les fertilisants minéraux (contenant du cuivre dans les phosphates), les pesticides, les lisiers et fumiers, les boues de stations d'épuration, les activités minières, les déchets industriels (bâtiments) ou urbains, et les transports.

### **II.6.2. Facteurs de mobilité des métaux lourds dans les sols**

La mobilité des métaux lourds dans les sols est dirigée par un certain nombre de facteurs et de conditions du milieu à savoir :

#### **II.6.2.1. pH du sol**

La variation de pH (qu'elle soit naturelle ou anthropique) semble être le facteur dont l'influence sur la mobilité des métaux est la plus déterminante. L'abaissement du pH favorise la mobilité des ETM, notamment en mettant en solution des sels métalliques ou en dégradant la phase de rétention. À l'inverse, l'augmentation du pH provoque l'immobilisation des ETM par la formation de composés insolubles ou par l'augmentation de la capacité d'échange cationique. Toutefois, il est important de noter que certains ETM, comme le bore, ne suivent pas strictement ce type de comportement, ou, au contraire, présentent un comportement opposé, comme le molybdène, l'arsenic et le sélénium, dont la mobilité augmente avec un pH plus élevé dans les sols calcaires.

#### **II.6.2.2. Potentiel d'oxydoréduction**

Le degré d'aération du sol est déterminé par les pratiques culturales (irrigation, tassement par passage répété d'engins, apport de matière organique biodégradable donc consommatrice d'oxygène) et par les événements climatiques (précipitations massives entraînant des conditions hydromorphes). L'ensemble de ces facteurs favorise l'anoxie, modifiant ainsi la mobilité de certains ETM tels que le manganèse et le fer, dont les formes réduites sont plus mobiles dans le sol que les formes oxydées. Outre l'influence directe du potentiel redox du



milieu sur l'état d'oxydation des ETM et donc leur mobilité, ce facteur intervient également sur les composants du sol qui fixent les métaux. Ainsi, en conditions d'aération satisfaisantes du sol, les composés ferriques et manganiques sont très peu solubles et immobilisent donc les métaux qui leur sont associés. À l'inverse, en conditions d'aération limitantes résultant, par exemple, du compactage ou de la battance du sol, les composés du fer et du manganèse sont réduits et solubilisés, libérant ainsi les éléments-traces qui leur étaient associés.

#### **II.6.2.3. Température et humidité du sol**

Elles jouent un rôle indirect en favorisant l'activité biologique du sol, et donc la production de substances acides ou complexantes issues de la biodégradation de matières organiques. L'élévation de température agit directement sur la dissolution de composés fixant un ETM, facilitant ainsi leur libération dans le sol. L'humidité agit également directement dans les processus de précipitation et de solubilisation. Par ailleurs, un excès d'humidité peut conduire à un défaut d'aération du sol, dont les conséquences ont été précisées plus haut.

#### **II.6.2.4. Apport de matière organique**

La teneur en matière organique permet d'immobiliser les ETM du sol qui ont pour elle une grande affinité, mais la minéralisation ultérieure peut les remettre en solution, il ne s'agit donc que d'une immobilisation temporaire.

### **II.6.3. Localisation et mobilité des principaux micropolluants métalliques dans les sols**

La présence de métaux lourds dans l'environnement résulte de causes naturelles et anthropiques. Les métaux lourds sont des éléments chimiques qui peuvent être toxiques à des concentrations élevées. Ils ont une grande variabilité dans leur toxicité en fonction de leur espèce chimique, de leur solubilité, de leur mobilité, de leur biodisponibilité et des propriétés des milieux où ils se trouvent. Les sources naturelles incluent les dépôts atmosphériques, l'érosion des sols, les éruptions volcaniques et les processus géologiques. Les activités humaines telles que l'agriculture, l'industrie, les transports et l'utilisation de produits chimiques peuvent également contribuer à la contamination des sols, des eaux et de l'air par des métaux lourds. Les effets des métaux lourds sur les organismes et l'environnement sont très variables en fonction de la dose, de la durée d'exposition et de la sensibilité des organismes concernés.

### **II.6.3.1. Fer**

Dans des conditions aérobies,  $\text{Fe}^{2+}$  est oxydé en  $\text{Fe}^{3+}$  qui précipite sous forme d'oxydes insolubles. Dans le sol, le fer présente une grande affinité pour les complexes organiques et les chélates. Ces composés interviennent dans la migration du fer dans les horizons du sol. Le fer est assez mobile dans les sols acides et anaérobies régulièrement (sous forme réduite  $\text{Fe}^{2+}$ ).

### **II.6.3.2. Nickel**

En raison de sa forte propension à se lier à la matière organique, le nickel est en grande partie associé à cette fraction dans les horizons de surface des sols limoneux. On le trouve également lié aux carbonates dans les sols calcaires. Dans les sols sableux, une grande partie demeure à l'état échangeable. Du fait de l'extraction facile du nickel des boues par des réactifs doux, il est susceptible de migrer dans le profil pédologique.

### **II.6.3.3. Plomb**

L'argile et surtout la matière organique représentent les phases d'adsorption dominantes du plomb. A pH acide ou neutre, les ions  $\text{Pb}^{2+}$  et  $\text{Pb}(\text{OH})^+$  prédominent dans la solution du sol ; quand le pH augmente, ces formes sont remplacées par  $\text{Pb}(\text{OH})_2$ ,  $\text{Pb}(\text{OH})^{3-}$  et  $\text{Pb}(\text{OH})_4^{2-}$ . La concentration du plomb dans la solution du sol est extrêmement faible, comprise entre  $10^{-8}$  et  $10^{-9}$  M. Le plomb est l'un des ETM les moins mobiles du sol. Ainsi, entre pH 5 et 9, et à concentration molaire identique, le plomb est 100 fois moins mobile que le cadmium.

### **II.6.3.4. Zinc**

La forme la plus courante et la plus mobile du zinc dans les sols est  $\text{Zn}^{2+}$  qui est facilement adsorbée sur les composants minéraux (argiles, hydroxydes de fer et d'aluminium) et organiques, ce qui conduit à une accumulation dans les horizons superficiels. Le zinc est considéré comme facilement soluble par rapport aux autres ETM dans les sols, il est très mobile et disponible dans les sols légers et acides.

## **II.7. Pollution métallique des sols irrigués par les eaux usées**

La contamination des sols par les métaux lourds présents dans les eaux usées a fait l'objet de nombreuses études en environnement en raison de la consommation croissante de cultures irriguées par ces eaux (Parashar et Masih, 2013 ; Woldetsadik et al., 2017). En effet, la qualité des aliments peut être compromise si les sols sont contaminés par ces métaux lourds. Les métaux lourds sont des éléments métalliques ou métalloïdes qui peuvent causer de la pollution et de la toxicité dans les sols (Hazrat et Ezzat, 2017). L'irrigation à long terme avec des eaux

usées est l'une des principales sources de concentration de métaux lourds tels que le chrome, le cuivre, le plomb, le nickel, le zinc, le mercure, le cobalt et le manganèse (Zuwei et al., 2015 ; Mohanty et al., 2020). Cette pratique est utilisée à l'échelle mondiale pour compenser la rareté des eaux de surface et des eaux souterraines. Cependant, l'utilisation d'eaux usées non traitées ou mal traitées est devenue un problème majeur dans le monde entier (Barakat et al., 2019b). Dans de nombreuses villes, les eaux usées sont rejetées dans les rivières et les canaux d'irrigation sans aucun traitement (Woldetsadik et al., 2017). Les eaux usées proviennent de différentes sources, mais la principale est d'origine domestique et industrielle.

### **III. Caractéristiques physico-chimiques de sol**

#### **III.1. Définition du sol**

Le sol peut être défini de différentes manières depuis la naissance de la pédologie. Selon Demolon (1949), le sol est la formation naturelle de surface à structure meuble et d'épaisseur variable, résultant de la transformation de la roche-mère sous-jacente sous l'influence de divers processus physiques, chimiques et biologiques. L'association Française d'Étude de sol (AFES), quant à elle définit le sol comme 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 pédogenèse, comportant le plus souvent plusieurs horizons correspondant à une organisation des constituants organiques et/ou minéraux, résultat de la pédogenèse et de l'altération du matériau parental. Enfin, une approche fonctionnelle décrit le sol à partir des interactions entre ses différents constituants, qu'ils soient inertes ou qu'il s'agisse d'êtres vivants végétaux ou animaux. En synthèse, le sol est la couche supérieure de l'écorce terrestre à structure meuble et d'épaisseur variable, riche en matériau hétérogène composé d'éléments minéraux et organique en interactions complexes, et issue de l'altération de la roche mère sous-jacente, au cours du temps, sous l'action combinée des facteurs physiques, climatiques et biologiques. Le sol est le lieu d'une intense activité biologique et présente des propriétés émergentes, dépassant la simple addition des propriétés géologiques et biologiques.

#### **III.2. Processus de formation du sol**

Un sol est le résultat d'une série de phénomènes lents et complexes désignés sous le nom d'altération, sous l'action de plusieurs facteurs tels que le climat, les organismes et le relief, qui interviennent sur des milliers d'années. Le sol n'est donc pas un ensemble statique de corps matériels, c'est avant tout un complexe dynamique évoluant au cours du temps. Généralement la formation du sol est résumée en trois stades (Figure 3) (Ruellan, 1993):

- **Stade 1** : la roche mère subit des altérations (fragmentation et hydrolyse) sous l'action

du climat.

- **Stade 2** : la végétation s'installe puis se décompose en matière organique, donnant naissance à une mince couche organo-minérale (sol peu évolué).
- **Stade 3** : le sol se différencie en couches appelées horizons.

La caractérisation d'un sol consiste généralement à décrire et à définir les propriétés de ses horizons. Les pédologues utilisent une nomenclature qui désigne les horizons par les symboles H, O, A, E, B, C et R (Duchaufour, 1960 ; Baize et Jabiol, 1995 ; Schoeneberger et al., 2012). Les horizons C et R ne devraient pas être considérés comme des « horizons pédologiques », mais plutôt comme des « couches », car leurs caractéristiques ne résultent pas de facteurs pédogénétiques. Ils figurent dans la liste des horizons principaux parce qu'ils sont importants pour le profil du sol (Figure 4) (FAO, 1967).

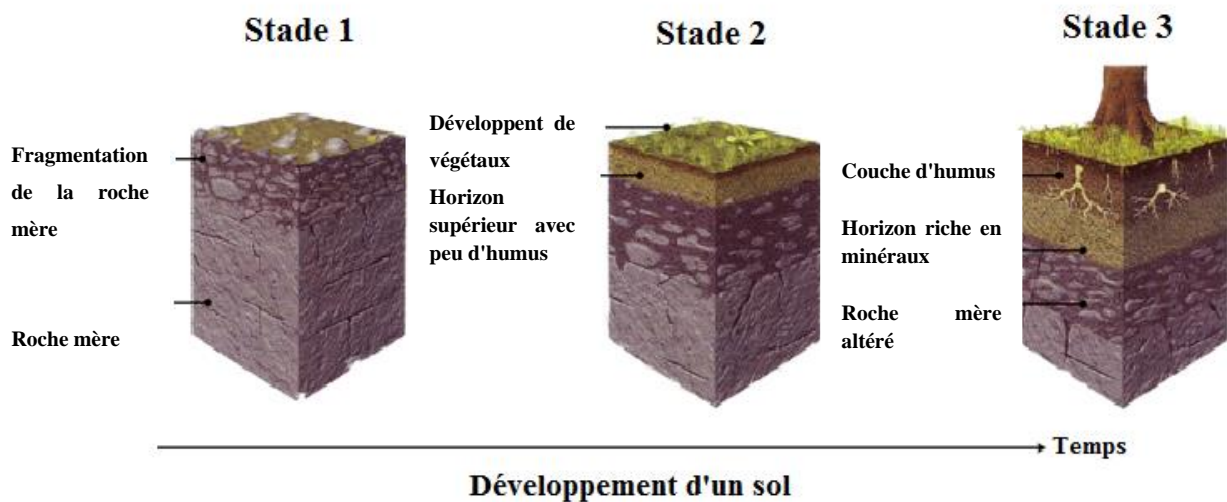


Figure 3: Représentation schématique de l'évolution d'un sol

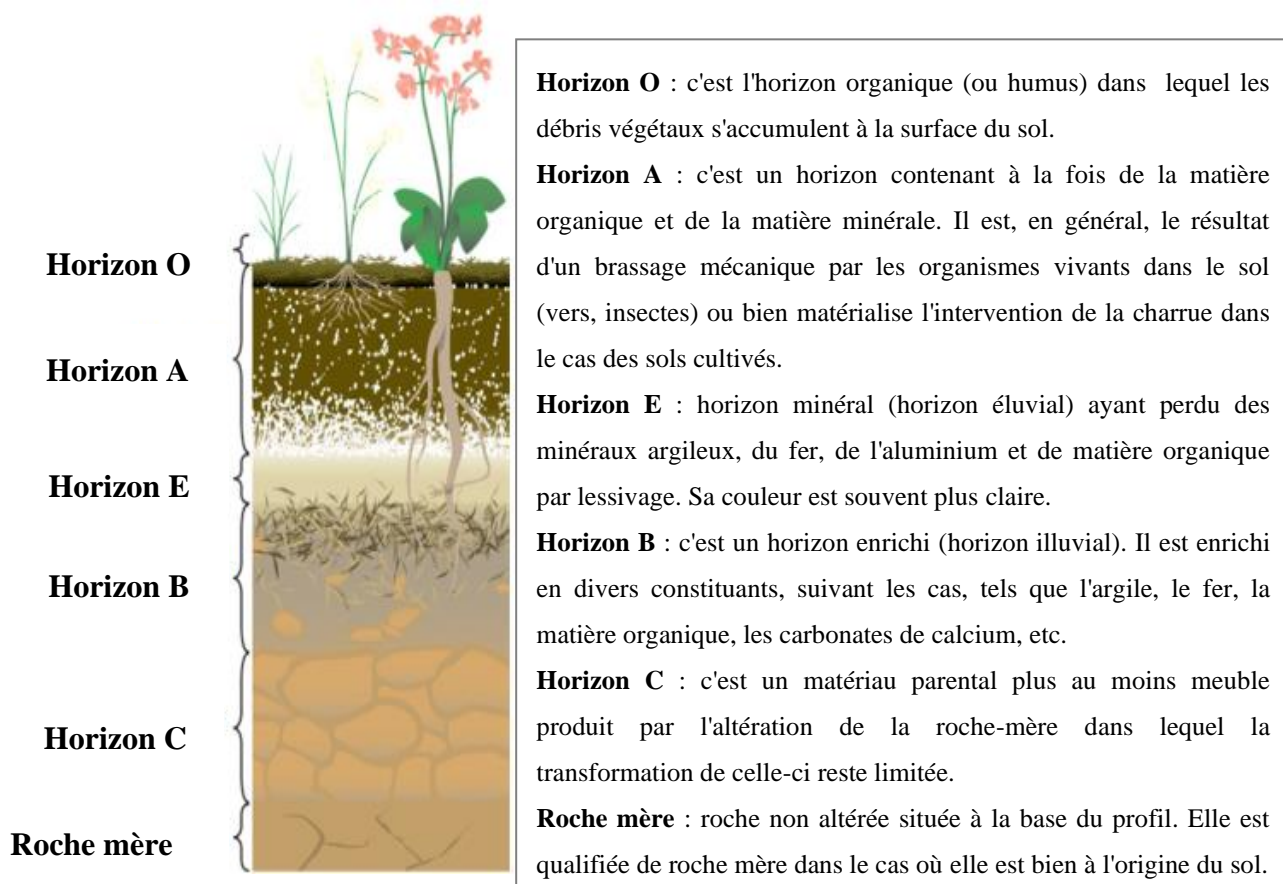


Figure 4: Représentation schématique d'un profil du sol

### III.3. Constituants du sol

Le sol n'est pas une entité parfaitement définie et complètement caractérisée sur les plans morphologique, hydrique, minéralogique et biologique. C'est un milieu complexe et hétérogène composé de quatre constituants, dont les trois premiers sont définis par les états de la matière (Robert, 1996) : la phase solide, liquide et gazeuse. Le dernier constituant est lié à l'activité biologique (Calvet, 2000 ; Calvet, 2003a). Ces quatre constituants sont en interaction constante via différents processus physiques, chimiques et biologiques.

En termes de répartition (Figure 5), la phase solide est la plus importante et représente généralement plus de 50 % du volume total du sol. Elle est constituée de deux fractions distinctes : la fraction minérale (environ 46 %) et la fraction organique (environ 4 %). Les deux phases fluides (liquide et gazeuse) se partagent le reste du volume en occupant les porosités dans des proportions variables dépendant de l'état d'hydratation du sol. L'une de ces deux phases peut ne pas être représentée dans le cas de conditions extrêmes (Hillel, 2004a) : sol complètement sec (absence de phase liquide) ou saturé en eau (absence de phase gazeuse). Cependant, dans le cas général, un sol contient les trois phases.

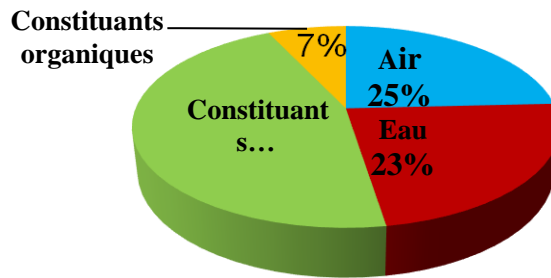


Figure 5: Schéma de la composition (en %) d'un sol (Hillel, 2004a)

### III.3.1. Phase solide

La phase solide du sol est constituée d'un mélange de composants organiques et inorganiques (minéraux) dont les proportions sont variables. Certains sols sont presque exclusivement minéraux, comme les sables désertiques, tandis que d'autres sont très riches en matière organique (MO), comme les tourbières. De plus, les sols cultivés contiennent des pourcentages variables en MO (entre 1 % et 20 %) et en fraction minérale (Sposito, 1989 ; Calvet, 2003a).

### III.3.2. Fraction organique

La fraction organique du sol est un complexe hétérogène, composée de débris végétaux et animaux ainsi que de micro-organismes vivants. La matière organique subit une décomposition microbienne qui peut conduire soit à une minéralisation primaire, où les composés simples sont transformés en composés minéraux solubles ou gazeux, soit à une humification, où les composés simples sont réorganisés et polymérisés en substances humiques ou humus plus complexes et stables (Figure 6). La matière organique est une source importante d'azote et d'éléments nutritifs pour les plantes et les organismes du sol, ainsi qu'un filtre pour les eaux et l'air. Elle est constituée principalement de matière organique fraîche, qui a une capacité de rétention des éléments nutritifs comparable à celle des argiles.

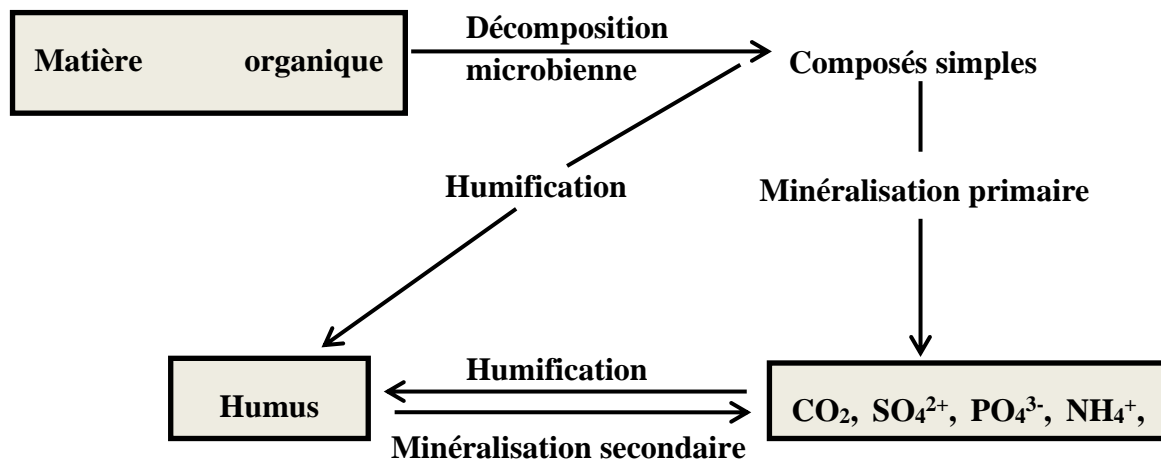


Figure 6 : Schéma de l'évolution de la matière organique dans le sol (Duchaufour, 2001)

### III.3.3. Fraction inorganique

La fraction inorganique ou minérale des sols est composée d'un mélange de minéraux résultant de l'altération physique et chimique de la roche mère. Ces minéraux sont très divers dans leur nature et sont classés selon leur taille de particules (Hénin, 1976) (Tableau 2). Deux catégories de minéraux peuvent être trouvées dans les sols : les minéraux primaires et les minéraux secondaires (Quénéa, 2004). Les minéraux primaires proviennent directement de l'altération physique de la roche mère. Ils sont appelés les minéraux hérités (Duchaufour, 1997) et sont généralement des minéraux silicatés peu altérables, tels que le quartz ou certains feldspaths. Cependant, ils peuvent également provenir de roches sédimentaires comme les carbonates de calcium (calcite) ou les carbonates de calcium et de magnésium (dolomite). Les minéraux secondaires (tels que les argiles, les hydroxydes de fer et les ions) sont de petite taille et résultent de différents types de processus chimiques ayant modifié la composition du matériau d'origine. Ces processus peuvent être la dissolution, l'hydrolyse, l'oxydo-réduction, la précipitation, la complexation et la néoformation (Segalen, 1966 ; Duchaufour, 2001 ; Calvet, 2003a).

Tableau 2 : Dimension et propriété des éléments minéraux composants le sol (Hénin, 1976)

Éléments minéraux	Diamètre (µm)	Absorption des ions	Rétention de l'eau	Perméabilité
Argile	<2	Forte	Forte	Faible
Limon fin	2 - 20	Faible	Moyenne	Faible
Limon grossier	20 - 50			
Sable fin	50 - 200	Nulle	Faible	Forte
Sable grossier	200 - 2000	Nulle	Nulle	Forte

### III.3.4. Phase liquide

La phase liquide du sol, également appelée solution du sol, partage la porosité du sol avec la phase gazeuse et est composée d'eau dans laquelle se dissolvent de nombreux composés issus à la fois de l'altération et de la solubilisation de la phase solide (Sposito, 1989; Bourrié et Lelong, 1994; Calvet, 2003a; Bruand et Coquet, 2005). Ces composés existent sous différentes formes, allant des ions monoatomiques aux particules colloïdales en passant par de nombreuses molécules. Leur concentration dans la solution du sol est déterminée par des phénomènes de dissolution, de désorption, de précipitation et d'adsorption (Calvet, 2003a;

Gobat et al., 2010). La phase liquide joue un rôle crucial dans la chimie des sols car elle favorise les déplacements de matière et permet aux composés réactifs d'interagir avec leur environnement. Enfin, la solution du sol est d'une grande importance agronomique car elle est le siège des éléments nutritifs, qui sont présents sous forme solubilisée et désignés généralement par les termes « assimilables » ou « biodisponibles » (Juste, 1988a; Coïc et Coppenet, 1989; Fardeau, 2000).

### **III.3.5. Phase gazeuse**

La phase gazeuse du sol, également appelée atmosphère du sol, est constituée principalement de diazote (N<sub>2</sub>) et de dioxygène (O<sub>2</sub>) dans des proportions sensiblement identiques à celles de l'atmosphère (78% N<sub>2</sub> et 21% O<sub>2</sub>). Cependant, elle peut contenir également d'autres gaz provenant de l'activité biologique. Sa composition est influencée par deux facteurs principaux : la profondeur, qui réduit les échanges avec l'atmosphère, et l'activité biologique, qui entraîne une consommation de dioxygène et une production de dioxyde de carbone par la respiration des organismes présents dans le sol (Gobat et al., 2010). La présence de dioxyde de carbone dans la phase gazeuse du sol influence son pH et la chimie des carbonates. La phase gazeuse circule dans le sol à travers les pores et les espaces entre les particules solides.

### **III.3.6. Fraction biologique du sol**

La fraction biologique du sol n'a pas été prise en compte dans ces travaux, mais sa composition et son influence sur le sol ont été brièvement présentées. Plusieurs études ont été réalisées pour mieux comprendre le fonctionnement biologique des sols (Cluzeau et al., 2012 ; Bourgeois, 2015).

La fraction biologique du sol peut être divisée en deux grandes catégories :

- Les organismes vivants, également appelés la biomasse. Ils peuvent être d'origine végétale, animale ou microbienne.
- La matière organique du sol.

## **III.4. Caractéristiques du sol**

### **III.4.1. Caractéristiques physiques**

#### **III.4.1.1. Texture**

La texture du sol dépend directement de la fraction de particules minérales qui le composent ; la roche mère, en s'altérant, se décompose en particules plus ou moins grosses (< 2 mm) qui, en fonction de leur granulométrie, vont donner trois catégories : les argiles (< 2



μm), les limons (2-50 μm) et les sables (50-2000 μm). Le pourcentage de chacun de ces composés minéraux détermine la texture du sol, et leur répartition est habituellement représentée par un graphique ternaire ou triangle de texture (Baize, 2000; Ridremont et al., 2011) (Figure 7). Au niveau international, la classification la plus utilisée est celle de l'USDA (1975) (Panagos et al., 2012). Ce triangle permet de classer les sols en douze classes texturales. La texture du sol a des effets sur la densité, la porosité et la circulation de l'eau et de l'air. Ainsi, la plupart des systèmes de classification des sols sont basés sur la texture (Chesworth, 2008).

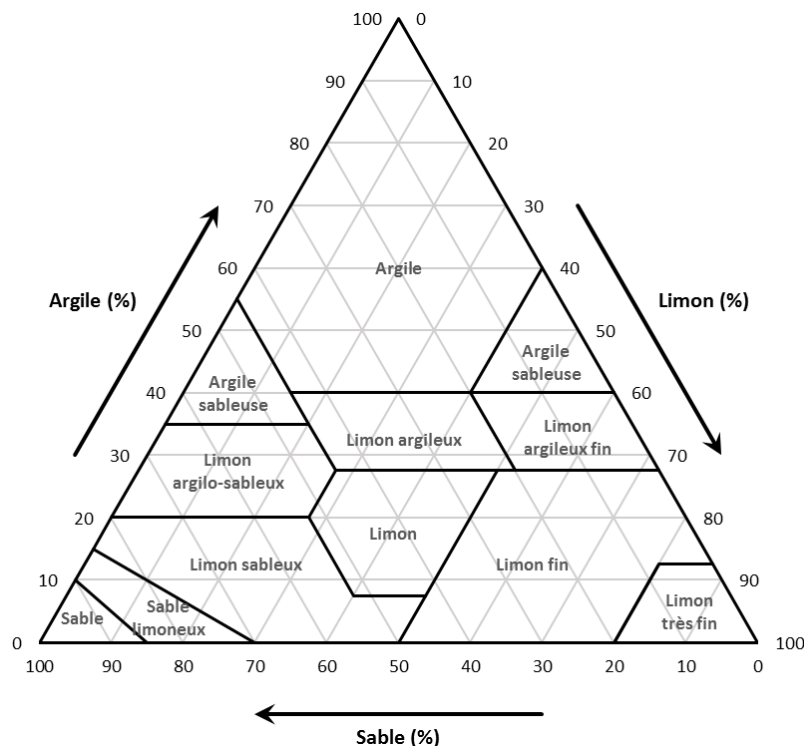
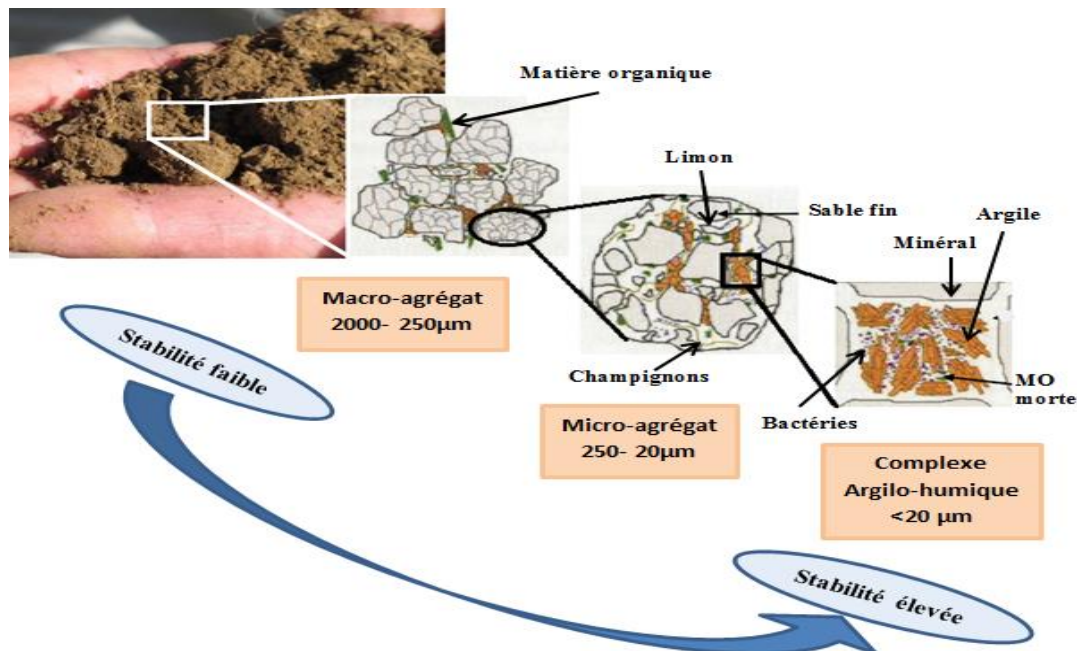


Figure 7 : Triangle de texture proposé par l'USDA en 1975

### III.4.1.2. Structure

La structure du sol fait référence à la taille, la forme et la disposition des constituants des sols (Dexter, 1988). Les différentes particules de sable, de limon et d'argile sont cimentées entre elles par différents agents de liaison (organiques ou minéraux) et forment des agrégats (Bronick et Lal, 2005). L'assemblage des agrégats suit une organisation structurale hiérarchique, dont les particules fines (< 20 μm) telles que les argiles et la matière organique s'assemblent par l'intermédiaire de cations polyvalents (ponts calciques, ponts aluminium), d'hydroxydes de fer ou d'aluminium (Whalen et Sampedro, 2010). Cette association constitue le complexe argilo-humique (CAH) ou le complexe adsorbant du sol. Les complexes argilo-humiques s'agglomèrent aux particules minérales plus grosses (limon et sable fin) pour former des microagrégats (20 et 250 μm). La collision des microagrégats avec des particules

de sable grossier et des racines aboutit à la formation de macroagrégats dont la taille est supérieure à 2000  $\mu\text{m}$  (Tisdall et Oades, 1982; Whalen et Sampedro, 2010 ; Figure 8). Enfin, les micro et macro-agrégats s'agrègent de façon plus ou moins stable et forment ainsi des structures poreuses dans lesquelles circulent la solution du sol, les phases gazeuses et les éléments dissous (Neira et al., 2015).



**Figure 8 :** Organisation hiérarchique des différentes particules organiques et minérales du sol en agrégats, et leur stabilité relative

### III.4.2. Caractéristiques chimiques

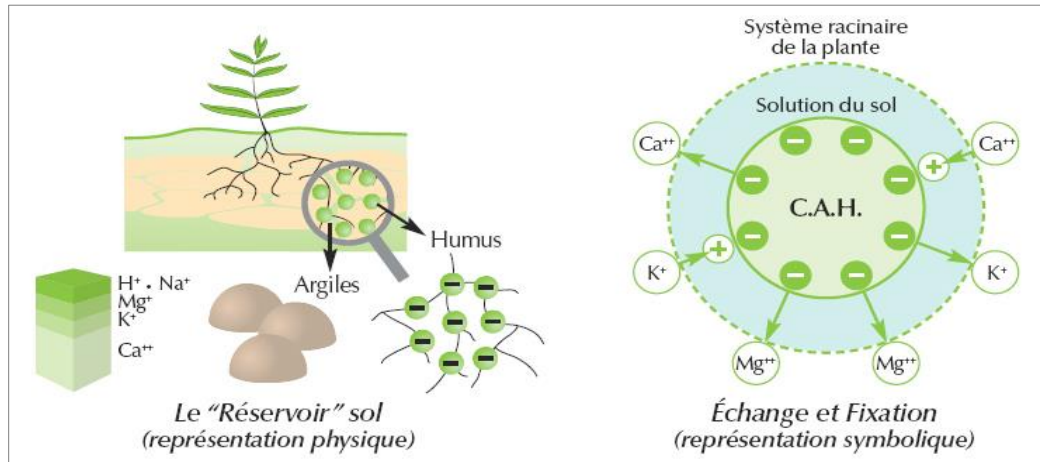
Le sol est une matrice réactive qui est composée d'éléments chargés, minéraux et organiques. Ces éléments interagissent entre eux et confèrent au sol des propriétés chimiques qui interviennent, entre autres, dans la nutrition des plantes. Plusieurs propriétés peuvent être prises en compte, mais nous nous concentrerons seulement sur les plus importantes.

#### III.4.2.1. Complexe argilo-humique (CAH)

L'argile et l'humus sont dotés de charges négatives mais s'associent par l'intermédiaire de cations polyvalents (ponts calciques, ponts aluminium), d'hydroxydes de fer ou d'aluminium et d'aluminosilicates (Tisdall et Oades, 1982). Cette association constitue le complexe argilo-humique (CAH), ou complexe adsorbant du sol (Figure 9). Le CAH présente une charge globale négative qui lui permet de fixer des cations, et dans une moindre mesure des anions (Chenu, 2001; Doucet, 2006).

Les ions sont retenus sous forme échangeable. Lorsque la concentration en ions est modifiée dans la solution du sol (par exemple par prélèvement par les racines des plantes),

certaines ions fixés sur le CAH passent en solution (désorption) et sont remplacés par d'autres ions présents auparavant dans la solution du sol (adsorption) (Gobat et al., 2010). À travers la formation du complexe argilo-humique, l'argile préserve la matière organique du sol et facilite son accumulation dans le sol (Campbell et al., 1999).



**Figure 9 : Formation du Complexe argilo-humique et de la Capacité d'échange cationique**

### III.4.2.2. Capacité d'Échange Cationique (CEC)

La Capacité d'Échange Cationique (CEC) mesure le nombre de sites électronégatifs sur le complexe argilo-humique (Waxman et Smits, 1968). En permanence, il y a des échanges de cations échangeables ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ) entre ces sites électronégatifs et la solution du sol (Figure 9). Le taux de saturation en cations correspond au pourcentage des sites électronégatifs qu'ils occupent. Les cations sont donc retenus par le complexe argilo-humique ce qui évite leur lessivage. Plus la CEC est élevée, plus elle peut retenir des cations dans le sol ce qui améliore la structure du sol et permet d'alimenter correctement les végétaux. Cette propriété dépend directement de la teneur en argile et humus, d'une part, et de la nature de ces éléments et du pH du sol d'autre part. Elle s'exprime en milléquivalent (meq) par 100 g de sol sèc.

### III.4.2.3. Taux de saturation en cations basiques

Le taux de saturation est plus ou moins élevé lorsque le complexe est plus ou moins saturé en cations "échangeables". Le taux de saturation est le rapport entre la somme des cations basiques échangeables divisée par la CEC (Gobat et al., 2010). Pour une même valeur de la CEC, le taux de cations basiques peut varier d'un sol à l'autre en fonction de la composition chimique de la roche mère, de l'ajout de fertilisant et du lessivage du sol (Gobat et al., 2010). Pour obtenir l'efficacité maximale de la fertilisation, l'agriculteur devra maintenir la capacité d'échange cationique du complexe en favorisant la formation d'humus et en saturant le

complexe par des amendements basiques, le cas échéant.

#### III.4.2.4. pH

Le pH d'un sol détermine son degré d'acidité ou de basicité (alcalinité). D'une manière générale le pH se mesure sur une échelle de 1 à 14, un sol est neutre quand son pH est égal à 7, un pH inférieur à 7 caractérise un sol acide, alors qu'une valeur de pH supérieure à 7 fait référence à un sol basique (aussi qualifié d'alcalin) (Slessarev et al., 2016). Les sols ultra-acides (pH <3,5) et les sols très fortement alcalins (pH > 9) sont rares (USDA, 2017; Tableau 3). Le pH varie en fonction de la teneur du sol en dioxyde de carbone, en sels minéraux et en matières organiques.

Tableau 3 : *Classes de pH du sol (USDA, 2017)*

<i>Denomination</i>	<i>pH range</i>
<b>Ultra acide</b>	< 3.5
<b>Extrêmement acide</b>	3.5 – 4.4
<b>Très fortement acide</b>	4.5 – 5.0
<b>Fortement acide</b>	5.1 – 5.5
<b>Modérément acide</b>	5.6 – 6.0
<b>Légèrement acide</b>	6.1 – 6.5
<b>Neutre</b>	6.6 – 7.3
<b>Légèrement alcalin</b>	7.4 – 7.8
<b>Modérément alcalin</b>	7.9 – 8.4
<b>Fortement alcalin</b>	8.5 – 9.0
<b>Très fortement alcalin</b>	> 9.0

#### III.4.2.5. Capacité tampon d'un sol

Sous certaines conditions climatiques, les sols ont parfois tendance à s'acidifier. Selon leur composition et leur nature minérale, les sols peuvent réagir aux changements de pH en neutralisant l'acidité. Cette réaction chimique se nomme effet tampon ou "pouvoir tampon" (Wouters, 2014). Par exemple, un sol calcaire contient une bonne proportion de carbonate de calcium, un minéral basique. Il est donc en mesure de neutraliser chimiquement les acides avec ses ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{OH}^-$ . Les variations de pH, dans ce type de sol, seront donc moins importantes. De manière générale, les sols sableux (acides) ont une faible capacité tampon, alors que des sols fertiles riches en humus et en minéraux offrent une bonne capacité tampon (Aitken et al., 1990). Ils peuvent donc neutraliser l'acidité des sols, ce qui permet à ces sols de

conserver une richesse suffisante pour fournir aux végétaux les nutriments essentiels (Nair, 1996 ; Nduwamungu, 2006).

#### **III.4.2.6. Matières organiques**

La matière organique est connue comme un agent agrégeant qui augmente la cohésion entre les particules minérales en formant des complexes organo-minéraux, soit directement en établissant des liaisons entre les charges positives de la matière organique et les charges négatives des argiles, ou par l'intermédiaire de cations tels que  $Fe^{3+}$  et  $Al^{3+}$  (Bonneau et Souchier, 1987). La partie vivante de la matière organique du sol participe également à la formation de la structure du sol en créant des agrégats (Lee et Foster, 1991 ; Oades, 1993).

La fraction organique du sol a depuis longtemps été identifiée comme une composante majeure dans le maintien des fonctions clés du sol (Annabi et al., 2009). Ainsi, sur le plan chimique, les matières organiques interviennent dans la capacité d'échange cationique et la disponibilité d'éléments nutritifs pour les plantes (Bonneau et Souchier, 1987). En ce qui concerne les propriétés physiques, les matières organiques peuvent améliorer la capacité de rétention en eau des sols et réduire la compaction des sols (Stevenson, 1994 ; Arrouays et al., 2002).

#### **IV. Conclusion**

Le sol est une ressource naturelle essentielle mais difficilement renouvelable. Sa protection et sa préservation nécessitent une étude approfondie et un suivi durable sur les plans physique, chimique et biologique. Dans ce contexte, ce travail vise à mener des études approfondies sur la qualité des sols de la zone d'étude en utilisant des paramètres physiques et chimiques, le système d'information géographique (SIG) et des outils statistiques pour atteindre nos objectifs principaux, tels que la caractérisation physico-chimique des sols agricoles pour déterminer leur qualité et leur fertilité, ainsi que l'évaluation de l'impact de la contamination métallique sur l'environnement et la santé.

**CHAPITRE II : PRESENTATION DE  
LA ZONE D'ETUDE ET  
METHODOLOGIE DE TRAVAIL**

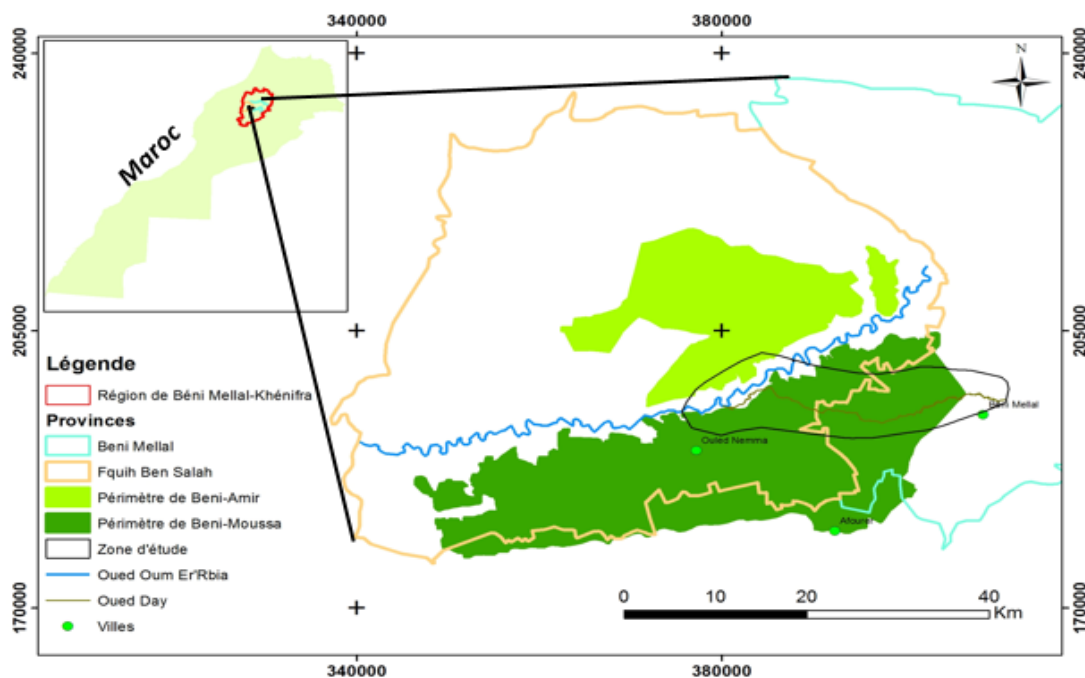
## I. Introduction

Ce chapitre est consacré à la présentation de la zone d'étude ainsi qu'à la méthodologie de travail utilisée, notamment les sites d'échantillonnage, la préparation des échantillons de sol, les techniques analytiques utilisées et les différentes méthodes statistiques de traitement des données acquises lors de cette thèse.

## II. Présentation de la zone d'étude

### II.1. Situation géographique

La zone d'étude fait partie de la région de Béni Mellal-Khénifra, qui est l'une des régions marocaines créées par le découpage territorial de 2015. Cette région regroupe les cinq provinces de Béni Mellal, Azilal, Fkih Ben Salah, Khénifra et Khouribga. Son chef-lieu est la ville de Béni Mellal, qui est située au centre de la partie nord du Maroc, entre le Haut Atlas et la plaine de Tadla. Elle se situe entre la longitude de  $6^{\circ}15'$  et  $6^{\circ}30'$  et la latitude de  $32^{\circ}15'$  et  $32^{\circ}30'$ . Béni Mellal est la ville principale de la région de Béni Mellal-Khénifra. La région de Béni Mellal-Khénifra est limitée à l'ouest par les régions de Casablanca-Settat et Marrakech-Safi, au sud par celle du Draâ-Tafilalet, à l'est par la région de l'Oriental et au nord par les régions de Fès-Meknès et Rabat-Salé-Kénitra. Au niveau provincial, la zone d'étude comprend une partie de la province de Fkih Ben Salah et une partie de la province de Béni Mellal (Figure 10).



La zone d'étude est délimitée par l'Oued Day, avec une superficie de 26563,54 ha. Cette rivière prend sa source au niveau de la ville de Béni Mellal, traverse le périmètre agricole de Beni Moussa (la plaine de Tadla) et les zones rurales avant de se jeter dans l'Oued Oum Er'Rbia comme exutoire. Tout au long de l'année, cette rivière transporte les eaux usées industrielles et domestiques de Béni Mellal et des zones périphériques sans aucun traitement préalable (Barakat et al., 2012 ; Hilali et al., 2020, 2021). Cependant, en hiver, cette rivière reçoit des affluents tels que l'Oued Sabek, l'Oued Ain El Ghazi, l'Oued Handak et l'Oued Kikou en raison de la fonte des neiges et des inondations (Barakat et al., 2012).

## II.2. Démographie

Selon le dernier Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH) de 2014 et le Centre d'Études et de Recherches Démographiques (CERED) de 2017 (CERED, 2017), la région de Béni Mellal-Khénifra compte 2520776 habitants, soit 7,48 % de la population totale du Maroc. La ville de Béni Mellal ne compte que 192553 habitants, ce qui représente 7,66 % de la population totale de la région de Béni Mellal-Khénifra (CERED, 2017).

## II.3. Cadre physique

### II.3.1. Altitude

La plaine du Tadla est caractérisée par des altitudes comprises entre 400 et 700 m, et couvre une surface de 3500 km<sup>2</sup> inclinée d'est en ouest. Elle est drainée par l'Oued Oum Er'Rbia qui vient s'y encaisser. La zone d'étude couvre également la partie la plus méridionale du plateau des phosphates.

Au niveau de la zone d'étude, l'altitude varie entre 300 et 500 mètres (Figure 11).

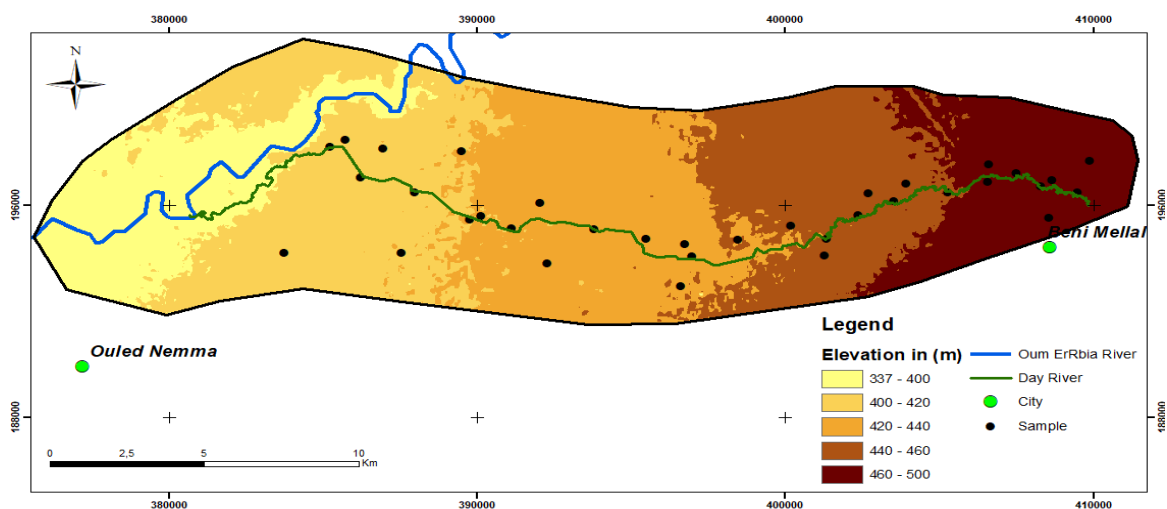


Figure 11 : Variation d'altitude de la zone d'étude

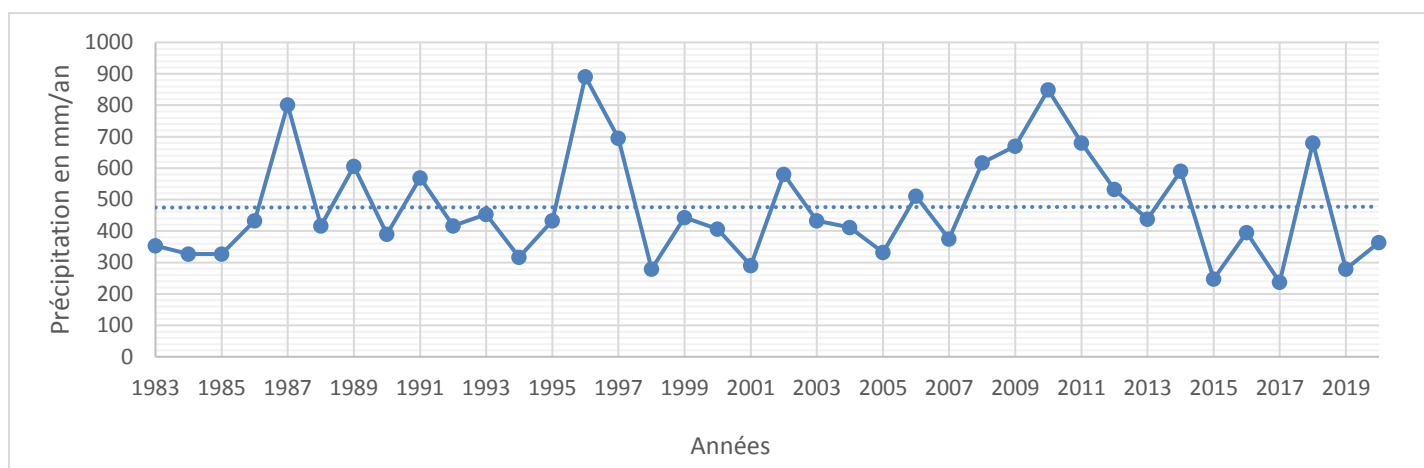


### II.3.2. Climat

La zone d'étude se caractérise par un climat méditerranéen avec une dominance de climat semi-aride, marqué par une saison sèche d'avril à octobre et une saison des pluies de novembre à mars, avec des températures allant de 38 à 40°C en été et de 3 à 4°C en hiver. Les précipitations moyennes sont de 259 mm par an (ABHOER, 2020). L'étude climatologique de la zone d'étude repose sur les enregistrements de la station météorologique de Béni Mellal depuis 1982.

#### II.3.2.1. Précipitation

Le diagramme des précipitations (Figure 12) indique le volume pluviométrique en mm de 1983 à 2020 dans la station climatologique de Béni Mellal. Durant cette période, les précipitations maximales ont été de 900 mm, enregistrées en 1996, avec une moyenne annuelle d'environ 480 mm.

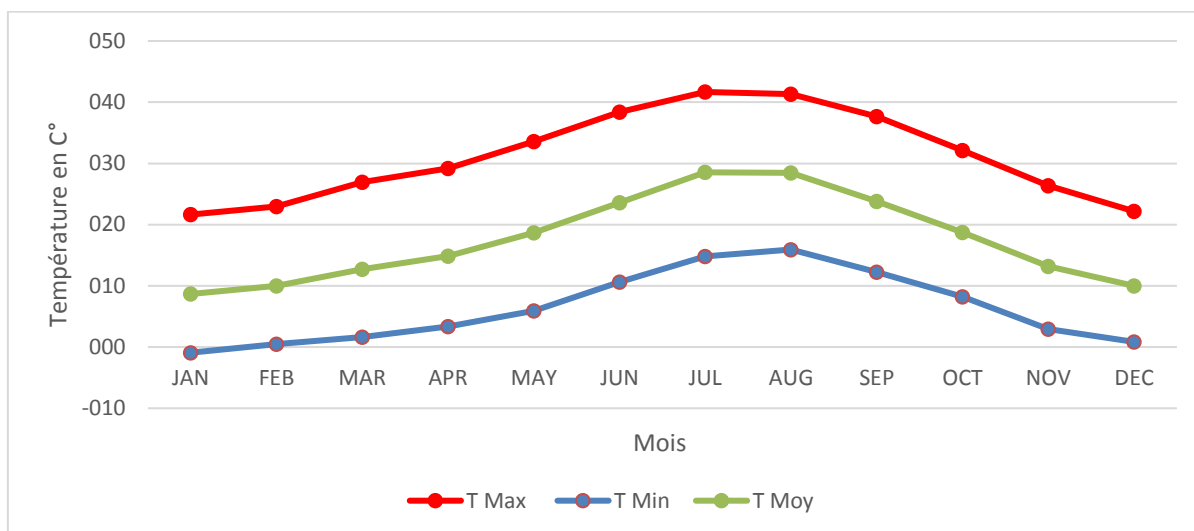


**Figure 12 : Evolution des précipitations interannuelles de 1983 à 2020 de Béni Mellal (ABHOER, 2020)**

Les précipitations interviennent essentiellement pendant les premiers mois de la campagne agricole et se prolongent jusqu'au mois de mai, et enregistrent une moyenne de 100 mm dans les zones arides et 300 mm dans les zones humides.

#### II.3.2.2. Température

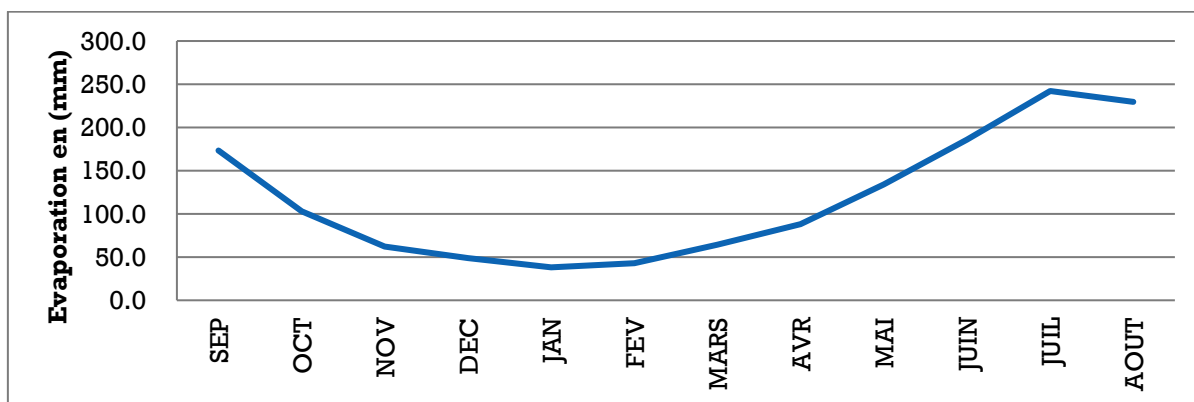
Le graphique des températures (Figure 13) indique l'évolution des moyennes mensuelles interannuelles des températures de 1983 jusqu'à 2020 dans la station de Béni Mellal. La température varie entre -1,8°C (Janvier 1993) et 48°C (Juillet 1991).



**Figure 13 :** Evolution des moyennes mensuelles interannuelles des températures de 1983 à 2020 de la station de Béni Mellal (ABHOER, 2020)

### II.3.2.3. Evaporation

Les valeurs moyennes mensuelles interannuelles de l'évaporation par Bac Colorado sont calculées sur une période de 37 ans (de 1983 à 2020) (Figure 14). Les valeurs maximales sont enregistrées pendant l'été en juillet 1994 avec une moyenne de l'ordre 314 mm. La valeur minimale a été observée en janvier 2009 avec une moyenne de l'ordre de 23 mm.



**Figure 14:** Evolution des moyennes mensuelles interannuelles de l'évaporation de 1983 à 2020 de la station de Béni Mellal (ABHOER, 2020)

### II.3.2.4. Le Vent

La figure 15 présente l'évolution des moyennes mensuelles interannuelles de la vitesse du vent de 1985 à 2020. Les vents dominants, de direction générale Est à Nord-Est, soufflent généralement le long de la vallée et en fin d'après-midi. Ils ont souvent une force importante durant toute l'année. Sur la période de 35 ans, les valeurs maximales ont été enregistrées pendant l'été, avec un pic de 1,78 m/s en juillet 1988, tandis que la valeur minimale a été

observée en décembre 2005. En été, des vents secs et chauds (chergui), provenant du Sud au Sud-Est, sont également fréquents.

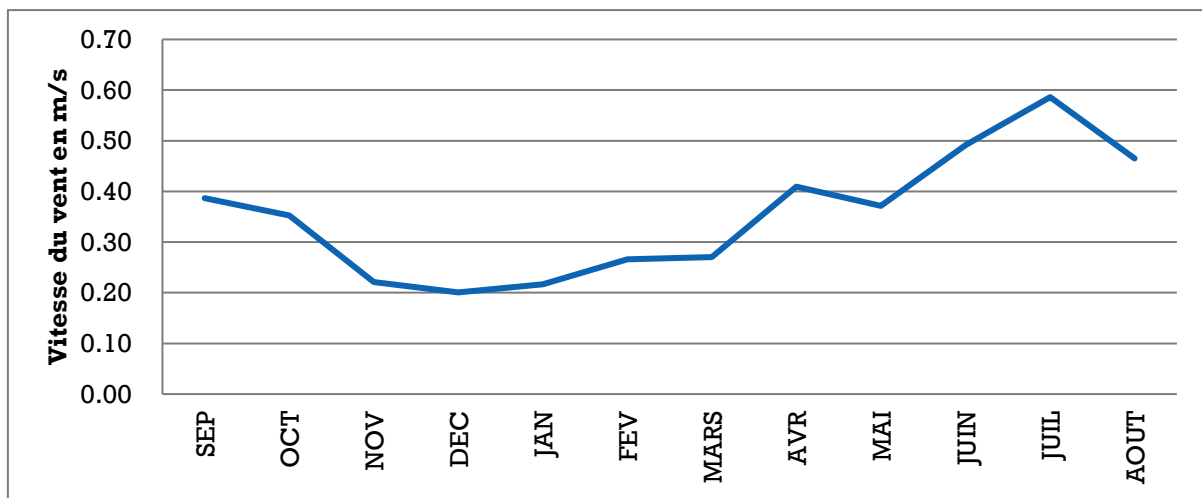


Figure 15 : Evolution des moyennes mensuelles interannuelles de la vitesse du vent de 1985 à 2020 de la station de Béni Mellal (ABHOER, 2020)

### II.3. Contexte géologique

La région est caractérisée par la présence de certains âges bien différenciés (Figure 16). La plaine du Tadla, gouttière synclinale, est remblayée par des dépôts mio-plio-quadernaires constitués d'alternances de conglomérats, de grès et de marnes et se terminant par des dépôts lacustres. Le domaine atlasique au Sud est constitué de deux entités avec le Moyen-Atlas méridional et le Haut-Atlas central à dominante calcaire. Dans le Haut-Atlas calcaire, le socle s'enfouit sous une épaisse couverture secondaire plissée. La structure géologique, de style alpin, est d'une grande complexité et résulte particulièrement de la phase Pontien-Pliocène. Le contact entre la plaine et la montagne se fait par l'intermédiaire d'une faille chevauchante d'orientation nord-est/sud-ouest. Le Dir correspond à une zone d'accumulation d'alluvions déposées en cônes de déjection aux débouchés des oueds issus de l'Atlas. Cette région est caractérisée également par la présence des plateaux des phosphates et des terrains d'âge paléozoïque qui font partie du Massif central. Les formations géologiques sont principalement constituées de calcaire, de marne et de grès. Elles s'étendent de l'âge paléozoïque jusqu'au quaternaire. (Bouchaou et al., 2009 ; Barakat et al., 2017a).

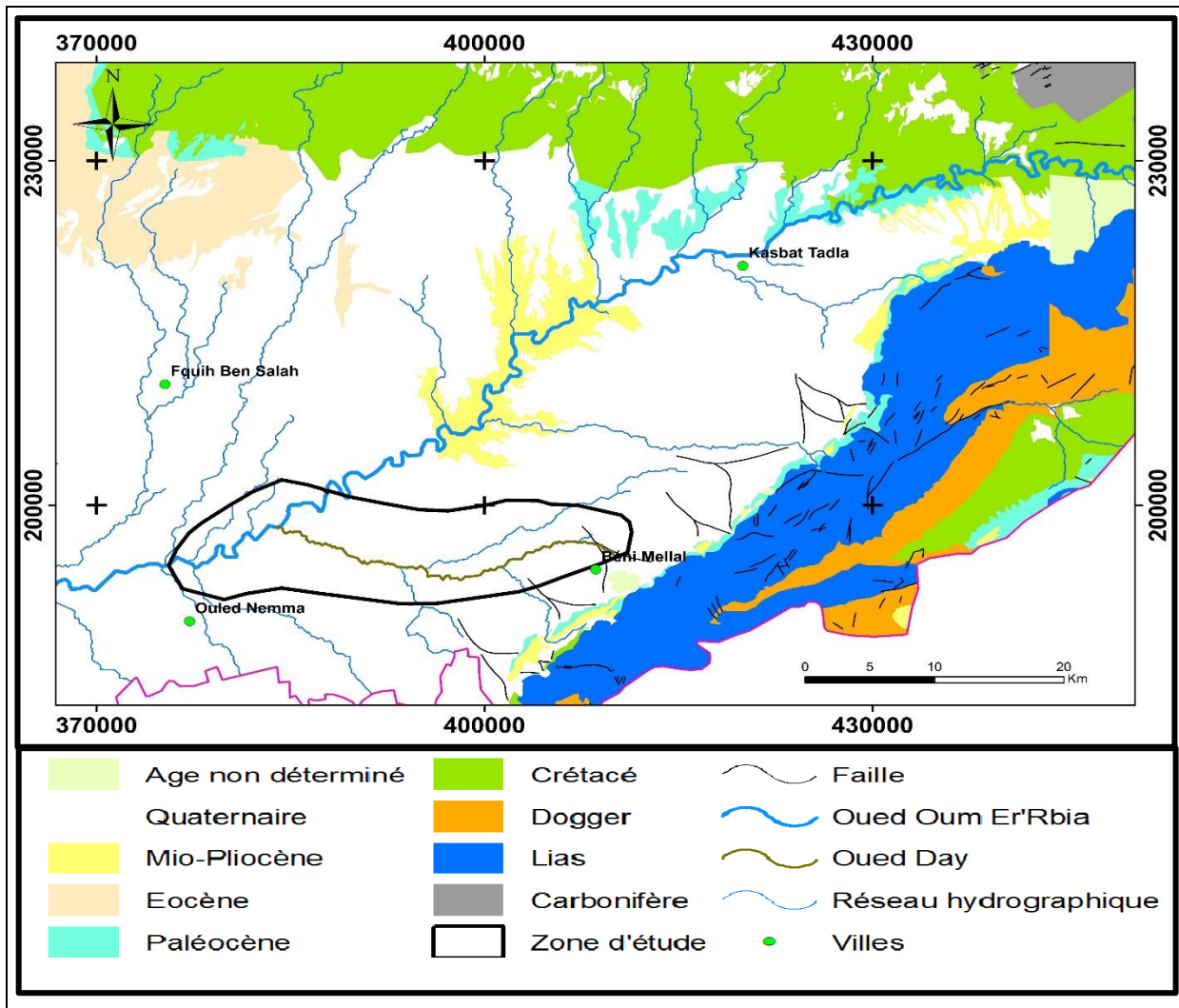


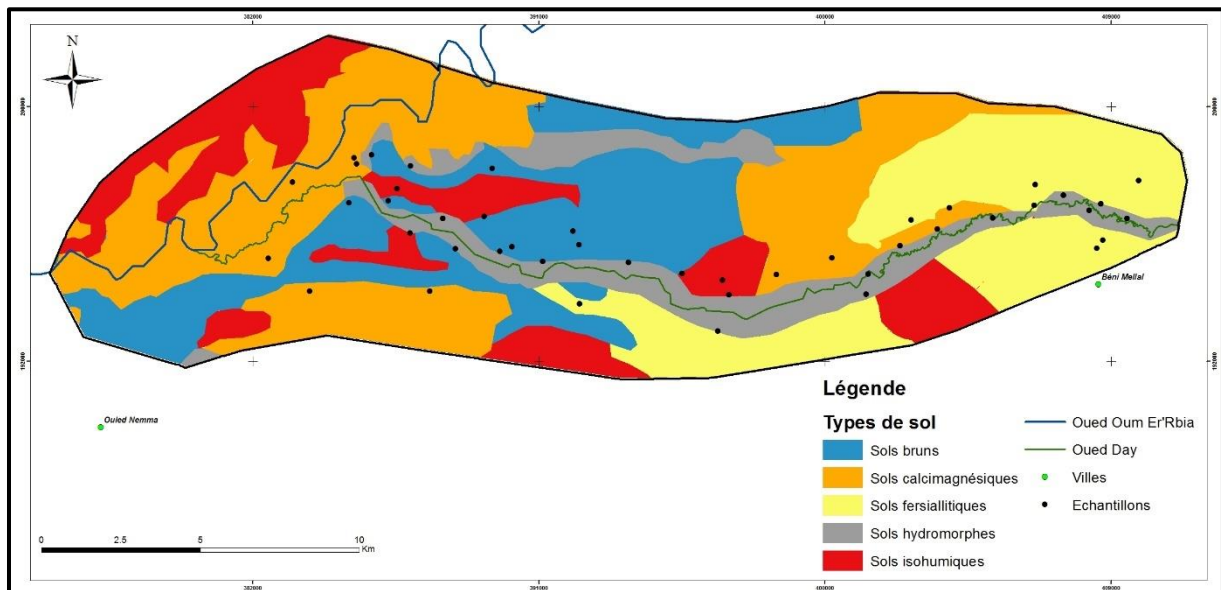
Figure 16 : Carte géologique de la région (issu par les cartes géologiques d'Afourer, Béni Mellal, Kasbat Tadla et Oued Zem avec une échelle de 1/100000, la carte géologique des plateaux de phosphate (1/200000) et la carte géologique de Rabat (1/500000))

#### II.4. Données pédologiques des sols de la zone d'étude

Selon la classification pédologique française des sols (Aubert, 1965), la zone d'étude est couverte par quatre principaux types de sols présentés dans la figure 17 :

- Les sols isohumiques sont très argileux (plus de 40 % d'argile), fortement rubéfiés sur l'ensemble du profil, et totalement décalcifiés en surface. Ils sont très profonds, de texture équilibrée et leur réserve en eau utilisable dépasse 60 mm. Leur structure est prismatique en profondeur, leur accumulation de calcaire par rapport à la roche-mère est importante. Sous végétation naturelle, ces sols châtaîns auraient 2 à 3 % de matière organique en surface (Ruellan, 1966 ; Billaux et Bryssine, 1970). C'est le type de sol le plus approprié pour l'agriculture, couvrant 11,21 % (2980,25 ha) de la zone d'étude.

- Les sols fersiallitiques se caractérisent par une profondeur moyenne, une structure poreuse et une capacité de rétention élevée. Ce type de sol est modérément adapté à l'agriculture et couvre 17,71 % (4710,20 ha) de la zone d'étude.



**Figure 17 : Carte pédologique de la zone d'étude (Jaminet 1953)**

- Les sols calcimagnésiques sont généralement formés sur des roches calcaires. Ils sont peu profonds, très calcaires, caillouteux, de texture équilibrée et ont une réserve en eau facilement utilisable variant entre 20 et 25 mm. Dans cette classe, les sols sont formés sur des alluvions calcaires. En fonction de leur degré d'évolution, ils font partie soit des sols peu évolués, soit des sols isohumiques (Badraoui et al., 1989). Ces sols se caractérisent par une décalcification partielle relativement à la roche mère, ce qui les différencie des sols peu évolués, et par l'absence d'accumulation et d'individualisation du calcaire, ce qui les différencie des sols isohumiques (Billaux et Bryssine, 1967 ; Badraoui et al., 1989). Ce type de sol est mal adapté à l'agriculture, couvrant une grande superficie de 53,26 % (14 163,70 ha). Ils sont rencontrés en particulier le long de l'Oued Oum Er'Rbia et de l'Oued Day, et sont répartis en deux sous-groupes :
  - Les sols rendzines : ce sont des sols très peu profonds, fortement carbonatés, contenant fréquemment des fragments de la roche mère. La matière organique est intimement liée à la matière minérale et assure une structure rendzine très stable, fine, souvent grumeleuse, mais parfois polyédrique.
  - Les sols bruns : ce sont des sols peu caillouteux, reposant sur une dalle ou une croûte calcaire dure en position de la pente. Leur teneur en matière organique est plus faible que dans les rendzines.

- Les sols hydromorphes sont peu profonds et se développent le long des vallées des principaux oueds. Ce type de sol est de très mauvaise qualité et ne convient pas à l'agriculture. Il couvre 17,82 % (4 738,83 ha) de la zone d'étude.

## II.5. Ressources en eaux

### II.5.1. Eaux souterraines

Le karst de la zone d'étude est bien développé dans les calcaires et dolomies du Lias inférieur et moyen, ainsi que dans les calcaires du Jurassique moyen et du Turonien. Ces terrains karstiques s'étendent sur quelques km<sup>2</sup> à environ 365 km<sup>2</sup> pour le plus important. Le système karstique d'Aïn Asserdoune est constitué soit d'un seul système, soit d'un nombre important de petits systèmes en lien avec les conditions géologiques, mais aussi les variations de niveau de base. Ces dernières sont responsables de la création de nombreux réseaux de conduits karstiques plus ou moins superposés (Bouchaou et al., 1997, 2009 ; Taïbi et al., 2015).

Les systèmes karstiques et les aquifères associés contribuent de manière remarquable à la pérennité et au soutien des étiages des rivières atlasiques, qui sont soumises aux contraintes climatiques méditerranéennes. Ils alimentent également un chapelet de sources qui jaillissent le long de la faille chevauchante du Tadla, tout au long du Dir (Figure 18).

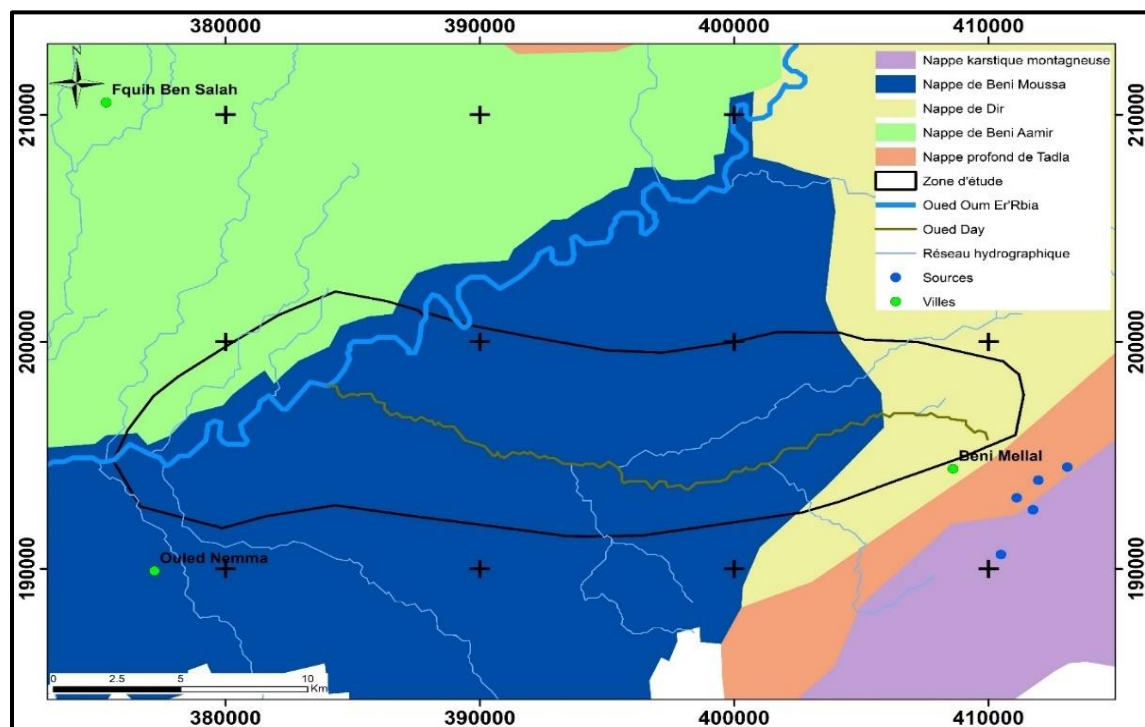


Figure 18 : Carte hydrogéologique de la zone d'étude

La plus importante des sources dans la zone d'étude est Aïn Asserdoune, qui alimente la ville de Béni Mellal et constitue l'exutoire principal de l'aquifère liasique. Elle présente un régime hydrologique simple, pluvial, avec deux périodes bien marquées : des hautes eaux de février à juin et des basses eaux à partir de la fin de l'été. Dans la plaine du Tadla, les ressources en eau souterraine proviennent d'un système aquifère multicouche comprenant des nappes phréatiques ainsi que des nappes captives de l'Eocène et du Turonien. La qualité des eaux est généralement bonne, bien que les nappes phréatiques soient polluées par les nitrates et caractérisées par une forte salinité (Bouchaou et al., 1997, 2009; Barakat et al., 2016).

### **II.5.2. Eaux de surface**

La plaine du Tadla est alimentée en eau de surface par le cours moyen de l'Oued Oum Er Rbia (Figure 18). Cet oued se trouve en position presque axiale dans la plaine du Tadla et est caractérisé par un débit annuel moyen de 35 m<sup>3</sup>/s, avec un maximum de 1700 m<sup>3</sup>/s et un minimum de 8 m<sup>3</sup>/s (Bouchaou et al., 1997, 2009).

Les oueds de cette région, avec des bassins versants atlasiques, sont caractérisés par des crues brutales qui génèrent régulièrement des dégâts dans la plaine où ils se jettent (Bouchaou et al., 1997, 2009 ; Barakat et al., 2016).

### **II.6. Occupation de sol**

Le traitement d'une image satellitaire Landsat-8 du capteur OLI nous a permis d'élaborer la carte d'occupation de sol (Figure 19) et la carte d'indice de végétation par différence normalisée (NDVI), (Figure 20).

La carte d'occupation du sol élaborée est un outil précieux pour comprendre la répartition spatiale des différentes utilisations des terres dans la zone d'étude. La différenciation entre les sols normaux et les sols irrigués par les eaux usées est une information importante car elle permet de mettre en évidence l'impact potentiel des pratiques agricoles sur l'environnement et la santé humaine.

En examinant la carte, on peut observer que la zone étudiée est principalement couverte par des sols agricoles, avec une forte proportion de sols irrigués par les eaux usées qui ont une couleur grise. La présence de terres irriguées par les eaux usées est également visible, notamment le long d'Oued Day et à proximité des zones urbaines ainsi que à côté des agglomérations.

Cela souligne l'importance d'une gestion efficace des eaux usées pour minimiser leur impact négatif sur l'environnement et la santé humaine. De plus, la carte peut aider à identifier

les zones où une réglementation plus stricte sur les pratiques agricoles et l'utilisation des eaux usées est nécessaire pour protéger la qualité des sols et des eaux souterraines.

La carte d'occupation du sol de la zone d'étude montre la présence de trois classe qui sont:

- Classe du bâti et des centres urbains qu'est composée de la ville de Béni Mellal, des centres urbaines, rurales et des petites agglomérations situées dans la zone d'étude ;
- Classe de sol qui est constitué par des sols utilisés en agriculture (sols agricoles) et des sols non cultivés (sols nus) ;
- Classe de la végétation qui présente le couvert végétal tels que les zones de végétation plus dense et moins dense, comme il est montré sur la carte d'indice de végétation (Figure 20).

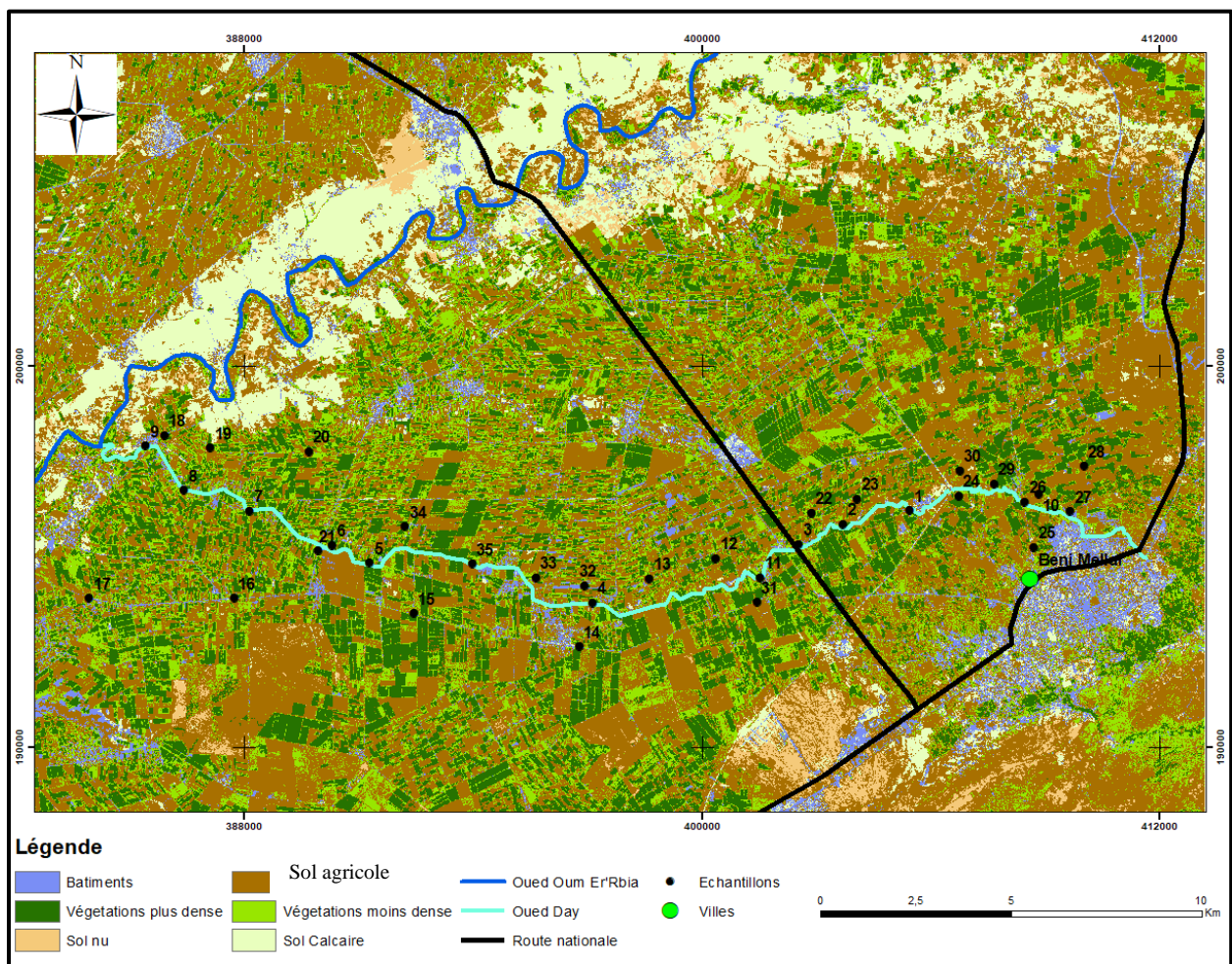


Figure 19 : Carte d'occupation du sol de la zone d'étude en 2017



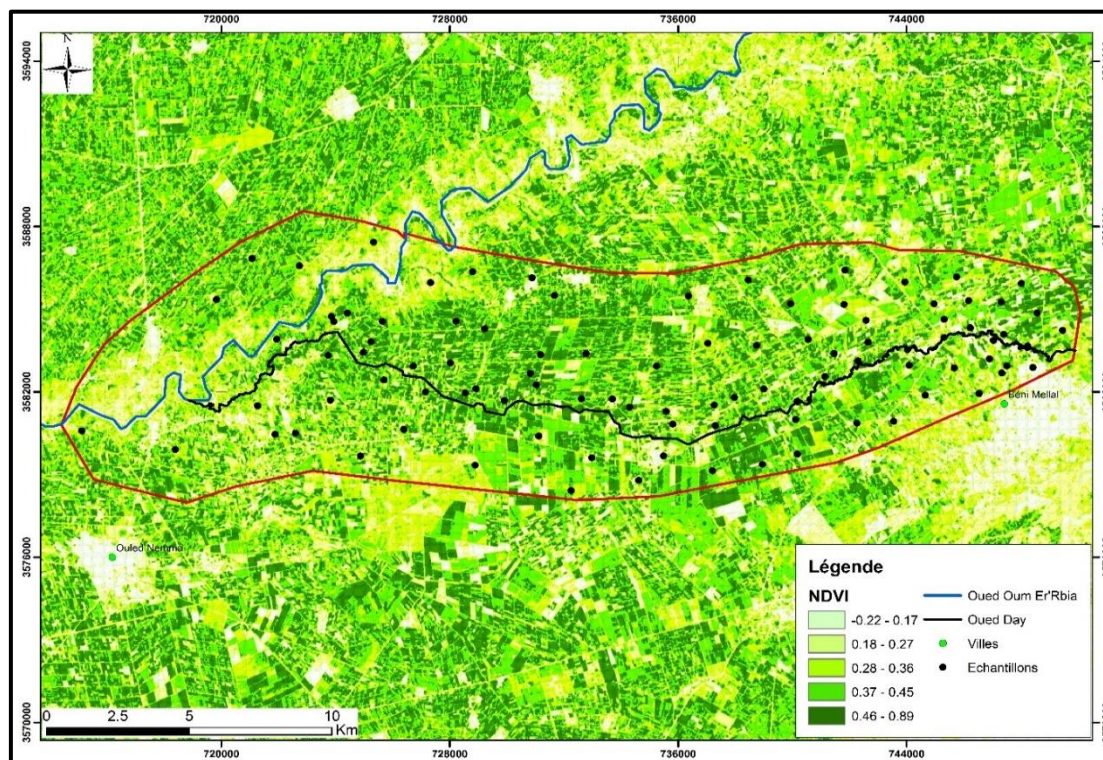


Figure 20 : Carte de l'indice de végétation (NDVI) de la zone d'étude en 2017

## II.7. Cadre socio-économique

Le secteur de l'agriculture, y compris l'élevage, est la principale activité économique de la région, employant plus de 225 000 actifs occupés et chômeurs ayant déjà travaillé dans l'agriculture (Taïbi et al., 2015). On distingue deux types de secteurs : un secteur "moderne" dans la plaine du Tadla, équipé en grande hydraulique à partir du barrage de Bin El Ouidane (périmètre de Beni Moussa) et Kasbat Zidania et Ahmed El Hansali (périmètre Beni Amir), et un secteur "traditionnel" en Bour ou en petite hydraulique. La plaine est divisée entre secteurs irrigués en grande hydraulique (49% de la SAU) et secteurs non équipés, où les cultures Bour sont majoritaires (51% de la SAU) (Zitouni et Ibouh, 2016). De plus en plus, l'agriculture intensive dans la zone d'étude se concentre sur les céréales, les fourrages (luzerne, betterave sucrière), les fruits (olives et agrumes) et les légumes, profitant des conditions et du climat favorables du sol, ainsi que de la présence de ressources en eau de surface et souterraines (Barakat et al., 2017a; Hilali et al., 2020).

Malgré ses importantes ressources en eau, la région peine à répondre aux besoins en eau d'irrigation, en raison des coûts élevés de l'irrigation et de l'utilisation des engrais, ainsi que des précipitations faibles et fluctuantes (Hilali et al., 2020). Par conséquent, les agriculteurs de cette zone d'étude dépendent de l'irrigation par drainage des eaux usées dans l'Oued Day pour irriguer leurs parcelles (Barakat et al., 2012).

### **III.Méthodologie de travail**

#### **III.1. Choix et description des stations d'étude**

En agriculture, comme dans de nombreux autres domaines, il est impossible de prélever la totalité de la terre de la zone d'étude pour réaliser une analyse, ce qui nécessite de fixer une stratégie d'échantillonnage. Cette stratégie doit définir un plan d'échantillonnage qui permet de localiser les différents prélèvements sur la carte de la zone d'étude et de définir le type d'échantillon à prélever.

Avant de commencer l'opération d'échantillonnage, une revue des données existantes a été effectuée, notamment l'historique de la région d'étude, les types de cultures, la topographie et les types de sols. Certaines de ces informations ont été obtenues à partir de cartes géologiques (à l'échelle 1/100 000) et topographiques (à l'échelle 1/50 000) de Béni Mellal, Afourer et Kasbat Tadla, ainsi que des photos aériennes et des images satellitaires. Toutes ces informations ont été utilisées pour localiser avec précision les zones à échantillonner.

#### **III.2. Types d'échantillonnage**

Trois types d'échantillons peuvent être prélevés pour l'étude des sols : les échantillons ponctuels et composites, les échantillons remaniés et non remaniés, et les échantillons de contrôle et d'assurance qualité. Dans la présente étude, nous avons opté pour le type d'échantillonnage ponctuel, qui consiste à prélever un échantillon en un seul point sur le terrain.

#### **III.3. Échantillonnage des sols**

Une stratégie d'échantillonnage a été mise en place pour caractériser les sols agricoles étudié et pour montrer l'impact possible de l'irrigation des sols par les eaux usées. Nous avons réalisé une campagne d'échantillonnage en mars et avril 2017 en répartissant les points de prélèvement dans toute la zone d'étude.

Au total, nous avons prélevé 85 échantillons représentatifs des sols agricoles en surface (0 à 30 cm) et 10 profils de sol (0 à 90 cm) pour couvrir l'ensemble de la zone d'étude en prenant en compte toutes les classes de sols présentes (Figure 21), malgré les différentes contraintes d'accès. Les échantillons de sol ont été placés dans des paquets de 1000 à 1500 g pour éviter toute contamination et ont été transportés immédiatement au laboratoire. Les coordonnées exactes de chaque échantillon composite ont été enregistrées à l'aide d'un système de

positionnement global (GPS) avec une précision de  $\pm 1$  m. La Figure 21 montre la répartition spatiale des échantillons prélevés.

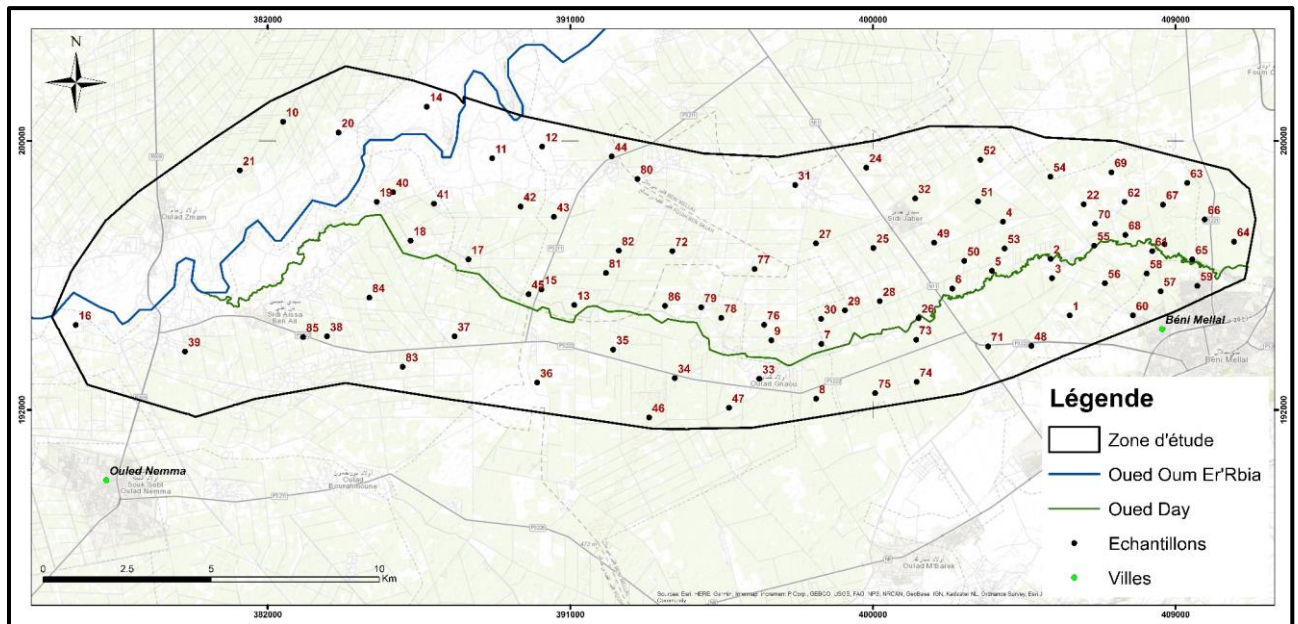


Figure 21: Localisation des sites d'échantillonnage dans la zone d'étude

#### III.4. Préparation des échantillons

Les échantillons récoltés ont été étalés en couche mince et séchés à température ambiante à l'abri de la lumière directe du soleil pendant trois jours. Après cette étape, les échantillons prélevés ont été tamisés avec un tamis de 5 mm pour éliminer les corps étrangers tels que les feuilles, les coquilles d'escargots, les racines, etc. Ensuite, tous les échantillons ont été séchés dans une étuve à 105°C pendant 24 h pour éliminer l'humidité hygroscopique. Les échantillons séchés ont été tamisés à l'aide d'un tamis de 2 mm (NF ISO 11464, 2006) et le tamisage a été effectué par la méthode de quartage pour homogénéiser le mélange et obtenir un échantillon représentatif avec un poids approximatif de 800 g. Après ce protocole de préparation, les échantillons ont été stockés dans des sacs en polyéthylène à température ambiante en vue de leur analyse.

#### III.5. Données et logiciels utilisés

Le tableau 4 présente les données utilisées dans la présente étude. Elles ont été traitées à l'aide de divers logiciels tels que ArcGis 10.3, ENVI 5.1, R Studio, Matlab 2018 et SPSS Statistics 25 pour créer une base de données très complète permettant la manipulation, la mise à jour et la visualisation de ces données.

**Tableau 4 : Données utilisées dans la présente étude**

<i>Données</i>	<i>Source</i>
Images Landsat 8 de la capture OLI	<a href="https://glovis.usgs.gov/">https://glovis.usgs.gov/</a>
Modèle numérique du terrain (MNT)	<a href="https://gdex.cr.usgs.gov/gdex/">https://gdex.cr.usgs.gov/gdex/</a>
Carte géologiques, topographiques	<a href="https://www.geojamal.com">https://www.geojamal.com</a>
Données climatiques	ABHOER

### **III.6. Dosages et mesures du sol au laboratoire**

La revue des données existantes, notamment les sources potentielles de contamination actuelle ou antérieure, permet d'orienter le choix des paramètres à analyser. Le but de notre étude est de déterminer l'impact de l'irrigation des sols par les eaux usées en se basant sur la caractérisation des sols agricoles. Pour cela, des analyses physico-chimiques des sols ont été effectuées au laboratoire Géomatiques, Géoressources et Environnement à la Faculté des sciences et techniques de Béni Mellal afin de déterminer un ensemble de caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés qui sont : le pH, la conductivité électrique (CE), la matière organique (MO), le carbone organique (CO), la teneur en carbonates (CaCO<sub>3</sub>), la capacité d'échange cationique (CEC), la salinité, la texture (limon + argile), l'humidité, l'azote total (N), le phosphore total (P), le potassium échangeable (K), et la susceptibilité magnétique (SM). Les paramètres du sol utilisés dans cette caractérisation, leurs unités, normes et méthodes d'analyse sont présentés dans le tableau 5.

Il est nécessaire de prendre un certain nombre de précautions avant d'effectuer les analyses afin d'éviter toute contamination des échantillons. Cette préparation doit être effectuée dès que possible après la collecte et dans des conditions optimales. Les échantillons ont été séchés à l'abri de la lumière directe du soleil et à température ambiante pendant 3 jours dans des sacs en plastique. Chaque échantillon a été mélangé et tamisé à travers un tamis de 2 mm pour obtenir un échantillon homogène représentatif.

Toutes les analyses au laboratoire ont été réalisées à température ambiante (25°C) avec de l'eau distillée. Les réactifs utilisés sont de qualité analytique, et l'ensemble du matériel (verrerie, flacons en polyéthylène, etc.) est systématiquement décontaminé à l'aide d'une solution d'acide nitrique à 10 % puis rincé à l'eau distillée pour éviter toute contamination.

**Tableau 5 : Propriétés du sol et leurs méthodes d'analyse utilisées dans cette étude**

<i>Paramètre</i>	<i>Méthode d'analyse</i>	<i>Norme</i>	<i>Unité</i>
<b>MO</b>	Combustion dans le four à 550°C pendant 4 heures	Normalisation Française (AFNOR, 1996)	%
<b>CO</b>			
<b>N</b>	Par distillation avec du permanganate de potassium alcalin à 0,32 % (Subbiah et Asija, 1956)	---	Kg/ha
<b>P</b>	Par spectroscopie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (ICP-AES)	AFNOR X 31-151	
<b>K</b>			
<b>CEC</b>	Extraction de l'acétate d'ammonium estampillée à pH neutre = 7 (Rhoades, 1982)	(AFNOR, 1996)	Meq/100g
<b>Humidité</b>	Pesée de la prise d'essai avant et après chauffage à 105°C	NF ISO 11465	%
<b>pH</b>	Déterminé avec un sol/eau distillé à 1/2,5 (v/p). Méthode de McLean (1982)	AFNOR X 31-103	---
<b>CaCO<sub>3</sub></b>	Combustion dans le four à 930°C pendant 2 heures	(AFNOR, 1996)	%
<b>Argile+Limon</b>	La méthode internationale de Robinson	AFNOR NF X31-107	%
<b>Type de sol</b>	Déigitalisé à l'aide du logiciel Arc-GIS	---	---
<b>Salinité</b>	Mesure de la conductivité électrique à partir de la pâte saturée	AFNOR NF X31-210	mS/cm
<b>CE</b>	Déterminé avec le rapport 1/5 (v/p) sol/eau distillé	AFNOR NF X 31-113	mS/cm
<b>Profondeur</b>	Mesure de la profondeur d'échantillonnage sur le terrain	---	cm
<b>Pente</b>	Extraite du Modèle Numérique du Terrain (MNT)	---	%
<b>Métaux lourds</b>	Environment Protection Authority (EPA) 3005a method	AFNOR X 31-151 standards	mg/kg
<b>SM</b>	Méthode de Gautam et al., (2004)		m <sup>3</sup> /kg
<b>Densité apparente</b>	Méthode de Adams (1973)	AFNOR - NF ISO 11272	g/cm <sup>3</sup>
<b>Porosité</b>	Méthode de Chen et al., (2013)	AFNOR- ISO 11508	%
<b>Conductivité hydraulique</b>	Loi de Darcy	AFNOR- ISO 17313	m/h

### **III.6.1. Analyse granulométrique**

L'analyse granulométrique du sol (sable, limon, argile) est réalisée suivant la méthode internationale de Robinson selon la norme AFNOR NF X31-107. Cette méthode permet de déterminer les valeurs des particules fines (argile et limon). Les fractions plus grossières

(sables grossiers, sables fins) sont déterminées par tamisage humide, après lavage des fractions fines déterminées par sédimentation. La somme de ces 5 fractions granulométriques minérales est égale à 100 %. Le Tableau 6 résume les classes conventionnelles de la granulométrie.

**Tableau 6 : Classes conventionnelles de la granulométrie**

<i>Classe</i>	<i>Diamètre des particules</i>
<b>Argiles</b>	< 2 µm
<b>Limon fin</b>	2 - 20 µm
<b>Limon grossier</b>	20 - 50 µm
<b>Sable fin</b>	50 - 200 µm
<b>Sable grossier</b>	200 - 2000 µm

### III.6.2. Matière organique et les carbonates

La teneur en matière organique totale (MO) et la teneur en carbonate (CaCO<sub>3</sub>) ont été mesurées selon le protocole de la méthode de calcination à différentes températures en utilisant un four moufle (Thermolène à 6000 °C) (Méthodes par calcination, NF EN 13039 (décembre 2011) Ex : NF EN 12879 (novembre 2000) (AFNOR, 1996).

Les résultats de chaque échantillon ont été calculés à partir de l'équation 1 et 2 suivante (Heiri et al., 2001):

$$\text{MO (\%)} = [((P_{105}-P_0)-(P_{550}-P_0)) / (P_{105}-P_0)]*100 \quad (1)$$

$$\text{CaCO}_3 (\%) = [((P_{105}-P_0)-(P_{930}-P_0)) / (P_{105}-P_0)]*100 \quad (2)$$

Où,

**P<sub>0</sub>**: Poids du creuset vide,

**P<sub>105</sub>**: Poids de l'échantillon chauffé à 105 °C,

**P<sub>550</sub>**: Poids de l'échantillon chauffé à 550 °C,

**P<sub>930</sub>**: Poids de l'échantillon chauffé à 930 °C.

### III.6.3. pH du sol

Le potentiel hydrogène (pH) du sol est un paramètre qui sert à déterminer l'acidité ou la basicité du sol. Dans ce travail, nous avons mesuré deux types d'acidité : l'acidité active d'eau (pH-H<sub>2</sub>O) et l'acidité d'échange (pH-KCl).

- pH-H<sub>2</sub>O : Le pH-H<sub>2</sub>O de chaque échantillon a été mesuré selon la norme AFNOR X 31-103 à l'aide d'une électrode en verre du pH-mètre. Le pH-mètre a été étalonné à l'aide des solutions tampons pH = 4,00 et pH = 7,00 à une température ambiante.

- $pH_{-KCl}$  : Le  $pH_{-KCl}$  a également été mesuré selon la norme AFNOR X 31-104, afin d'avoir une idée de l'acidité d'échange après l'ajout d'une solution de chlorure de potassium KCl (1 M). Le KCl a pour effet de chasser les ions  $H^+$  fixés sur le complexe argilo-humique (CAH), ce qui permet de déterminer l'acidité totale ou l'acidité de réserve du sol.

Le pH du sol a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre (Thermo Scientific Orion 4-Star Plus).

#### **III.6.4. Conductivité électrique**

La conductivité électrique du sol (CE) est une méthode qui permet de quantifier les sels dissous dans une solution du sol. Elle est déterminée selon la norme AFNOR NF X 31-113 dans une suspension de rapport 1/5 (sol/eau (poids sol/volume eau)), à l'aide d'une électrode en verre spécifique du Conductivimètre (Thermo Scientific Orion 4-Star Plus). Les résultats sont exprimés en microsiemens par centimètre ( $\mu S/cm$ ) à une température de 25°C.

#### **III.6.5. Capacité d'échange cationique (CEC)**

La CEC est déterminée selon la méthode de Metson selon la norme AFNOR NF X 31-130.

#### **III.6.6. Métaux lourds**

Les éléments métalliques (As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn et Fe) sont mesurés selon la norme AFNOR X 31-151 et la méthode 3050B (USEPA, 1996). La sélection de ces métaux traces a été effectuée en fonction des travaux locaux et nationaux antérieurs sur la région (El Baghdadi et al., 2011a, b, 2015 ; Barakat el al., 2012, 2019a ; Oumenskou et al., 2018 ; Hilali et al., 2020, 2022 ; Ennaji et al., 2020 ; El Hamzaoui et al., 2020) qui se sont concentrés sur l'évaluation des concentrations de métaux traces tels que As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn et Fe ainsi que sur le risque lié à cette pollution.

Ces éléments métalliques sont déterminés dans les fractions fines du sol, en particulier dans les fractions argileuses et limoneuses, après la digestion des échantillons dans un mélange d'acide nitrique ( $HNO_3$ ) et d'acide chlorhydrique (HCl) concentré en utilisant la procédure suivante :

- Les solutions d'extraction du sol ont été obtenues à partir de 1 g de sol séché, placé dans un ballon à fond rond de 100 ml, recouvert d'un dispositif de récupération du verre de montre ou de la vapeur. Ces solutions d'extraction sont obtenues par attaque avec 10 ml de  $HNO_3$  1:1, pendant 10 à 15 minutes, puis avec une extraction avec 5 ml de  $HNO_3$

concentré pendant 30 minutes (cette étape a été répétée plusieurs fois jusqu'à l'absence d'effervescence).

- Les carbonates ont été éliminés par l'ajout de 10 ml de HCl après chauffage du sol à  $95 \pm 5^\circ\text{C}$  pendant 15 minutes. La fraction de matière organique a également été éliminée par 2 ml de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%) après chauffage de la solution.
- Après la filtration de la solution de sol, la solution obtenue a été complétée à 100 ml avec de l'eau distillée. Enfin, les extraits de sol obtenus ont été analysés par spectrométrie d'émission atomique à plasma couplé par induction (ICP-AES) au sein du laboratoire Géomatiques, Georessource et Environnement.

### **III.6.7. Susceptibilité magnétique**

La susceptibilité magnétique de masse ( $\chi$ ) a été mesurée à basse (0.47 kHz ;  $\chi_{lf}$ ) et hautes fréquences (4.7 kHz ;  $\chi_{hf}$ ), respectivement en utilisant un capteur à double fréquence Bartington MS2. La fréquence de la susceptibilité dépendant de la fréquence ( $\chi_{fd}$ ), qui montre la présence de granulométries super paramagnétiques (SP), a été déterminée en utilisant l'équation 3 suivante :

$$\chi_{lf} (\%) = \frac{\chi_{lf} - \chi_{hf}}{\chi_{lf}} * 100 \quad (3)$$

### **III.6.8. Cations échangeables (Na<sub>2</sub>O, CaO, K<sub>2</sub>O, MgO)**

Le sol est mis en contact avec une solution d'acétate d'ammonium, suivant la norme AFNOR NF X31-108. L'extrait obtenu est dosé par spectrométrie d'émission atomique par plasma induit (ICP). Cette analyse est réalisée simultanément avec celle du potassium échangeable.

### **III.6.9. Phosphore assimilable**

Le phosphore assimilable est mesuré suivant la méthode Olsen selon la norme internationale NF ISO 11263. L'échantillon du sol est mis en contact avec une solution d'hydrogencarbonate de sodium (extraction sur 2.5 g de sol séchés et tamisés à 2 mm). L'extrait obtenu est dosé par spectro-photo-colorimétrie.

### **III.6.10. Analyse de l'Azote**

Les concentrations en Azote total ont été déterminées à l'aide de la méthode Kjeldahl selon la norme NF ISO 11261.



### **III.7. Analyses de l'eau**

Les échantillons d'eau usée et d'eau infiltrée à travers les colonnes de sol sont analysés pour déterminer les caractéristiques physico-chimiques (pH, CE, dureté, température [T], turbidité et oxygène dissous [OD]) ainsi que la concentration des métaux lourds étudiés (As, Cr, Cu, Cd, Pb, Zn et Fe). Les paramètres physico-chimiques sont analysés selon les méthodes recommandées par Rodier et al., (2009). Le pH, la dureté, la température, la turbidité, la CE et l'oxygène dissous (OD) sont mesurés sur place à l'aide d'un multimètre portable Thermo Scientific. La turbidité est déterminée in situ par un turbidimètre.

La teneur en métaux lourds (As, Cr, Cu, Cd, Pb, Zn et Fe) dans les eaux usées brutes et les eaux infiltrées est analysée après digestion de 50 ml de chaque échantillon par un mélange de 1 ml d'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>) et de 0,5 ml d'acide chlorhydrique (HCl) selon la méthode 3005a de l'Agence de protection de l'environnement (EPA).

Toutes les analyses métalliques sont effectuées par spectroscopie d'émission atomique et plasma à couplage inductif (ICP-AES) au Centre d'analyse, Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal.

### **III.8. Pollution des sols par les métaux lourds**

De nombreuses méthodes et indices différents ont été proposés pour étudier la contamination métallique des sols et évaluer le niveau de pollution. Certains indices, tels que le facteur de contamination (FC), l'indice de géo-accumulation (Igeo), le facteur d'enrichissement (FE) et l'indice de charge polluante (PLI), ont été largement utilisés pour évaluer la contamination métallique du sol et identifier les sources potentielles des métaux lourds, qu'elles soient d'origine naturelle, lithogène, pédogénique ou anthropique.

D'autres indices, tels que l'indice de risque écologique (IR), ont été utilisés pour évaluer les risques écologiques associés aux métaux lourds dans le sol. Dans la région de Béni Mellal-Khenifra, de nombreuses études ont été menées pour étudier la contamination des sols et des sédiments de surface par les métaux lourds. Par exemple, Barakat et al. (2012) ont évalué la teneur en six métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn et Fe) dans 13 échantillons de sédiments de surface prélevés dans Oued Day à Béni Mellal. Leurs résultats ont montré que les sédiments évalués étaient contaminés par ces métaux lourds.

Dans une autre étude, El Baghdadi et al. (2011) ont comparé deux sols agricoles dans les plaines de Tadla en analysant un échantillon prélevé près de la route et un autre prélevé loin de la route. Les résultats de cette étude ont révélé une accumulation excessive de métaux

lourds d'origine anthropique dans le sol agricole à proximité de la route. Oumenskou et al., (2018) ont également étudié la contamination des métaux dans le périmètre de Beni-Amir dans les plaines du Tadla en analysant les concentrations de Zn, Cr, Pb, Cu et Cd pour 47 échantillons de sol. Les résultats de cette étude ont montré que les sols étaient contaminés par les métaux étudiés et que les concentrations les plus élevées ont été trouvées à proximité des zones industrielles.

De même, El Hamzaoui et al., (2020) ont étudié le degré de pollution de 25 échantillons de sol prélevés à différents endroits autour du périmètre de Beni Moussa. Les résultats de cette étude ont révélé que les sols agricoles étaient contaminés par des métaux lourds d'origine anthropique, provenant des activités humaines et agricoles. Barakat et al., (2019a) ont également étudié la contamination par les métaux lourds dans des sols agricoles irrigués par les eaux usées périurbaines. Les auteurs ont mesuré les niveaux de six métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, Fe) dans 13 échantillons de sol de surface prélevés dans des champs agricoles et ont constaté que les niveaux des six métaux lourds, à l'exception du Pb, étaient élevés, suggérant une contamination du sol agricole.

Kao et al., (2007) ont mené une étude sur la contamination métallique des sols agricoles situés le long d'Oued Boumoussa dans la région de Casablanca-Settat. Les résultats ont mis en évidence une pollution en Pb des sols irrigués par les eaux usées au nord de Settat, ainsi qu'un enrichissement de la couche superficielle du sol irrigué par les eaux usées en Zn et As. Dans la même région, Kholtei, (2002) a étudié l'effet toxique des eaux usées sur l'eau des puits à Settat. Il a trouvé des concentrations excessives de Cr, Hg, Pb et Zn dans l'eau des puits dans les zones irriguées par les eaux usées.

### **III.9. Indices de pollution**

Afin d'évaluer le niveau de pollution potentiel des métaux lourds dans les échantillons de sol, nous avons évalués certains indices de pollution, à savoir le facteur de contamination (CF), l'indice de la charge de pollution (PLI), le facteur d'enrichissement (EF) et l'indice de géo-accumulation (Igeo):

#### **III.9.1.Indice de géo-accumulation (Igeo)**

Cet indice permet d'évaluer la contamination par les métaux lourds en comparant la teneur de chaque élément avec son fond géochimique (Muller, 1969). Il est calculé à l'aide de l'expression 4 suivante :

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_i}{1.5B_n} \quad (4)$$

Avec,  $C_i$  est la teneur en métal du sol analysée ;  $B_n$  est le fond géochimique de chaque élément. 1,5 est une constante utilisée pour minimiser l'effet des variations possibles du fond géochimique (Fei et al., 2011). Muller, (1969) a défini une échelle de sept classes en fonction de degré de la contamination (Tableau 7).

### III.9.2. Facteur de contamination (CF)

Le CF est le rapport de la concentration de chaque métal ( $C_i$ ) dans le sol à la valeur de fond géochimique ( $C_0$ ). Il est calculé à l'aide de l'expression 5 suivante :

$$CF = \frac{C_i}{C_0} \quad (5)$$

Avec,  $C_0$  est la valeur de fond géochimique de chaque élément.

Quatre catégories de contamination ont été adoptées pour interpréter le niveau de contamination par les métaux (Hakanson, 1980) qui sont présentés dans le tableau 7.

### III.9.3. Facteur d'enrichissement (EF)

L'EF différencie les éléments des activités humaines de ceux d'origine naturelle et évalue le degré d'influence anthropique (Mazurek et al., 2016). Il est calculé à l'aide de l'expression 6 suivante :

$$EF = \frac{(C_m/C_{Fe})_{Echantillon}}{(C_m/C_{Fe})_{Fond}} \quad (6)$$

Avec  $C_m$  est la concentration en métal,  $C_{Fe}$  est la concentration du fer,  $(C/Fe)_{Echantillon}$  est la teneur en métaux lourds dans l'échantillon et  $(C / Fe)_{Fond}$  est la teneur en métaux lourds dans le fond géochimique.

Ti, Al, Fe, Mn, Sc ou Ca ont été largement utilisés comme élément de référence EF acceptable (Salmanighabeshi et al., 2015). Dans notre cas, le Fe a été pris comme élément de référence, car il s'agit d'un élément majeur analysé dans les sols étudiés (Barakat et al., 2019a). Les valeurs d'EF supérieures à 1 suggèrent une origine anthropique, tandis que les valeurs inférieures à 1 suggèrent une mobilisation ou un épuisement possible des métaux (Szefer et al., 1996). Cinq classes utilisées pour classer le niveau de contamination anthropique selon Giri et al., (2017) (Tableau 7)

### III.9.4. Indice de la charge de pollution (PLI)

L'indice de charge de pollution est le nombre de fois que la teneur en métaux du sol dépasse la valeur de fond géochimique des métaux, ce qui donne une évaluation de l'état de

toxicité global d'un échantillon (Barakat et al., 2012; Ololade, 2014). Le PLI est proposé par (Tomlinson et al., 1980). Il a été calculé pour tous les sites d'échantillonnage afin d'étudier l'état de la pollution dans la zone d'étude à l'aide de l'équation (7) (Tomlinson et al., 1980).

$$PLI = \sqrt[n]{CF1 \times CF2 \times CF3 \times \dots \times CFn} \quad (7)$$

Avec, CFi est le facteur contamination de chaque métal, n = nombre de métaux ;

Lorsque la valeur de l'IPL <1 est considérable, pas de pollution dans le sol étudié, mais si l'IPL > 1 est considérablement pollué (Tomlinson et al., 1980).

**Tableau 7 : Classes des indices de pollution Igeo (Muller, 1969), EF (Sutherland, 2000), CF (Hakanson, 1980) et PLI (Tomlinson et al., 1980)**

Igeo	Classes	EF	Classes	CF	Classes	PLI	Classes
≤ 0	Non pollué	< 2	Enrichissement minimal	< 1	Faible contamination	< 1	Non pollué
0-1	Non polluée à modérément polluée	2-5	Enrichissement modéré	1-3	Contamination modérée	=1	Présence d'une pollution
1-2	Moyennement polluée	5-20	Enrichissement significatif	3-6	Contamination considérable	>1	Détérioration de la qualité du sol
2-3	Moyennement à fortement polluée	20-40	Enrichissement très élevé	>6	Contamination très élevée		
3-4	Fortement polluée	> 40	Enrichissement extrêmement élevé.			> 3	Très fortement pollué
4-5	Fortement à très fortement polluée						
≥ 5	Très fortement polluée						

### III.9.5. Évaluation des risques écologiques potentiels (IR)

L'évaluation des risques écologiques potentiels introduite à l'origine par (Hakanson, 1980) a été utilisée pour estimer le risque écologique potentiel des métaux lourds dans le sol. L'IR combine les concentrations et les effets écologiques, environnementaux et toxicologiques des métaux lourds. Il est calculé à partir du facteur de risque écologique potentiel  $E_r^i$  par les relations 8 et 9 suivantes :

$$E_r^i = T_r^i * \frac{C_i}{C_0} \quad (8)$$

$E_r^i$  est le facteur de risque écologique potentiel d'un métal,  $C_i$  et  $C_0$  représentent respectivement les concentrations d'éléments dans l'échantillon du sol et dans le fond

géochimique,  $T_r^i$  est le coefficient de réponse à la toxicité de chaque élément, qui a été proposé par Hakanson, (1980) (Tableau 8).

**Tableau 8 : Coefficient de réponse à la toxicité de chaque élément (Hakanson, 1980)**

Élément	Hg	Cd	As	Cu	Pb	Ni	Cr	Zn
Coefficient de réponse à la toxicité (Tr)	40	30	10	5	5	5	2	1

$$IR = \sum_{i=1}^{\infty} \left( T_r^i * \frac{C_i}{C_0} \right) \quad (9)$$

L'IR est l'indice de risque écologique potentiel de tous les métaux lourds dans le sol. L'IR des métaux lourds a été classé selon cinq niveaux (Hakanson, 1980) présentés dans le tableau 9.

**Tableau 9 : Classification des risques écologiques potentiels  $IE_r^i$  et RI**

Critères d'évaluation	Niveaux				
	Bas	Modéré	Considérable	Haut	Très élevé
$E_r^i$	<40	40-80	80-160	160-320	>320
IR	<150	150-300	300-600	>600	

### III.10. Evaluation de la susceptibilité magnétique

Les signatures magnétiques sont largement utilisées pour évaluer la dégradation des sols agricoles, étant basées sur le comportement des composants du fer qui ont un contrôle quasi total sur l'ordre magnétique du sol (Sadiki, 2008). La répartition des minéraux magnétiques dans le profil du sol constitue un moyen d'évaluer l'état de dégradation ou de développement des sols. Dans le cas des sols stables, les valeurs de la susceptibilité magnétique augmentent progressivement depuis les couches profondes jusqu'aux couches superficielles (Mullins, 1977 ; Thompson et Oldfield, 1986). En revanche, dans les sols dégradés, cette tendance est absente et les valeurs de la susceptibilité magnétique sont plus faibles. La susceptibilité magnétique (SM) est un paramètre très important qui fournit plusieurs informations sur l'environnement, en particulier sur la concentration des métaux lourds (Fine, 1989 ; Barbara, 1998). Gautam et al., (2004) ont proposé trois grandes classes de sols en fonction de leurs valeurs de susceptibilité magnétique (Tableau 10).

**Tableau 10 : Classes des sols en fonction des valeurs de SM selon Gautam et al., (2004)**

<i>Valeurs de susceptibilité magnétique</i>	<i>Classes du sol</i>
<b>SM &lt;10×10<sup>-8</sup> m<sup>3</sup>/kg</b>	Sol normal
<b>10×10<sup>-8</sup> &lt;SM &lt;100×10<sup>-8</sup> m<sup>3</sup>/kg</b>	Sol modérément magnétique
<b>SM &gt; 100 × 10<sup>-8</sup> m<sup>3</sup>/kg</b>	Sol hautement magnétique

### **III.11. Analyse statistique**

L'analyse en composantes principales (ACP), l'analyse hiérarchique des clusters (AHC) et la corrélation de Pearson sont des techniques statistiques multivariées largement utilisées dans les études environnementales, en particulier pour étudier la contamination des sols (Abubakr, 2008 ; Lu et al., 2010 ; Anju et Banerjee, 2012 ; Wang et al., 2012). Elles ont été appliquées pour obtenir des informations significatives et identifier la relation entre les métaux lourds dans les sols et leurs sources potentielles. Tous les calculs mathématiques et statistiques ont été effectués à l'aide du logiciel IBM SPSS Statistics 25.

L'ACP a été utilisée pour extraire un nombre réduit de facteurs indépendants à partir d'un grand nombre de variables. Cette méthode a été employée pour déterminer les sources de pollution, qu'elles soient naturelles et/ou d'origine anthropique. L'AHC a été réalisée afin d'organiser les composants provenant de différentes sources en fonction de la similitude de leurs propriétés. Elle permet de regrouper un ensemble de variables relativement homogènes en utilisant une représentation graphique (dendrogramme).

Le coefficient de corrélation de Pearson mesure la relation entre deux éléments. Il a été calculé afin de déterminer la corrélation entre certaines propriétés physico-chimiques des sols (pH, MO, CaCO<sub>3</sub> et argile) et les éléments métalliques du sol (As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn et Fe).

### **III.12. Evaluation de la qualité des sols**

À l'heure actuelle, le véritable défi réside dans la détermination de la qualité des sols en étudiant les paramètres physiques, chimiques et biologiques ainsi que leur distribution spatiale, afin d'assurer une utilisation durable à l'avenir (Ennaji et al., 2018). Karlen et al. (1992) ont défini la qualité des sols comme "la capacité du sol à servir d'environnement

naturel pour la croissance des plantes nécessaires à la vie des animaux et des humains". Cette définition repose sur l'importance de la qualité des sols pour maintenir la productivité à long terme et préserver l'environnement.

Selon Sojka et Upchurch, (1999), la qualité des sols doit être abordée en tenant compte des considérations environnementales et des types de développement spécifiques à un sol donné et à son utilisation particulière. Ces considérations doivent inclure plusieurs valeurs sociales, économiques et biologiques. D'autre part, Mausbach et Tugel, (1997) ont intégré les composantes physiques, chimiques et biologiques du sol, et ont souligné que l'évolution du sol est liée à l'évolution du paysage dont il fait partie. Larson et al., (1994) ainsi que Doran et al., (1994) ont identifié le taux de matière organique, la richesse minérale du sol, sa structure et sa texture comme étant les principaux paramètres régissant la fertilité du sol. Les propriétés acido-basiques du sol (pH) et sa capacité d'échange cationique (CEC) dépendent fortement des trois paramètres précédents et sont des indicateurs importants pour évaluer la fertilité du sol. Enfin, les rendements des cultures reflètent à la fois le niveau de fertilité des sols et le climat, et dépendent des techniques de culture ainsi que du potentiel des plantes concernées à tolérer la dégradation des sols et de l'environnement.

De nombreux chercheurs étudient la qualité du sol et son adéquation à l'utilisation des terres en utilisant des systèmes d'information géographique (SIG) et une méthode multicritère d'analyse hiérarchique (AHP). Les systèmes d'information géographique (SIG) permettent de déterminer et de présenter la distribution spatiale des différents critères de qualité du sol afin d'évaluer sa qualité (Thapa et Murayama, 2008 ; Barakat et al., 2017a ; Ennaji et al., 2018). D'autre part, le processus d'analyse hiérarchique (AHP), qui est l'une des techniques de prise de décision multicritères, permet aux chercheurs de faire le meilleur choix parmi plusieurs critères (Cay et Uyan, 2013). Ce processus est mis en œuvre selon un groupe de critères ou de sous-critères en les comparant par paires pour préparer une structure hiérarchique et déterminer le poids de chaque critère et sous-critère en fonction de son importance relative (Kiker et al., 2005; Ozturk et Batuk, 2010; Barakat et al., 2017b; Ennaji et al., 2018). Cependant, les chercheurs conviennent qu'il n'y a pas de critères standard à prendre en considération pour déterminer la qualité d'un sol agricole (Akinci et al., 2013).

Plusieurs études ont utilisé des techniques SIG et la méthode AHP pour évaluer la qualité des sols (Akinci et al., 2013 ; Feizizadeh et Blaschke, 2013 ; Kazemi et al., 2016 ; Seleshi et al., 2016 ; Ennaji et al., 2018 ; Amini et al., 2019 ; Seyedmohammadia et al., 2019 ; El Hamzaoui et al., 2021 ; Hilali et al., 2021). Par exemple, Akinci et al., (2013) ont déterminé

les terres appropriées pour une utilisation agricole dans le district de Yusufeli de la ville d'Artvin (Turquie) en utilisant des paramètres tels que le grand groupe de sols, la classe et sous-classe de capacité d'utilisation des terres, la profondeur du sol, la pente, l'altitude, le niveau d'érosion et d'autres propriétés du sol. Étant donné que 85% de la superficie de l'étude est couverte de forêts et de pâturages, qui ont été exclues de l'étude, les résultats montrent que seulement 8% de la superficie étudiée est très adaptée à la production agricole, tandis que 7% présente une inadaptation actuelle à permanente en raison de l'érosion.

De même, Seleshi et al., (2016) ont déterminé l'aptitude des terres à l'agriculture dans le bassin de l'Abbay en utilisant des critères tels que la pente, l'altitude, les propriétés du sol, la proximité de l'eau, des routes et des villes. Les résultats montrent que 53,8% de la couverture terrestre du bassin est très adaptée à l'agriculture, 23,2% est modérément appropriée, 11% est marginalement convenable, tandis que 12% des terres étudiées sont inadaptées. L'étude montre que les sols inadaptés se trouvent sur des pentes raides qui sont sujettes à la dégradation et à l'érosion.

De plus, Ennaji et al., (2018) ont évalué la qualité des sols agricoles dans la zone nord-est de la plaine de Tadla (Maroc) en utilisant six indicateurs de qualité du sol (pH, carbone organique, capacité d'échange cationique, texture, salinité et pente) mesurés sur 60 échantillons de sol. Les résultats ont indiqué que 22,1% de la superficie étudiée est impropre à l'agriculture intensive durable en raison de leur texture inappropriée et de leur faible salinité, tandis que près de 77% des sols cultivés sont adaptés à la production agricole.

Dans cette étude, les paramètres utilisés pour évaluer la qualité du sol comprennent la topographie (pente) ainsi que les propriétés suivantes du sol : pH, conductivité électrique (CE), matière organique (MO), carbone organique (CO), teneur en carbonates ( $\text{CaCO}_3$ ), capacité d'échange cationique (CEC), salinité, texture (limon + argile), humidité, azote total (N), phosphore total (P), potassium échangeable (K) et profondeur. Les paramètres utilisés et les raisons de leur sélection sont expliqués en détail dans la section "Résultats".

### **III.12.1. Techniques SIG et cartographie**

Des cartes thématiques de tous les paramètres analysés ont été préparées à l'aide du logiciel ArcGIS 10.3 en utilisant la technique d'interpolation de pondération de distance inverse (IDW) basée sur les résultats obtenus. La carte des pentes a été générée à partir du modèle numérique de terrain (MNT) de la zone d'étude avec une résolution spatiale de 30 m en utilisant la fonction "Pente" du logiciel ArcGIS 10.3 (Figure 22).



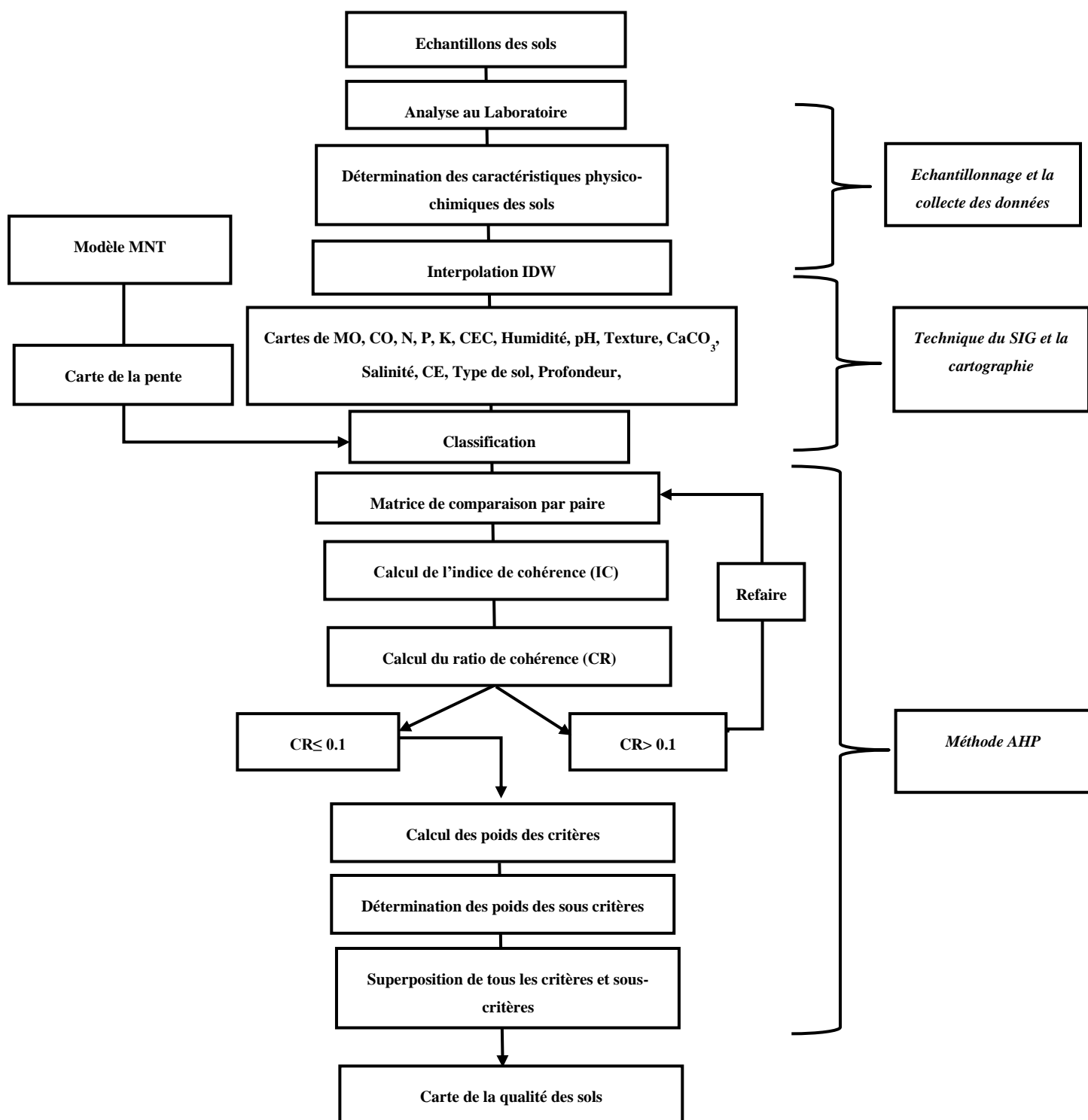


Figure 22 : Procédure suivie pour générer la carte de la qualité des sols agricoles

### III.12.2. Méthode d'analyse multicritère AHP

La méthode AHP a été utilisée par Saaty, (1980). Elle consiste sur la comparaison des critères deux par deux en termes d'importance relative par rapport à l'objectif défini sur la base d'une échelle de pondération de Saaty (Tableau 11).

**Tableau 11 : Échelles de préférence de la méthode AHP de comparaison par paires (Saaty, 1980)**

<i>Intensité de l'importance</i>	<i>Description</i>	<i>Explication</i>
<b>1</b>	Une importance égale	Deux activités participant également à l'objectif
<b>3</b>	Faible importance de l'un par rapport à l'autre	Expertise et jugement facilitant légèrement une activité par rapport à une autre
<b>5</b>	Une grande importance	Expertise et jugement facilitant grandement une activité par rapport à une autre
<b>7</b>	Importance très forte	Une activité est fortement facilitée et sa dominance se manifeste dans la pratique.
<b>9</b>	Importance de la supériorité	Les preuves de la promotion d'une activité par rapport à une autre est d'un ordre d'affirmation le plus élevé possible.
<b>2, 4, 6,8</b>	Valeurs intermédiaires entre les deux jugements alentour	Quand le compromis est nécessaire

Le poids résultant de la comparaison de chaque paire de critères a finalement été déterminé (Tableau 38, voir l'annexe). Pour tester la cohérence des pondérations obtenues, ce qui indique si la comparaison qui a été faite à une relation logique, il est nécessaire de calculer le ratio de cohérence (RC) sur la base du calcul de certains indices, tels que :

— Indice aléatoire (IA) : C'est une constante basée sur le nombre de critères étudiés. (IA) a été déterminé à partir d'une échelle (Tableau 12) d'indices aléatoires développés par Saaty, (1980).

**Tableau 12 : Valeurs de l'indice de cohérence aléatoire (Saaty, 1980)**

<b>Nombre des critères</b>	<u>1</u>	<u>2</u>	<u>3</u>	<u>4</u>	<u>5</u>	<u>6</u>	<u>7</u>	<u>8</u>	<u>9</u>	<u>10</u>	<u>11</u>	<u>12</u>	<u>13</u>	<u>14</u>	<u>15</u>
<b>Indice aléatoire (IA)</b>	0.00	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49	1.51	1.48	1.56	1.57	1.59

— Valeur propre maximale (max) :  $\lambda_{max}$  est la moyenne arithmétique obtenue dans le tableau 39 (Voir l'annexe) après multiplication des éléments de la matrice de comparaison normalisée par les éléments du vecteur prioritaire (poids obtenu).

— Indice de consistance (IC): La cohérence de la matrice d'ordre n est évaluée. Les comparaisons faites par cette méthode sont subjectives et l'AHP tolère l'incohérence par le degré de redondance dans l'approche. Si cet indice de cohérence n'atteint pas le niveau requis, les réponses aux comparaisons peuvent être examinées. L'indice de cohérence (CI), est calculé par l'expression 10 comme suit :

$$IC = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} \quad (10)$$

Avec, IC est l'indice de cohérence,  $\lambda_{\max}$  est la valeur propre la plus grande ou la principale de la matrice, et n est le nombre de critères.

– Ratio de cohérence (RC) : RC est le rapport de l'indice de cohérence calculé sur la matrice correspondant aux décisions du décideur et l'indice aléatoire (IA) d'une matrice de même dimension. Cet indice est calculé par l'expression 11 suivante :

$$RC = \frac{IC}{IA} \quad (11)$$

Si  $RC \leq 0,1$  ou  $RC \leq 10\%$ , la matrice est suffisamment cohérente, si cette valeur dépasse 10%, les évaluations peuvent nécessiter certaines révisions (Rakotoarivelo, 2015).

La carte finale de la qualité du sol est produite à partir des résultats des étapes précédentes en calculant l'indice d'adéquation du sol (SSI) comme suit:

$$SSI = \sum_{i=1}^n W_i * X_i \text{ (d'après Cengiz et Akbulak, 2009; Barakat et al., 2017b)}$$

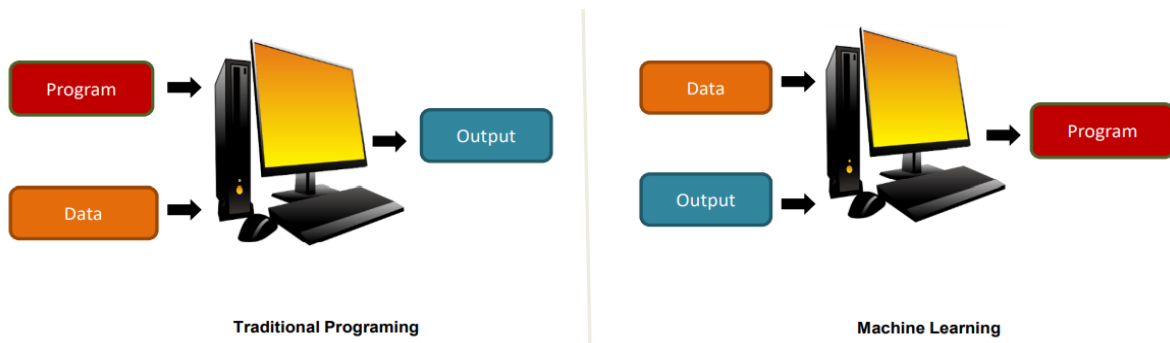
où n est le nombre total de critères,  $W_i$  est l'indice de pondération des critères et  $X_i$  est l'indice de pondération des sous-critères.

Des valeurs SSI plus élevées indiquent que les sols ont une très bonne qualité de sols. La carte finale de la qualité des sols étudiés a été générée à l'aide d'ArcGIS 10.3 en combinant les cartes de tous les critères/sous-critères et en superposant les poids du critère et les sous critères.

### **III.12.3. Méthodes d'apprentissage automatique ou « Machine Learning »**

#### **III.12.3.1. Généralité sur le Machine Learning (ML)**

Le Machine Learning (ML) est une méthode d'enseignement aux ordinateurs d'apprendre à partir de données, sans les programmer explicitement. C'est une sous-partie de l'intelligence artificielle qui se concentre sur le développement d'algorithmes capables d'analyser et de prendre des décisions à partir d'entrées de données (Figure 23).



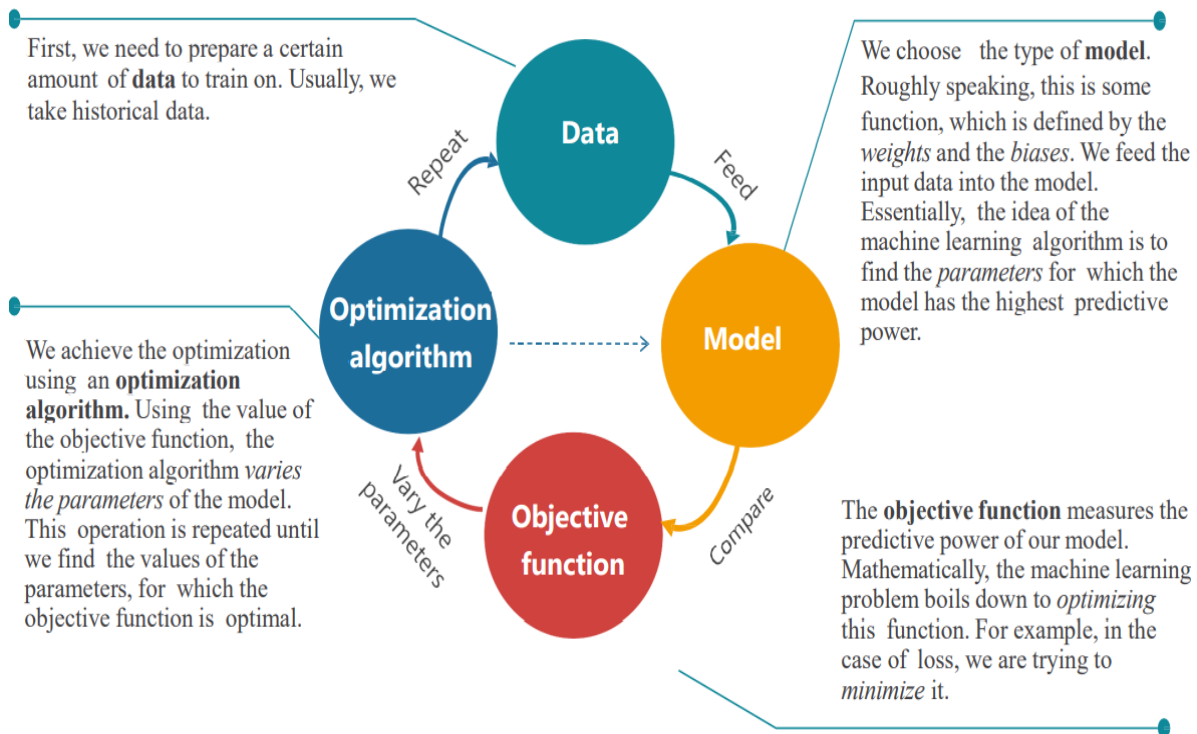
**Figure 23 : Processus d'apprentissage automatique**

Le ML peut être utilisé pour évaluer la qualité des sols en développant des modèles prédictifs qui utilisent des données sur les propriétés des sols pour prédire la qualité des sols. Ces modèles peuvent être entraînés sur un jeu de données d'échantillons de sols avec des notes de qualité des sols connues, et peuvent ensuite être utilisés pour prédire la qualité des sols à des emplacements non échantillonnés en entrant des données sur les propriétés des sols à ces emplacements dans le modèle.

En plus de prédire la qualité des sols, les algorithmes de Machine Learning peuvent également être utilisés pour identifier des modèles et des relations dans les données des sols qui peuvent être indicatifs de la qualité des sols. Par exemple, un algorithme d'apprentissage non supervisé pourrait être utilisé pour regrouper les échantillons de sols en fonction de leurs propriétés, et ces groupes pourraient être examinés pour identifier tout modèle qui pourrait être lié à la qualité des sols. En général, l'utilisation du Machine Learning dans l'évaluation de la qualité des sols peut aider à améliorer la précision et l'efficacité des évaluations de la qualité des sols et fournir des éléments d'information précieux sur les relations entre les propriétés des sols et la qualité des sols.

### **III.12.3.2. Etapes de construction d'un algorithme d'apprentissage automatique**

La construction d'un algorithme d'apprentissage automatique est basée sur une logique qui implique quatre étapes présentées dans la figure 24, qui sont : données, modèle, fonction/objectif et algorithme d'optimisation.



**Figure 24 : Blocs de construction d'un algorithme d'apprentissage automatique**

### III.12.3.3. Modélisation de la qualité des sols par l'apprentissage automatique

Afin de déterminer un modèle de qualité des sols pour notre étude, nous avons suivi une approche en deux étapes. Tout d'abord, nous avons préparé une carte d'inventaire de la qualité des sols étudiés en sélectionnant une variable dépendante pertinente. Cette carte a été élaborée en utilisant la méthode d'analyse multicritère (AHP), qui nous a permis de prendre en compte plusieurs critères et de pondérer leur importance respective.

Ensuite, nous avons identifié les variables indépendantes, c'est-à-dire les facteurs de contrôle qui peuvent influencer la qualité des sols. Ces variables incluent des paramètres physiques et chimiques tels que le pH, la conductivité électrique, la matière organique, la texture du sol, etc.

Pour développer un modèle prédictif, nous avons utilisé deux algorithmes de Machine Learning supervisés : le plus proche voisin (kNN) et la forêt aléatoire (RF). Le kNN est un algorithme qui classe les échantillons en se basant sur leur proximité avec les échantillons d'entraînement ayant des valeurs similaires. La forêt aléatoire, quant à elle, est un ensemble d'arbres de décision qui agissent de manière collective pour prédire la qualité des sols.

En utilisant ces modèles, nous avons pu prédire la qualité des sols dans des zones non échantillonnées en se basant sur les variables indépendantes sélectionnées. Cette approche

permet d'obtenir une vision globale de la qualité des sols dans la région d'étude et peut être utile pour la planification des utilisations des terres et la prise de décisions en matière d'aménagement du territoire. Il convient de noter que le choix des modèles kNN et RF a été fait en fonction de leur capacité à traiter des données spatiales et à fournir des prédictions précises. Ces modèles sont largement utilisés dans les études environnementales, en particulier dans les études de cartographie numérique des sols pour leur efficacité et leur adaptabilité aux caractéristiques des données disponibles.

Les modèles ont été calibrés et testés en utilisant les données collectées à partir de différentes sources. Pour diviser l'ensemble de données en sous-ensembles d'entraînement et de test, différents ratios sont couramment utilisés dans la littérature. Le ratio le plus fréquent est le ratio de Pareto de 80 % : 20 %, bien que d'autres ratios tels que 70 % : 30 % ou 90 % : 10 % soient parfois utilisés (Bui et al., 2012 ; Vasu et Lee, 2016 ; Barakat et al., 2022).

Dans notre étude, nous avons choisi d'utiliser le ratio de division commun de 80:20. Ainsi, l'ensemble de données a été partitionné de manière aléatoire en deux ensembles distincts : 80 % des données ont été utilisées comme ensemble d'apprentissage pour calibrer les modèles, tandis que les 20 % restants ont été réservés à l'ensemble de test pour évaluer les performances des modèles. Pour mettre en œuvre les différents modèles, nous avons utilisé l'environnement RStudio et le langage de programmation R. R offre une large gamme de bibliothèques et de packages spécifiquement conçus pour l'analyse des données et la modélisation statistique, ce qui en fait un choix populaire parmi les chercheurs.

#### **a. Modèle de la Forêt aléatoire (RF)**

La forêt aléatoire (RF) a été développée par Breiman en 2001. C'est une méthode de construction de modèles qui donne des estimateurs du classifieur de Bayes. Il utilise un certain nombre de prédicteurs d'arbres, dont chacun dépend des valeurs de vecteurs choisis au hasard et répartis uniformément sur les arbres de la forêt (Chen et al., 2018). Plusieurs études ont indiqué qu'un ensemble d'arbres de classification est plus précis que chacun de ses membres individuels (Barakat et al., 2022).

Pour obtenir les meilleures performances du modèle et minimiser l'erreur out-of-bag (OOB), deux paramètres doivent être optimisés par l'utilisateur : le nombre de variables testées à chaque nœud (*mtry*) et le nombre d'arbres dans la forêt (*ntree*). Deux types de taux d'erreur doivent être examinés pour une meilleure catégorisation des paramètres et la sélection

des plus significatives : la baisse moyenne de la précision et la baisse moyenne du coefficient de Gini (Pourghasemi et al., 2017).

#### **b. Modèle du plus proche voisin (kNN)**

L'algorithme kNN, a été développé en 1951 par Fix et Hodges (1989). C'est l'une des méthodes d'apprentissage supervisé qui peut être utilisée pour la régression et la classification. C'est un outil statistique non paramétrique utile dans l'analyse des données (He et Wang, 2007), car il identifie la classe de chaque point de données de test en votant pour ses classes voisines de données d'apprentissage. Il appartient à la classe des algorithmes qui peuvent classer une entité inconnue si nous avons des données avec des propriétés spécifiques (variable dépendante) et la valeur de la relation (variable indépendante).

#### **III.12.3.4. Évaluation du modèle**

Tous les modèles du Machine Learning appliqués dans cette étude ont été calibrés et évalués sur la base de la formation/calibrage à l'aide de 80 % et de la validation à l'aide de 20 % des données disponibles pour prédire les occurrences sujettes à la qualité et générer les cartes de la qualité des sols. Les performances des modèles ont été mesurées en utilisant la sensibilité, la spécificité, le coefficient kappa, la précision.

La sensibilité inclut tous les pixels avec qualité, correctement reconnus comme sensibles, tandis que la spécificité inclut tous les pixels sans qualité, correctement reconnus comme non sensibles (Garosi et al., 2019b). La précision représente la proportion de pixels d'occurrence et de non-occurrence de la qualité qui est correctement classés. Ces indices statistiques ont été calculés par les expressions 12, 13 et 14 comme suit :

$$\mathbf{Sensitivité} = \frac{\mathbf{VP}}{\mathbf{VP} + \mathbf{FN}} \quad (12)$$

$$\mathbf{Spécificité} = \frac{\mathbf{VN}}{\mathbf{VN} + \mathbf{FP}} \quad (13)$$

$$\mathbf{Précision} = \frac{\mathbf{VP} + \mathbf{VN}}{\mathbf{VP} + \mathbf{VN} + \mathbf{FP} + \mathbf{FN}} \quad (14)$$

où VP représente les vrais positifs, VN les vrais négatifs, FP les faux positifs et FN faux négatifs.

Le coefficient de kappa représente la différence entre les observations réelles et les prédictions finales du modèle. Il a été calculé en utilisant la vraisemblance de la classification du modèle selon les équations 15, 16 et 17 suivantes :

$$\mathbf{Kappa} = \frac{\mathbf{Pobs} - \mathbf{Pe}}{\mathbf{1} - \mathbf{Pe}} \quad (15)$$

$$P_{obs} = \frac{VP + VN}{N} \quad (16)$$

$$Pe = \frac{((VP + FN) * (VP + FP) + ((FP + VN) * (FN + VN))}{N^2} \quad (17)$$

Avec, N est le nombre total de pixels de la carte.

### III.12.3.5. Analyse de la multi-colinéarité et la matrice de confusion

L'analyse de multi-colinéarité a été utilisée en statistique pour détecter la linéarité entre les facteurs de conditionnement d'un phénomène donné, et détecter et quantifier les redondances d'informations entre les paramètres qui peuvent avoir un impact négatif sur les performances du modèle. La multi-colinéarité fait référence à la non-indépendance des facteurs de conditionnement qui peuvent survenir dans les ensembles de données. Il est largement utilisé dans la prédiction de plusieurs phénomènes, tels que les glissements de terrain, le ravinement et la potentialité des eaux souterraines. Dans cette étude, la multi-colinéarité des facteurs influençant la qualité des sols a été identifiée à l'aide des méthodes de la matrice de confusion, des tolérances et du facteur de variable d'inflation (VIF), selon les équations (18) et (19) :

$$\text{Tolérance} = 1 - R_j^2 \quad (18)$$

$$\text{VIF} = \left[ \frac{1}{\text{Tolérance}} \right] \quad (19)$$

Avec :  $R_j^2$  représente le coefficient de régression de détermination pour chaque variable J par rapport aux autres variables.

Lorsque,  $VIF \geq 10$ , ce qui montre qu'il existe des relations linéaires entre les facteurs de conditionnement.

## IV. Conclusion

Les ressources en eau et les caractéristiques des sols ont fait de la région d'étude une zone agricole. Cette zone est exposée à plusieurs menaces pouvant impacter la qualité des sols, en particulier : l'irrigation par les eaux usées. Cela peut contribuer à la détérioration de l'équilibre environnemental. Le sol représente la composante la plus vulnérable, ce qui nécessite une étude approfondie pour caractériser ces sols de point de vue physico-chimique afin d'évaluer leurs qualités. Cette approche pédologique pluridisciplinaire nécessite des visites de terrain, des méthodes d'échantillonnage spécifiques, des méthodes diversifiées de caractérisation physico-chimique, des techniques de traitement statistiques afin de quantifier et d'évaluer la qualité de ces sols agricoles.



**CHAPITRE III : CARACTERISATION  
DES SOLS ET L'EVALUATION DE  
LEURS POLLUTION PAR LES  
ELEMENTS EN TRACES**

## **I. Introduction**

La pollution des sols par les métaux lourds est un problème environnemental majeur à l'échelle mondiale. Ces dernières années, de nombreuses études ont été menées sur ce sujet en raison de sa menace potentielle pour la sécurité alimentaire et ses impacts sur la santé humaine à travers la chaîne alimentaire (Babula et al., 2008; Harmanescu et al., 2011; Lu et al., 2012; Zheng et al., 2013; Esmaeili et al., 2014; Shi et al., 2016; Hou et al., 2017; Hou et Li, 2017).

La capacité d'accumulation des métaux lourds dépend principalement des propriétés physico-chimiques du sol, telles que le pH, la teneur en argile, en carbonates et en matière organique, ainsi que de la nature spécifique du métal lourd (Hernandez et al., 2003; Kabata-Pendias, 2010; Santiago Martín et al., 2014; Mazurek et al., 2016).

Au Maroc, la contamination des sols agricoles par les métaux lourds a fait l'objet de nombreuses études, en particulier dans les zones irriguées par les eaux usées de l'Oued Day. Cependant, la présente étude revêt une importance particulière, car elle collecte et analyse non seulement des échantillons de sol agricole à la source de l'Oued Day, mais aussi le long de son cours et en aval. L'objectif est de confirmer les résultats des études antérieures qui se sont limitées à évaluer les niveaux de métaux lourds uniquement à la source de la rivière. Par conséquent, cette présente étude est importante car non seulement nous collectons et analysons des échantillons de sol agricole à la source d'Oued Day, mais également nous avons analysé des échantillons de sol prise en aval et le long d'Oued Day, dans le but de confirmer les résultats d'études précédentes qui ont évalué les niveaux de métaux lourds uniquement à la source de la rivière. Ainsi, le principal objectif de ce chapitre était d'évaluer le niveau de contamination par les éléments traces dans les sols agricoles irrigués par les eaux usées provenant de l'Oued Day. Pour cela nous avons :

- Déterminé les caractéristiques physico-chimiques et granulométriques du sol (MO, CaCO<sub>3</sub>, pH et texture);
- Analysé des métaux lourds spécifiques à savoir : l'arsenic (As), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le cadmium (Cd), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le zinc (Zn), et le fer (Fe);
- Elaboré des cartes thématiques de distribution spatiale pour chaque élément en utilisant une approche basée sur un système d'information géographique (SIG) ;
- Évalué le niveau de contamination des sols à l'aide de divers indices (Igeo, EF, CF et PLI) et de l'IR potentiel ;

- Effectué une analyse statistique afin de déduire la relation entre les caractéristiques physico-chimiques du sol et les éléments en traces étudiés pour déterminer la source de pollution des sols.

## II. Evaluation de la pollution des sols étudiés

Les propriétés déterminées du sol telles que la texture, le pH, la CE et le CaCO<sub>3</sub> sont des paramètres importants pour la rétention des métaux lourds dans le sol (Barakat et al., 2019a). Les résultats des paramètres physico-chimiques obtenus et les teneurs en métaux lourds sont présentés respectivement dans le tableau 40 et 41 (Voir l'annexe).

### II.1. Propriétés physico-chimiques du sol

#### II.1.1. pH du sol

La mesure du potentiel d'Hydrogène des sols donne une indication sur son alcalinité et son acidité. Il est important pour l'accroissement des plantes et des micro-organismes qui ont souvent un pH optimal qui varie de 5,5 à 7,5 (USDA, 2017). Donc le pH est l'un des paramètres les plus importants de la qualité de sol. Il doit être étroitement contrôlé au cours de toutes les opérations de traitement des sols. Le pH peut toutefois être modifié par les activités anthropiques, les variations climatiques ou par les différents processus naturels (les cycles du carbone, de l'azote...).

Les sols collectés, sont alcalins à fortement alcalins. Leurs pH de l'eau varient entre 7,2 et 8,5 avec une moyenne de l'ordre de 7,84, tandis que leurs pH-KCl varient entre 7,1 à 8,2 avec une moyenne de 7,67. Nous remarquons que les valeurs du pH-KCl sont inférieures aux valeurs mesurées pour le pH-Eau (Figure 25). Ceci est dû au fait que l'acidité réelle prend en compte uniquement les ions H<sub>3</sub>O<sup>+</sup> libérés dans la solution par le sol, alors que l'acidité potentielle (K<sup>+</sup>) prend en compte également les ions H<sub>3</sub>O<sup>+</sup> (et Al<sup>3+</sup>) échangeables et adsorbés à la surface des colloïdes (Tapernoux, 1928).

Selon la classification d'USDA (2017), les sols étudiés sont modérément à fortement basiques.

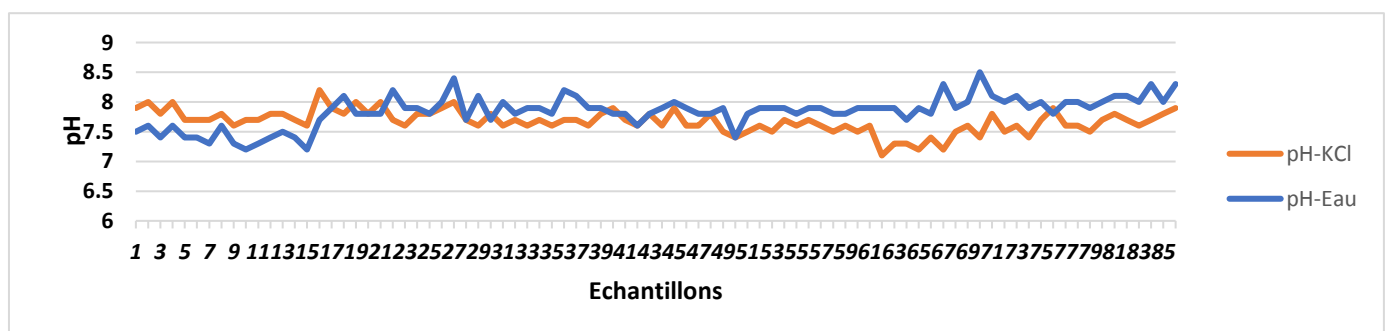


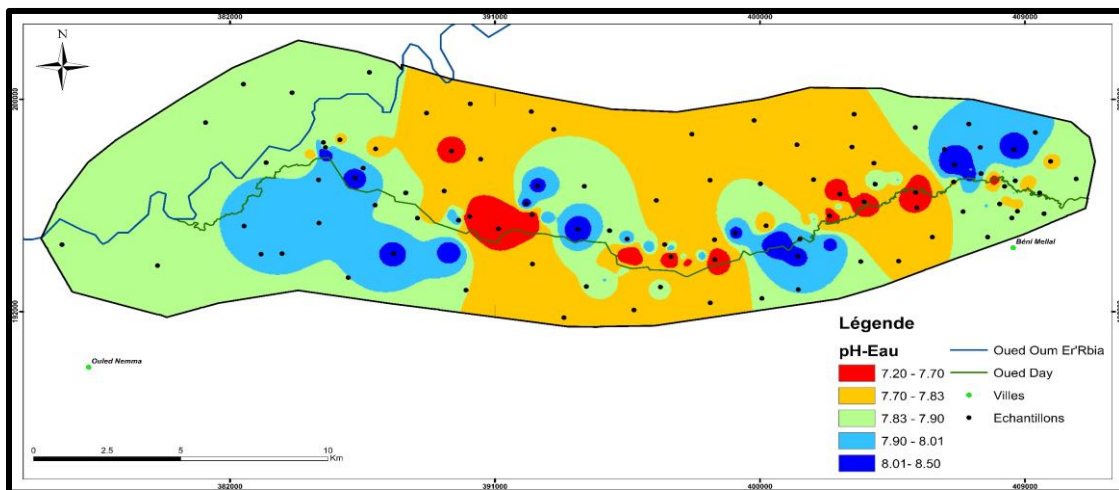
Figure 25 : Evolution du pH des sols étudiés

La différence entre le pH d'échange et le pH de l'eau  $\Delta\text{pH} = (\text{pH KCl} - \text{pH Eau})$  est un paramètre important pour apprécier la réactivité du complexe absorbant du sol (Olayossimi et al., 2018). Dans cette étude,  $\Delta\text{pH}$  de la majorité des sols étudiés est négatif, de ce fait dans le complexe absorbant, il y a prédominance des charges positives donc une capacité d'échange cationique dominante. Vu la différence entre  $\text{pH-KCl}$  et  $\text{pH-Eau}$  est inférieur à 1 donc ces sols sont saturés en minéraux, et influencés par le calcaire (Tableau 13).

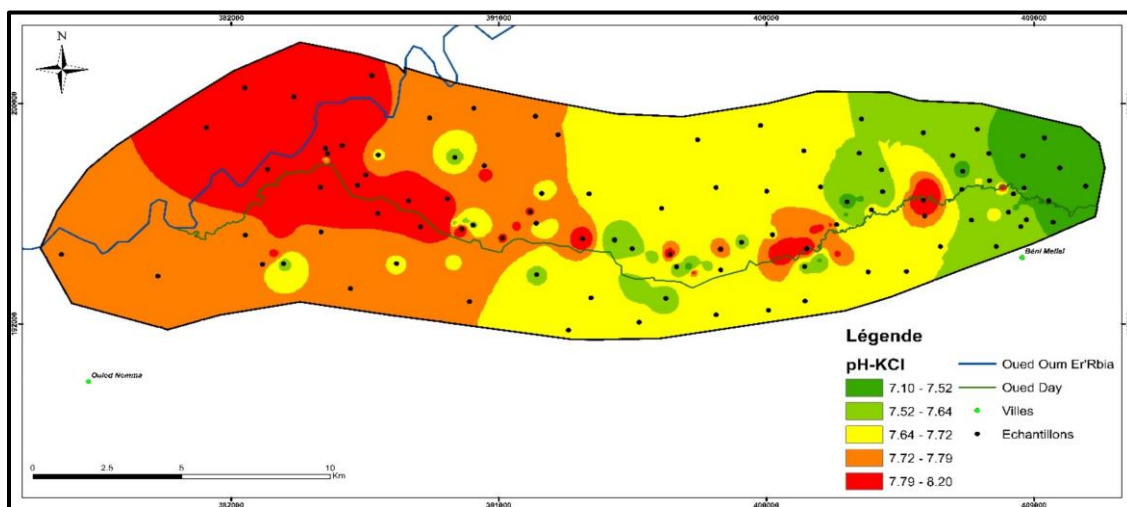
La distribution spatiale du pH montre que les sols qui sont fortement basiques sont localisés dans la partie est de la zone d'étude tandis que les sols moins basiques sont localisés dans la partie ouest de la zone d'étude (Figure 26 et 27).

**Tableau 13 : Valeurs de pH des sols étudiés**

	<b>pH KCl</b>	<b>pH Eau</b>	<b><math>\Delta\text{pH} = (\text{pH KCl} - \text{pH Eau})</math></b>
<b>Minimum</b>	7,10	7,20	-1,10
<b>Maximum</b>	8,20	8,50	0,50
<b>Moyenne</b>	7,67	7,84	-0,17



**Figure 26 : Distribution spatiale du pH-Eau des sols étudiés**



**Figure 27 : Distribution spatiale du pH-KCl des sols étudiés**

## II.1.2. Texture du sol

Les analyses granulométriques des sols ont été effectuées au laboratoire afin de déterminer la distribution des particules en pourcentage suivant leurs diamètres. Les résultats ont montré que le pourcentage de sable varie de 7 à 37,40%, avec une valeur moyenne de 20,35%. La fraction limoneuse varie entre 8,60 et 74,66 %, avec une valeur moyenne de 42,87 %, et la teneur en argile (<2 µm) varie de 6,34 à 83% avec une valeur moyenne de 36,78 % (Tableau 14). La projection des résultats de l'analyse granulométrique sur le triangle des textures des sols (USDA, 1975) montre la prédominance des classes texturales argileuse et argilo-limoneuse (Figure 28).

Les distributions spatiales des fractions d'argile, de limon et de sable (Figures 29, 30 et 31) montrent que les sols étudiés sont riches en fraction argileuse (Figures 28).

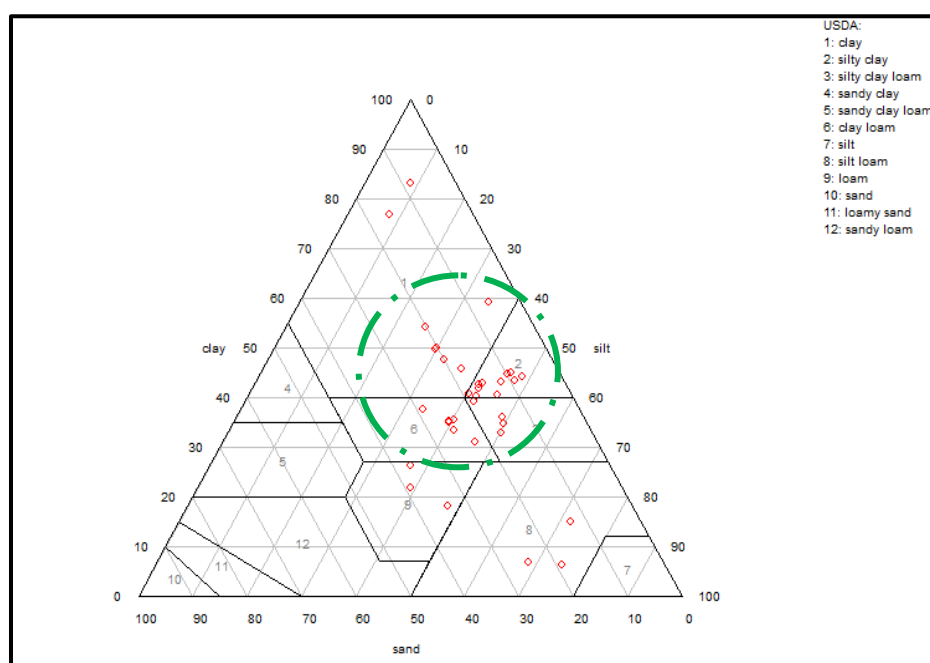


Figure 28 : Texture des sols étudiés

Tableau 14 : Fraction granulométrique des sols étudiés (%)

	Sable	Limon	Argile
<b>Maximum</b>	38.87	74.65	82.93
<b>Minimum</b>	5.63	8.65	6.31
<b>Moyenne</b>	20.35	42.87	36.78

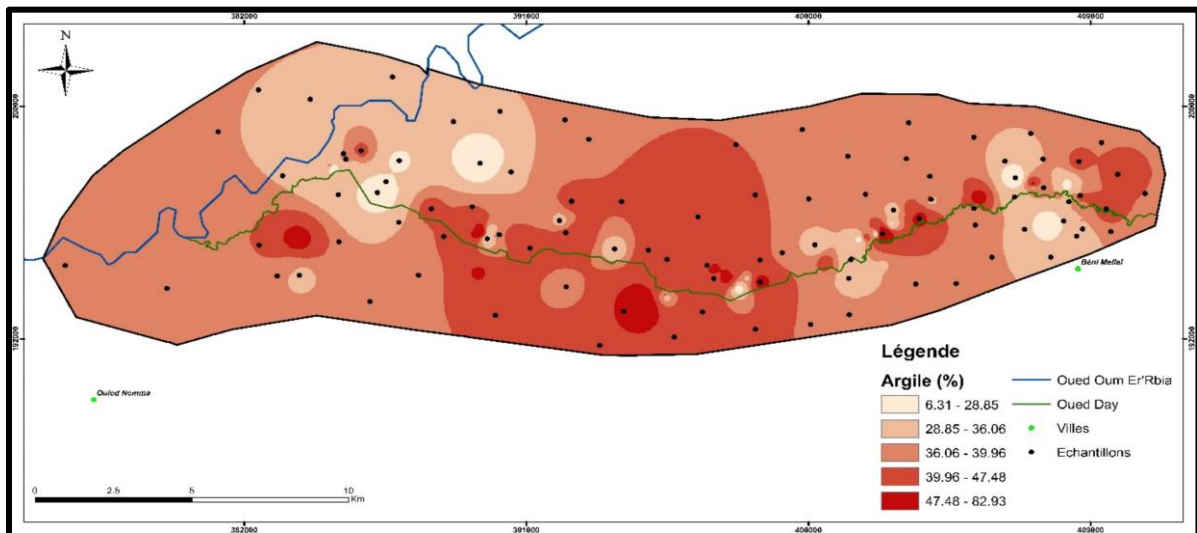


Figure 29 : Distribution spatiale de la fraction argileuse des sols étudiés

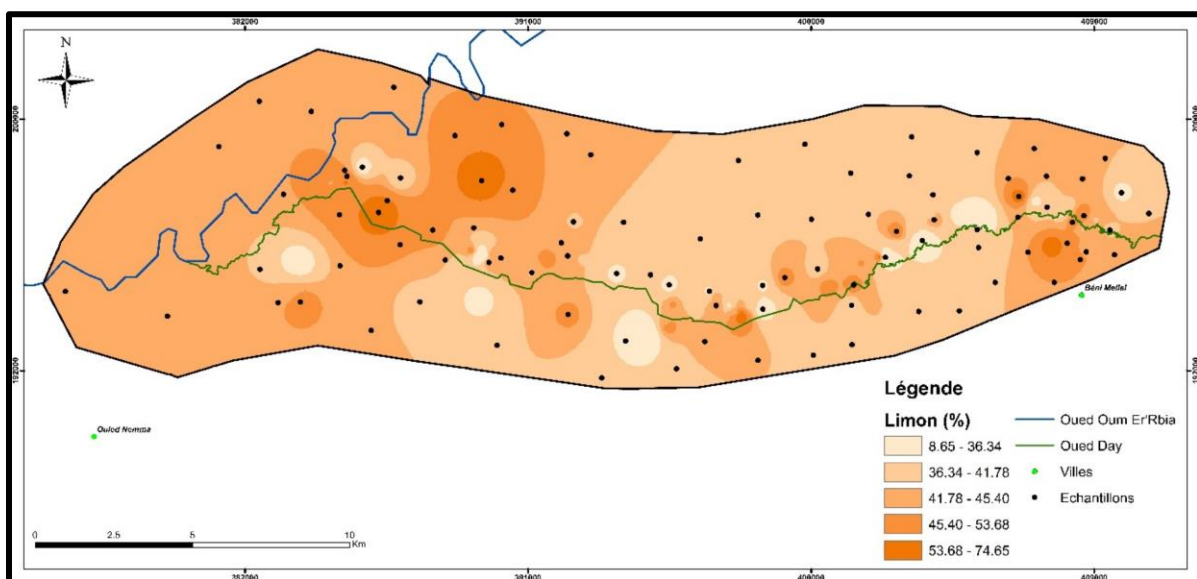


Figure 30 : Distribution spatiale de limon des sols étudiés

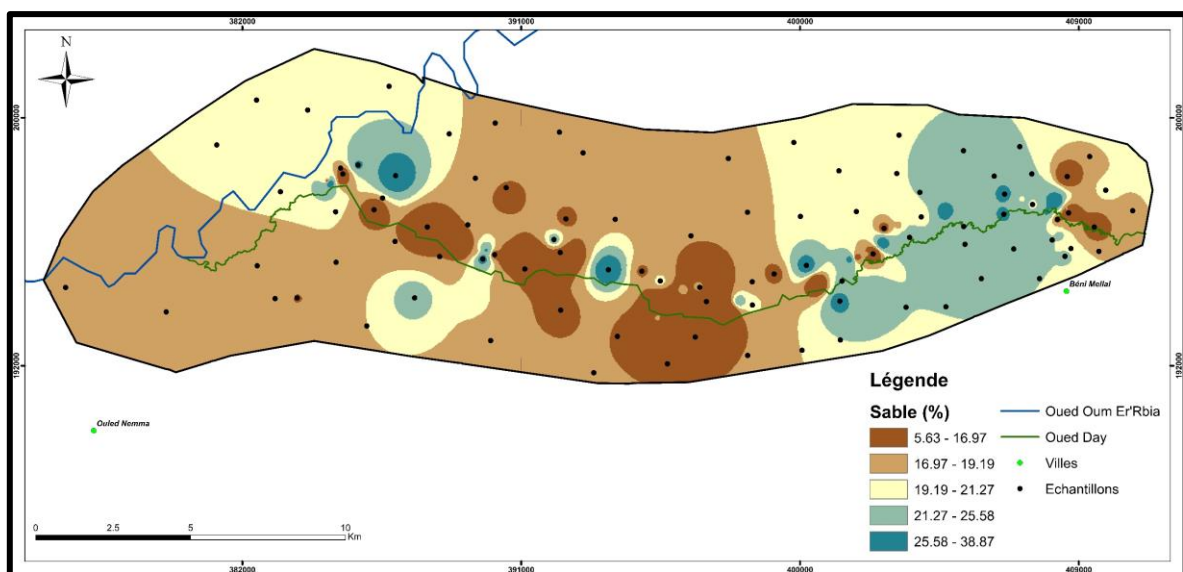


Figure 31 : Distribution spatiale du sable des sols étudiés

### II.1.3. Les carbonates de calcium (CaCO<sub>3</sub>)

D'après les résultats obtenus par la méthode de perte au feu, on constate que la teneur en carbonate de calcium (CaCO<sub>3</sub>) varie de 1,56% à 16,77% avec une moyenne de 8,14% (Figure 32). Les carbonates se trouvent donc en forte quantité, ce qui explique la basicité des sols étudiés.

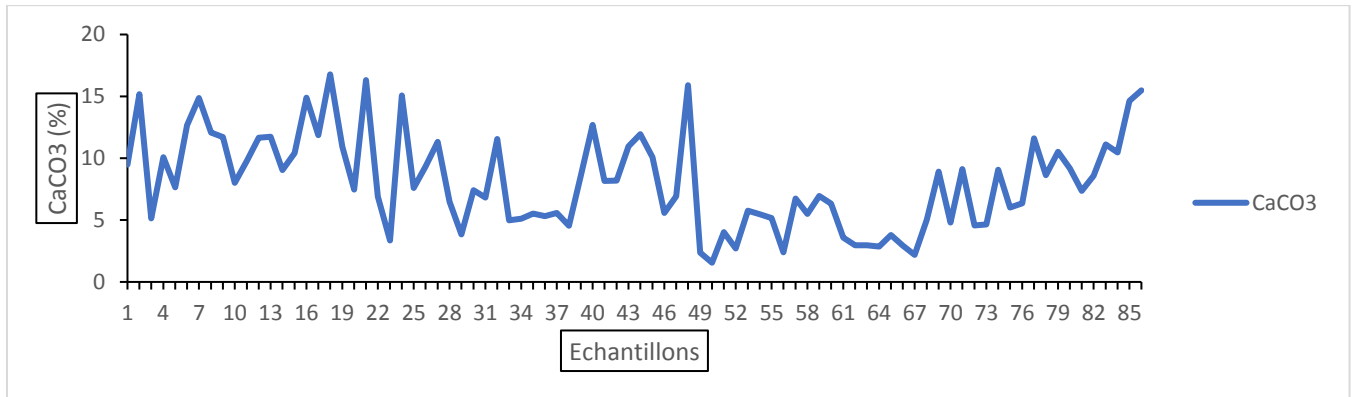


Figure 32 : Evolution des carbonates des sols étudiés

Les valeurs de CaCO<sub>3</sub> montrent des distributions inégales souvent corrélées à des caractéristiques topographiques telles que la pente et l'altitude. Les sols étudiés, sont riches en carbonates avec une augmentation progressive de l'amont vers l'aval d'Oued Day (Figure 33). En outre, les fortes valeurs en carbonates sont corrélées avec les zones d'affleurement de la roche mère. Géologiquement, cette zone est caractérisée par les dépôts du quaternaire couvrant la majeure partie de la zone d'étude et le long des rivières. Les formations dominantes dans notre zone d'étude sont de nature calcaire, dolomie, marnes et grès (Figure 16).

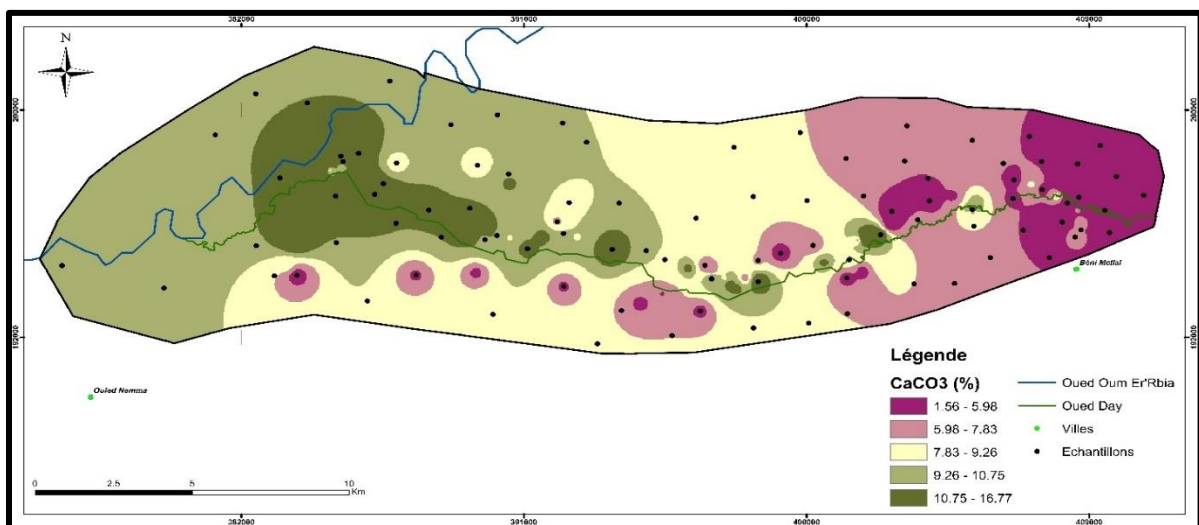
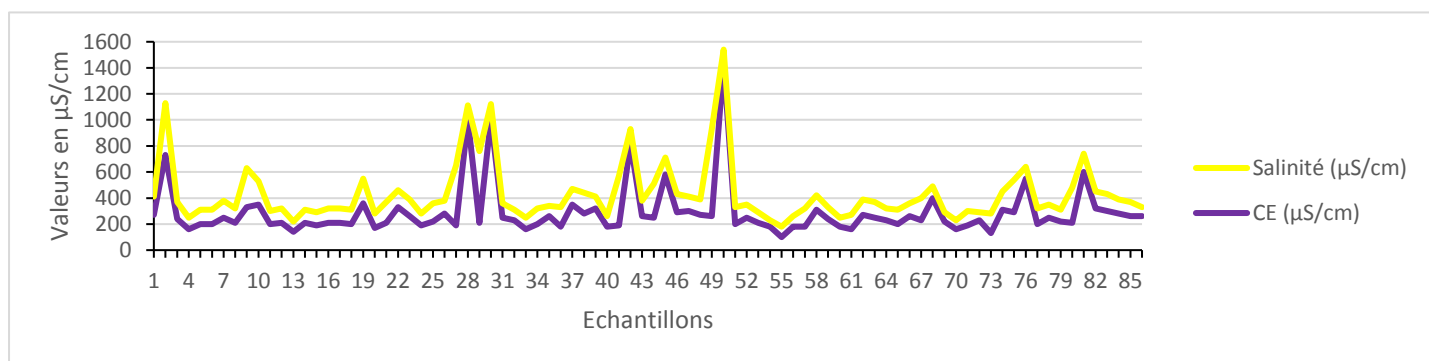


Figure 33 : Distribution spatiale de CaCO<sub>3</sub> des sols étudiés

## II.1.4. Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique (CE) est très importante pour déterminer le degré de la salinité du sol. Les sels proviennent de l'eau d'irrigation, de l'utilisation d'engrais, de l'élévation des nappes phréatiques et de la dissolution des minéraux du sol. La salinité du sol est liée à la production agricole dans les zones irriguées. Le problème de la salinisation des sols est particulièrement répandu dans les zones arides et semi-arides où l'évapotranspiration dépasse les précipitations annuelles et où l'irrigation est nécessaire pour répondre aux besoins en eau. Notre région est l'une des plus irriguées du Maroc. Les valeurs obtenues de la conductivité



électrique varient entre 100,58 et 1437,12  $\mu\text{S}/\text{m}$ , avec une moyenne de 290,95  $\mu\text{S}/\text{m}$  (Figure 34).

**Figure 34 :** Evolution de la conductivité électrique des sols étudiés

Selon la classification de la FAO, (Norme FAO, 1989) et les recommandations d'Ontario Field Crop (Tableau 15 et 16), ces sols sont modérément à fortement salins.

**Tableau 15 :** Effets des différents niveaux de salinité des sols cultivés sur les plantes (d'après Ontario Field Crop Recommendations OMAFRA, 1996)

Salinité du sol ( $\mu\text{S} / \text{cm}$ )	Niveau	Réaction des plantes
de 0 à 250	Faible	Niveau convenable pour la plupart des plantes si les quantités recommandées d'engrais sont respectées.
de 250 à 450	Moyen	Niveau toléré par la plupart des plantes si les quantités recommandées d'engrais sont respectées.
de 450 à 700	Élevé	Niveau pouvant réduire la germination et causer des dommages légers à sévères aux plantes sensibles à la salinité.
de 700 à 1000	Très élevé	Niveau de salinité pouvant empêcher la germination ou causer des dommages légers à sévères à la plupart des plantes.
> 1000	Extrême	Niveau causant des dommages sévères à la plupart des plantes.

La carte de répartition spatiale de la CE montre que la plus grande partie de la zone d'étude est touchée par ce phénomène de salinisation (Figure 35). Ces sels proviennent généralement de l'eau d'irrigation saline ainsi que des eaux de pluie qui s'écoulent dans les

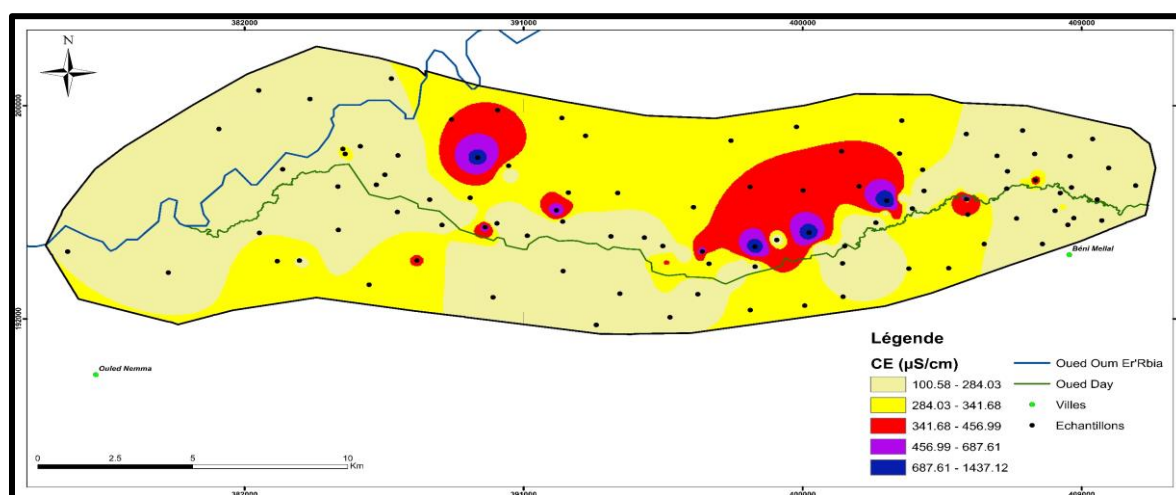


formations triasiques (Khalil et al., 2004). Les valeurs élevées de la CE sont visibles au centre de la zone d'étude caractérisée par un pratique agricole excessive (forte irrigation des sols).

**Tableau 16 : Échelle de la salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait 1/5 (Aubert, 1978)**

<i>CE (<math>\mu\text{S/cm}</math>) à 25°C</i>	<i>Degré de salinité</i>
<b>CE &lt; 600</b>	Sol non salé
<b>600 &lt; CE &lt; 2000</b>	Sol peu salé
<b>2000 &lt; CE &lt; 2400</b>	Sol salé
<b>2400 &lt; CE &lt; 6000</b>	Sol très salé
<b>CE &gt; 6000</b>	Sol extrêmement salé

La concentration élevée du sol en sels solubles peut empêcher la germination des plantes (Diallo et al., 2015). Elle empêche aussi l'absorption de l'eau par les plantes. Les concentrations élevées de sodium (Na) détruisent la structure du sol et entravent sa porosité et son aération (Diallo et al., 2015).



**Figure 35 : Distribution spatiale de la CE des sols étudiés**

### II.1.5. Capacité d'échange cationique (CEC)

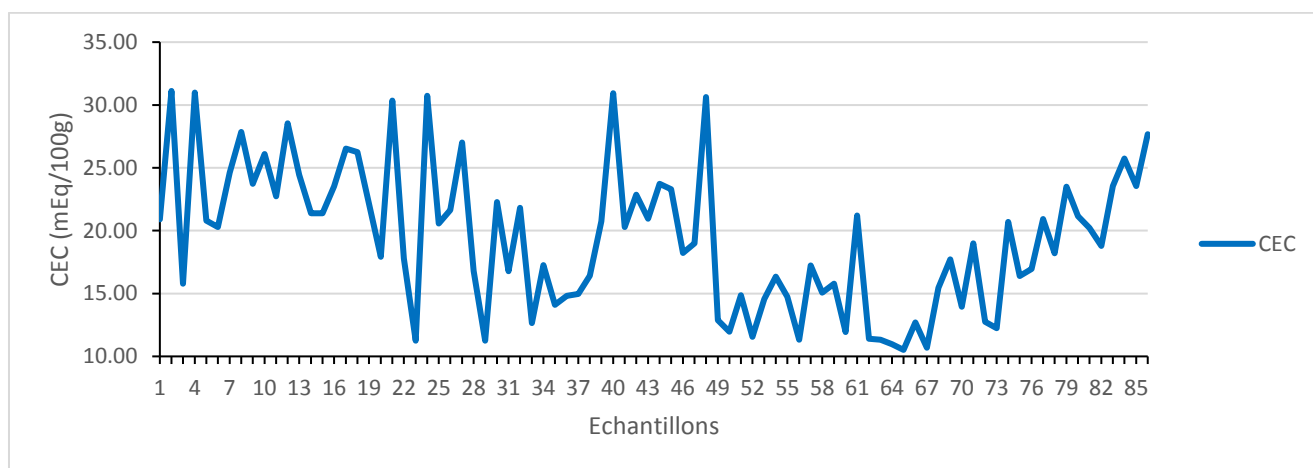
La capacité d'échange cationique désigne la capacité du sol à retenir, sur ses sites d'échange et à échanger les cations assimilables par les plantes (Saidi et al., 2008). La capacité d'échange cationique est un indicateur de la fertilité du sol. Elle est exprimée en milliéquivalents par 100 g de sol (mEq/100g). D'après Ekalund et al (2003), les sols minéraux ont une CEC de 60 mEq/100g et les sols organiques ont une CEC de 200 mEq/100g. La capacité d'échange dépend beaucoup de la texture du sol. Une capacité d'échange variant de 10 à 15 mEq/100g est très élevée pour un sol léger, mais très faible pour un sol argileux (Tableau 17). Les valeurs de la CEC des sols étudiés, varient de 8.50 à 37.63 mEq/100g avec

une moyenne de 19.55 mEq/100g (Figure 36). Selon les normes de Doucet (2006), les sols étudiés peuvent être considérés comme moyennement riches en CEC.

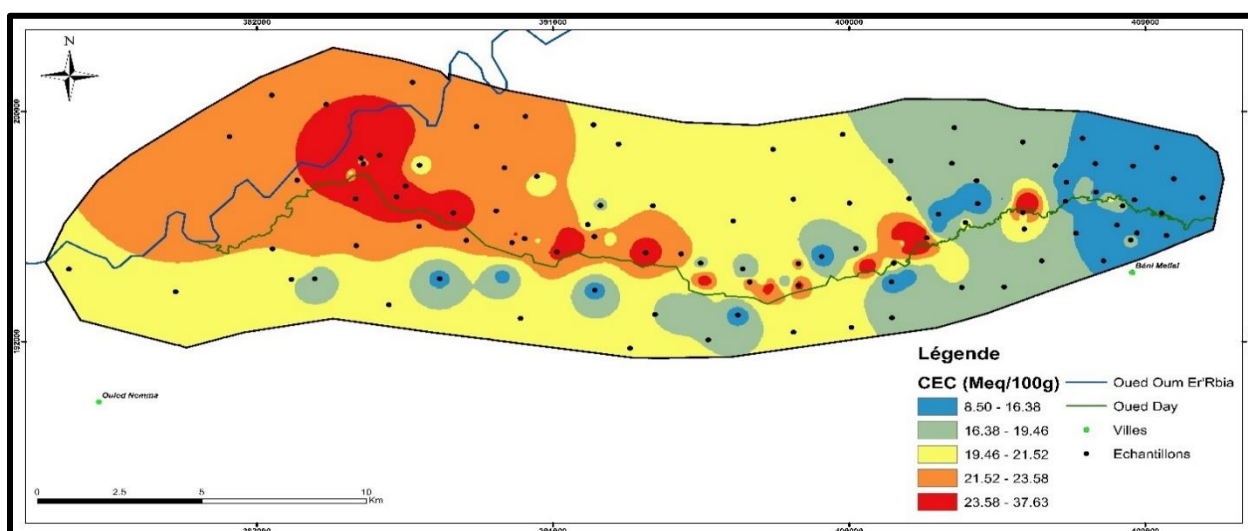
La distribution spatiale de la CEC montre que les fortes valeurs sont localisées dans la partie centrale et dans le nord-ouest de la zone d'étude (Figure 37).

**Tableau 17 : Normes de la CEC en fonction du type de sol (Doucet, 2006)**

Type de sol	CEC (mEq/100g du sol)				
	Très faible	Faible	Moyenne	Élevée	Très élevée
Sols légers à pH > 6	< 4	4 - 6	6 - 8	8 - 10	> 10
Loams	< 10	10 - 15	15 - 20	20 - 25	> 25
Sols lourds	< 25	25 - 30	30 - 35	35 - 40	> 40
Sols organiques	< 50	50 - 100	100 - 150	150 - 200	> 200



**Figure 36 : Evolution de la capacité d'échange cationique de sols étudiés**

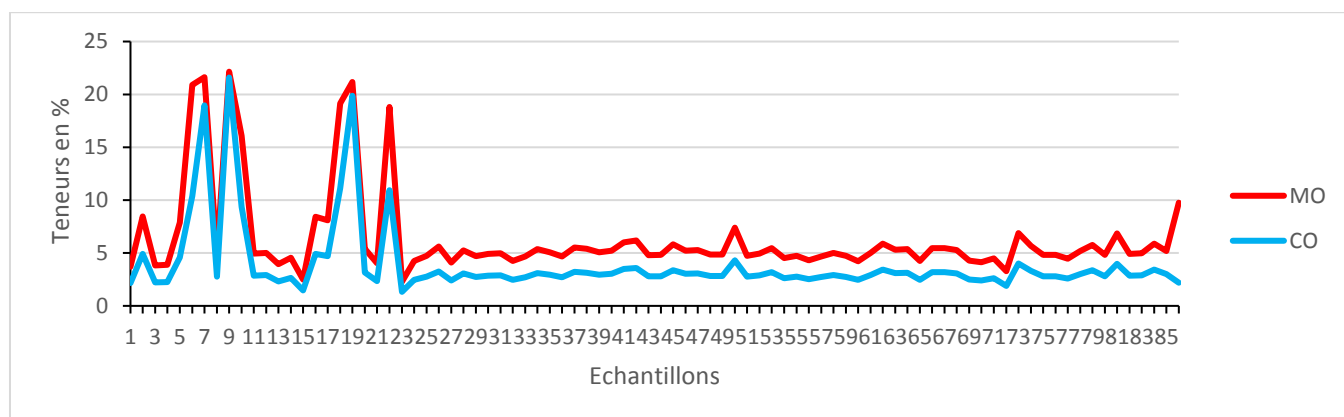


**Figure 37 : Distribution de la CEC des sols étudiés**

### II.1.6. Matière organique et le carbone organique

La matière organique du sol provient de la décomposition des débris végétaux et des

cadavres d'animaux. Le taux de la matière organique ne sert pas directement à déterminer les quantités recommandées d'engrais ou de chaux, mais elle est un indicateur général de la qualité du sol car elle exerce une grande influence sur ses propriétés chimiques et physiques. Les valeurs de la matière organique et le carbone organique du sol sont exprimés en pourcentage (%). Dans la zone d'étude, les valeurs de la matière organique (MO) et le carbone organique (CO) varient respectivement entre 2,33% et 22,06% et entre 1,36% et 21,51% avec des moyennes de l'ordre de 6,35% et 3,90% respectivement (Figure 38).



**Figure 38 : Evolution de MO et CO des sols étudiés**

Les sols contenant plus de 30 % de matière organique sont classés comme sols organiques par le système canadien de classification des sols (OMAFRA, 1998). Ainsi, les spécialistes s'entendent pour dire qu'un taux de 1,5 % est la limite critique théorique, au-dessous de laquelle la fertilité du sol diminue rapidement. Il est souvent souhaitable de viser à maintenir un taux minimal de 2,5 % en général et même de 3,5 à 4 % dans les sols lourds (Doucet, 2006), De façon générale, un taux de 4 à 8 % de matière organique correspond à une bonne productivité et à une bonne capacité de minéralisation. Cependant, de hautes teneurs en matière organique peuvent être empêché la croissance des plantes si elles sont associées à de mauvaises conditions de drainage (Petit et Jobin, 2005). D'après ces classifications les sols étudiés sont classés comme des sols moyennement à fortement organiques (Tableau 18).

**Tableau 18 : Limites de la matière organique selon la texture du sol**

Niveau	Texture légère	Texture lourde
	Sableuse à limoneuse	Limono-argileuse à argileuse
<b>Très pauvre</b>	0 - 2 %	0 - 2 %
<b>Pauvre</b>	2,1 - 3,5 %	2,1 - 4,5 %
<b>Moyenne</b>	3,6 - 6,5 %	4,6 - 10 %
<b>Riche</b>	6,6 - 8 %	10,1 - 13 %
<b>Très riche</b>	> 8 %	> 13 %

Source : Association des fabricants d'engrais du Québec (1987).

La carte de distribution spatiale de MO et CO montre que les fortes valeurs sont situées dans les parties aval d'Oued Day et au centre de la zone d'étude, où l'agriculture est bien développée. Mais, les faibles valeurs sont visibles en amont d'Oued Day (Figure 39 et 40). Cette graduation de la matière organique est probablement liée aux plusieurs facteurs tels que la dégradation des sols, les activités humaines et industrielles installées dans la région.

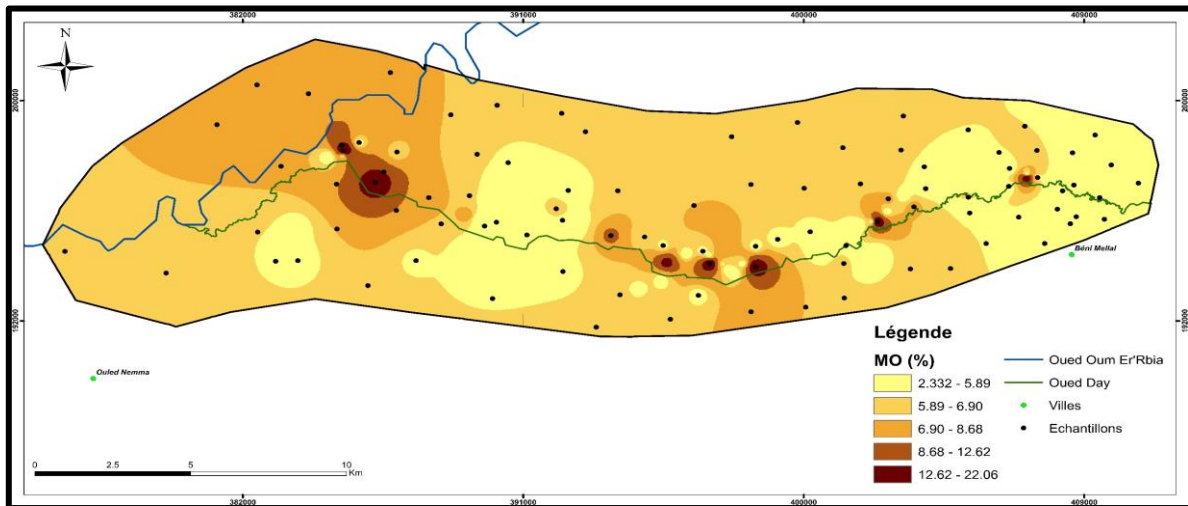


Figure 39 : Distribution spatiale de la matière organique des sols étudiés

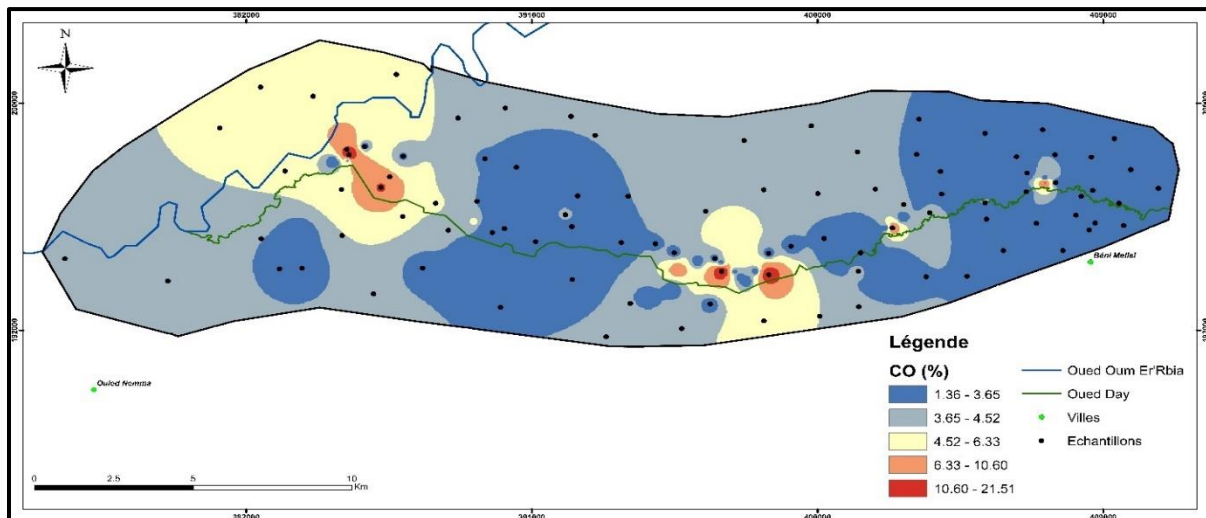


Figure 40 : Distribution spatiale du carbone organique des sols étudiés

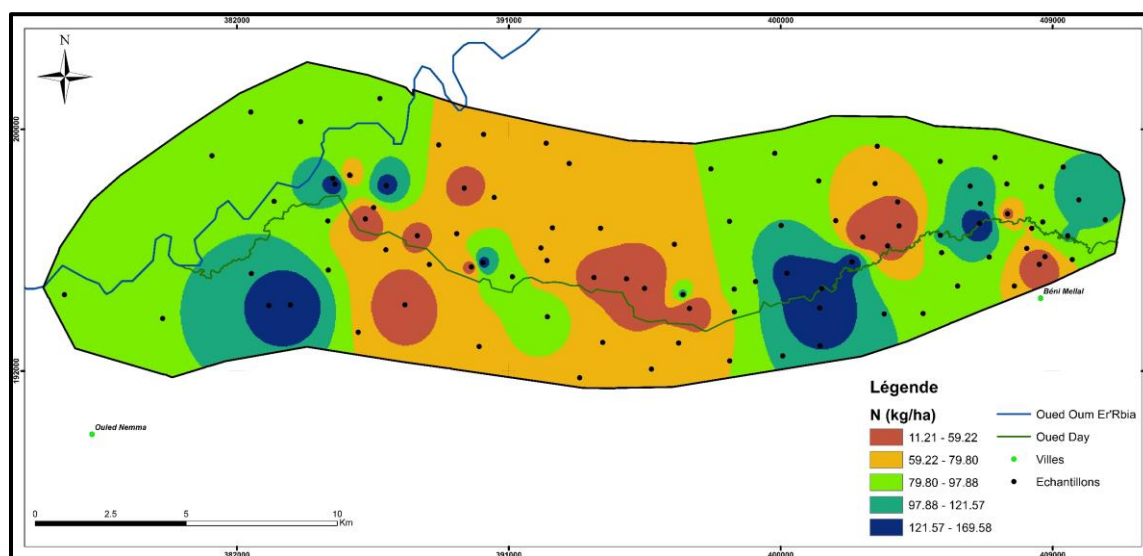
### II.1.7. Azote total (N)

L'azote (N) est un élément essentiel dans le sol, il est indispensable pour la croissance végétative des plantes, il représente le principal facteur responsable du rendement dans les sols agricoles. Dans les sols étudiés, les teneurs en azote totale varient entre 11,20 mg/kg et 170,24 mg/kg avec une moyenne de 84,10 mg/kg.

Cependant, la valeur moyenne du pH des sols étudiés est de l'ordre de 7,82. La fertilité des sols agricoles en azote est déterminée selon l'échelle de fertilité proposée par Dabin (1970) (Tableau 19), qui propose 5 échelles de fertilité (1 à 5) en fonction de la teneur en azote totale et le pH du sol. Selon cette classification on trouve que les sols étudiés sont classés dans la classe très bonne. La carte de distribution de N (Figure 41) montre que les valeurs les plus élevées se trouvent en amont, et l'aval d'Oued Day, et au centre de la zone d'étude.

**Tableau 19 : Classification de la fertilité des sols à partir du pH et de la teneur en azote total en % (Dabin, 1970)**

Échelle	1	2	3	4	5
<i>pH</i>	<i>Mauvais</i>	<i>Médiocre</i>	<i>Moyen</i>	<i>Bon</i>	<i>Très bon</i>
<b>4,5</b>	< 0,6	0,6 - 1,2	1,2 - 2,5	> 2,5	
<b>5</b>	< 0,45	0,45 - 0,8	0,8 - 1,5	1,5 - 3	> 3
<b>6</b>	< 0,3	0,3 - 0,45	0,45 - 0,8	0,8 - 1,5	> 1,5
<b>6,5</b>	< 0,2	0,2 - 0,3	0,3 - 0,45	0,45 - 1	> 1
<b>7</b>	< 0,1	0,1 - 0,2	0,2 - 0,3	0,3 - 0,45	> 0,45



**Figure 41 : Distribution spatiale de l'azote des sols étudiés**

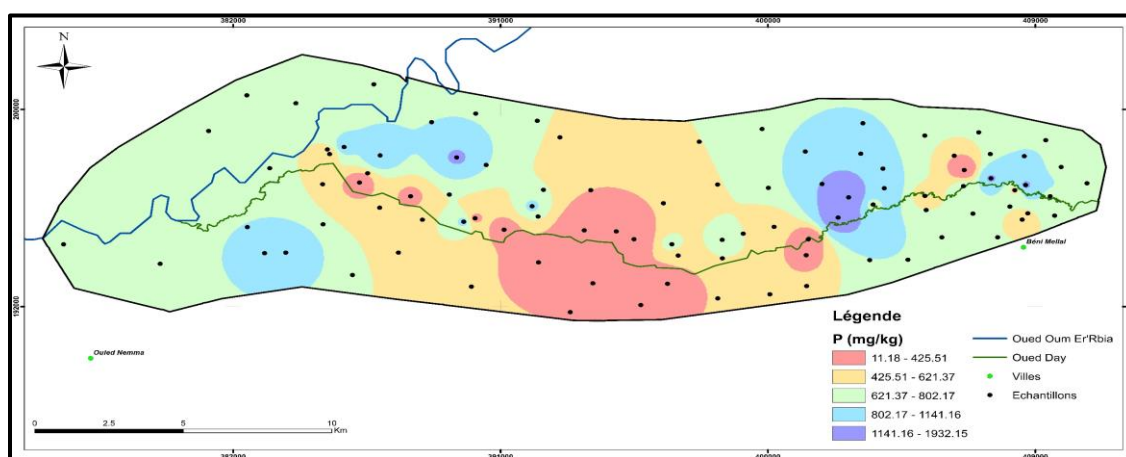
### II.1.8. Phosphore (P)

Le phosphore (P) est un élément essentiel pour les plantes et les animaux. Il joue un rôle très important dans le renforcement de la fertilité des sols agricoles (Sanyal et De Datta, 1991). Les teneurs en phosphore assimilable dans les sols étudiés varient entre 11,09 mg/kg et 1932,71 mg/kg avec une moyenne de 654,45 mg/kg. En se référant aux normes de Delaunoy (2008), (Tableau 20), les sols étudiés ont classé comme des sols pauvres en phosphore assimilable.

**Tableau 20 : Répartition des classes de phosphore (P) des sols agricoles selon les normes de Delaunoi (2008)**

Classes	Très faible	Faible	Moyen	Élevé	Très élevé
P (mg/kg)	< 15	15 - 30	30 - 45	45 - 100	> 100

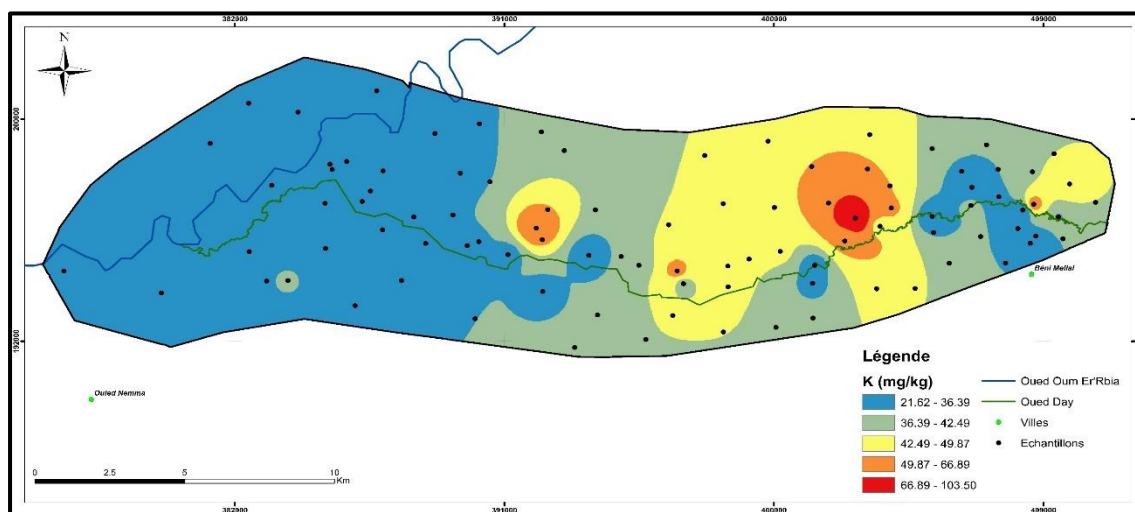
La carte de distribution de P (Figure 42) montre que les valeurs les plus élevées se trouvent en amont, et l'aval d'Oued Day.



**Figure 42 : Distribution spatiale de l'azote des sols étudiés**

### II.1.9. Potassium (K)

Le potassium, joue un rôle primordial comme activateur de plusieurs enzymes, il intervient dans des métabolismes comme la synthèse des glucoses et des protéines et dans leur transport aux organes de réserves. Le potassium échangeable et le potassium en solution sont les deux formes qui servent à alimenter les plantes. Les valeurs du potassium des sols étudiées, varient de 21,62 à 103,50 mg/kg avec une moyenne de 39,30 mg/kg. La distribution spatiale de K (Figure 43) démontre que les valeurs les plus élevées sont situées dans la partie Sud-Est du site au centre de la zone d'étude.



**Figure 43 : Distribution spatiale du potassium des sols étudiés**

## II.2. Concentrations des éléments en traces

L'évaluation des éléments en traces des sols irrigués par les eaux usées montre une distribution variable de ces éléments. Les résultats obtenus pour ces métaux lourds (As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn et Fe) sont présentés dans le tableau 41 (Voir l'annexe). La sélection de ces métaux traces était dans le cadre des travaux locaux et nationaux antérieurs sur la région (El Baghdadi et al., 2011a, b, 2015 ; Barakat et al., 2012, 2019a ; Oumenskou et al., 2018 ; Hilali et al., 2020, 2022 ; Enaji et al., 2020 ; El Hamzaoui et al., 2020) qui se sont concentrés sur l'évaluation des concentrations de métaux traces tels que As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn et Fe ainsi le risque lié à cette pollution. Les concentrations des métaux étudiés dans cette d'étude sont de l'ordre de  $Fe > Pb > Cu > As > Zn > Cr > Ni > Cd$ . La valeur moyenne des échantillons de sol contenant As est de 8,24 mg/kg et varie de 5,04 à 13,62 mg/kg. Cependant, les valeurs moyennes de Cr et Cu sont respectivement de 77,77 mg/kg, 87,40 mg/kg, allant de 47,23 à 175,03 mg/kg et de 52,39 à 201,40 mg/kg. La teneur en Cd varie entre 2,64 et 10,42 mg/kg avec une moyenne de 4,89 mg/kg. Cependant, la valeur moyenne de Ni dans les échantillons de sol est de 42,33 mg/kg, avec une plage de 24,64 à 63,07 mg/kg. Les valeurs moyennes de Pb et Zn sont respectivement de 109,66 mg/kg, 75,98 mg/kg, variant de 40,30 à 180,80 mg/kg et de 39,6 à 180,80 mg/kg. Le fer est le composant principal de tous les échantillons du sol, varie de 16980,45 à 38863,21 mg/kg avec une moyenne de 26248,18 mg/kg. Les concentrations moyennes de As (8,24 mg/kg), Cr (77,77 mg/kg), Cu (87,40 mg/kg), Cd (4,89 mg/kg), Pb (109,66 mg/kg), Zn (75,98 mg/kg) et Fe (26248,18 mg/kg) dans les sols sont supérieures à leurs valeurs du fond géochimiques, tandis que la moyenne Ni (42,33 mg/kg) est inférieure à leurs valeurs de fond géochimiques (Tableau 21).

Les concentrations moyennes d'As, Cr, Cu, Ni, Zn et Fe ne dépassent pas les concentrations maximales de l'OMS dans le sol (tableau 21) de 20 mg/kg pour As, 100 mg/kg pour Cr, 100 mg/kg pour Cu, 50 mg/kg pour Ni, 300 mg/kg pour Zn et 50000 mg/kg pour Fe (Godin, 1982). Cependant, le Pb et le Cd sont les principaux polluants métalliques et leurs concentrations moyennes (109,66 mg/kg et 4,89 mg/kg) sont supérieures à la valeur critique de l'OMS (100 mg/kg et 3 mg/kg). Ces métaux sont utilisés dans la verrerie (Bunce, 1993) et proviendraient de l'irrigation des eaux usées, qui est responsable des rejets toxiques tels que l'huile des moteurs, l'impression, les déchets d'acier, les produits chimiques, l'élimination des déchets solides, le transport, les peintures, le tannage du cuir, la circulation, les batteries, les pesticides, etc. (Barakat et al., 2012) et les déchets des unités industrielles installées en amont de la ville de Béni Mellal.

La teneur en éléments en traces qui en résulte a été comparée à leurs concentrations dans le sol et la croûte terrestres, aux normes de l’OMS et de la FAO, à la valeur de fond géochimique et au sol normal régional (une référence régionale), qui sont indiqués dans le tableau 21. Les niveaux moyens de Ni dans les échantillons sont inférieurs aux valeurs correspondantes dans le fond géochimique, le sol et la croûte terrestres et le sol normal régional. Les valeurs moyennes de Cu et de Zn ont dépassé le fond géochimique, le sol et la croûte terrestres.

**Tableau 21 : Statistiques descriptives des concentrations des métaux lourds des sols étudiés (n = 35). Les concentrations sont exprimées en mg/kg pour tous les éléments**

	<i>As</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Cd</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>Fe</i>	<i>Références</i>
<b>Max</b>	13.62	175.03	201.40	10.42	63.07	180.80	153.44	38863.21	
<b>Min</b>	5.04	47.23	52.39	2.64	24.64	40.30	39.20	16980.45	
<b>Moyenne</b>	8.24	77.77	87.40	4.89	42.33	109.66	75.98	26248.18	
<b>Ecart type</b>	2.21	27.46	33.13	1.65	10.15	40.19	25.42	5382.13	
<b>Fond géochimique local</b>	6	25.21	31.4	0.85	50	32.45	43.76	12141.44	(Oumenskou et al., 2018)
<b>Sol terrestre</b>	-	84	26	0.11	-	29	60	32000	(Taylor, 1964)
<b>Croûte terrestre</b>	1.7	100	50	0.6	58	14	75	41000	(Taylor, 1964; Turhan et al., 2020)
<b>OMS/FAO</b>	20	100	100	3	50	100	300	50000	(Chiroma et al., 2014)
<b>Sol normal régional</b>	6	70	30	0.35	50	100	90	-	(Kao et al., 2007)

*OMS: Organisation mondiale de la santé, FAO: Organisation des Nations Unies pour l’alimentation et l’agriculture (Nations Unies)*

Les concentrations moyennes d’As et de Cr sont supérieures à la valeur de fond géochimique et au sol normal régional. Le fer est le métal le plus abondant dans les échantillons analysés de sol, ces concentrations moyennes ont dépassé le fond géochimique mais restent inférieures aux niveaux signalés par les normes de l’OMS, ce qui n’indique pas de contamination des métaux par le fer dans la zone d’étude. De plus, les concentrations moyennes de Pb et de Cd sont supérieures aux valeurs du fond géochimique, au sol et à la croûte terrestres, aux normes de l’OMS et de la FAO et au sol normal régional. Cela indique que les sols étudiés sont affectés par ces éléments métalliques et peuvent donc présenter des risques futurs pour la santé et l’environnement.



### II.3. Distribution spatiale des éléments en traces

Les cartes de distribution spatiale des éléments métalliques étudiés sont illustrées dans la figure 44 qui sont élaborées à l'aide du logiciel ArcGIS 10.3. Les résultats obtenus (intervalles de classe) ont été définis par la méthode d'interpolation IDW (Inverse Distance Weighting) basée sur les valeurs mesurées des éléments métalliques dans les échantillons de sol. La distribution spatiale de As, Cr, Ni, Pb, Zn et Fe a montré que les concentrations les plus élevées sont situées en amont (Nord-Est de la zone) d'Oued Day (Figure 44a, 44b, 44e, 44f, 44g et 44h). Ces concentrations élevées sont principalement attribuables à l'intense activité agricole dans cette région, avec des cultures telles que les betteraves, les oranges et les mandarines. Les agriculteurs de la partie nord-est ont surexploité les eaux usées de l'Oued Day pour l'irrigation. En revanche, les concentrations diminuent progressivement de l'amont vers l'aval de l'Oued Day, c'est-à-dire du nord-est au nord-ouest (Figure 44a). Cette diminution s'explique principalement par la réduction du débit des eaux usées, en particulier pendant l'été, car elles sont largement exploitées par les agriculteurs de la partie amont de l'Oued Day. Les agriculteurs de la partie aval ont compensé ce manque d'eaux usées en utilisant d'autres sources d'irrigation, telles que l'irrigation à partir de l'Oued Oum Er'Rbia ou des puits. Les fortes concentrations de Pb observées dans ces zones sont principalement dues à la circulation intense des véhicules agricoles dans les champs et à l'utilisation d'essence au plomb pour les pompes utilisées pour pomper les eaux usées de l'Oued Day ou des puits de la partie aval pendant la période estivale. Les niveaux élevés de Cu et de Cd sont observés au centre de la zone d'étude, couvrant une grande partie de celle-ci, en particulier les zones les plus cultivées près de l'Oued Day (Figure 44c et Figure 44d respectivement). Cela indique que la couche supérieure du sol (0 à 30 cm) dans cette zone contient des concentrations élevées de ces métaux (Cu et Cd). Les concentrations élevées de cuivre et d'arsenic peuvent être attribuées à l'utilisation à long terme d'engrais agricoles dans les sols cultivés de cette partie de la zone d'étude. Cela suggère que l'application prolongée des fongicides et des pesticides a conduit à leur accumulation dans les sols agricoles.

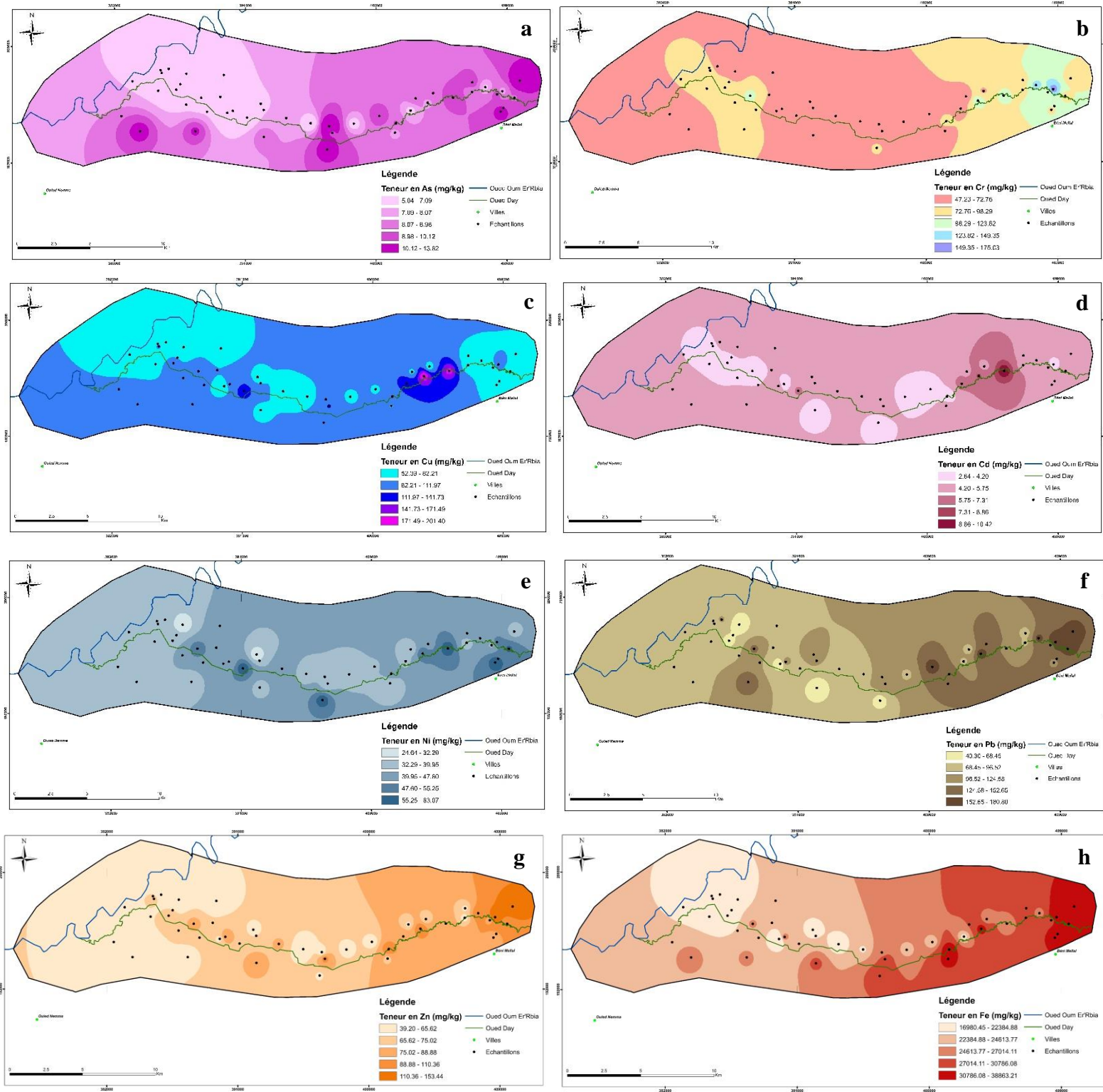


Figure 44 : Cartes de distribution spatiale de As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn et Fe des sols étudiés

Il est également important de noter que les concentrations faibles de tous les éléments (As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn et Fe) sont observées dans la partie nord-ouest de la zone d'étude, correspondant à la partie aval de l'Oued Day. Ces faibles concentrations peuvent être attribuées à plusieurs facteurs tels que des pratiques agricoles inadéquates, la rareté des ressources en eau pour l'irrigation, le type d'irrigation utilisé (puits ou Oued Oum Er'Rbia) et la présence de terres non cultivées (zones de Habous) près de l'Oued Oum Er'Rbia.

La distribution spatiale de tous les éléments métalliques montre que la grande variabilité géochimique peut être expliquée par les facteurs anthropiques introduits, qui sont très probablement associés à l'irrigation par les eaux usées et à l'utilisation intensive des sols pour l'agriculture. En effet, la zone d'étude est caractérisée par une agriculture intensive. Les sources anthropiques de ces éléments sont cohérentes avec les faibles valeurs du fond géochimique dans notre zone d'étude. Par conséquent, les concentrations en métaux lourds sont plus élevées dans les zones intensivement cultivées que dans les zones moins cultivées, en raison de la présence de matière organique non décomposée ou partiellement décomposée qui peut se lier aux éléments métalliques.

## **II.4. Indices de pollution**

### **II.4.1. Indice de géo-accumulation (Igeo)**

Les valeurs d'Igeo des éléments métalliques dans les sols étudiés sont calculés selon l'expression 4 et présentés dans le tableau 42 (Voir l'annexe). Ils ont montré que les valeurs d'Igeo varient de -0,84 à 0,60 (moyenne = -0,18) pour As, de 0,32 à 2,21 (moyenne = 0,97) pour Cr, de 0,15 à 2,10 (moyenne = 0,82) pour Cu, de 1,05 à 3,03 (moyenne = 1,86) pour Cd, de -1,61 à -0,25 (moyenne = -0,86) pour Ni, de -0,27 à 1,89 (moyenne = 1,06) pour Pb, de -0,74 à 1,23 (moyenne = 0,14) pour Zn, et de -0,10 à 1,09 (moyenne = 0,50) pour Fe. Ainsi, les valeurs d'Igeo de Ni indiquent qu'il n'y a pas de contamination significative, pour les Valeurs d'Igeo de As et Fe non contaminées à modérément contaminées, pour les valeurs d'Igeo de Pb et Zn sont modérément contaminées, tandis que pour Cu, Cr et Cd montrent une contamination moyenne à élever.

### **II.4.2. Facteur de contamination (CF)**

Les facteurs de contamination des éléments métalliques dans les sols de la présente étude, sont calculés selon l'expression 5 et présentés dans le tableau 42 (Voir l'annexe) qui sont de l'ordre suivant : Cd > Pb > Cr > Cu > Zn > As > Ni.

En se basant sur les valeurs de CF, le sol présente une contamination considérable pour Pb (moyenne = 3,38), Cd (moyenne = 5,75), Cr (moyenne = 3,09), moyenne contamination pour Zn (moyenne = 1,74), Cu (moyenne = 2,78), As (moyenne = 1,37) et faible contamination pour Ni (moyenne = 0,85).

### II.4.3. Facteur d'enrichissement (EF)

Les facteurs d'enrichissement en éléments métalliques dans les sols de la présente étude, sont calculés selon l'expression (6), et présentés dans le tableau 42 (Voir l'annexe) qui sont de l'ordre suivant : Cd > Pb > Cr > Cu > Zn > As > Ni. D'après les résultats, on constate que les sols ont un enrichissement moyen à significatif en cadmium (FE = 1,04 - 6,05). L'enrichissement en Pb, Cr et Cu est presque nul à moyen, qui sont respectivement : Pb (FE = 0,54-2,79), Cr (FE = 0,85-2,56), Cu (FE = 0,70-2,86). Pour les autres éléments : Zn (FE = 0,51-1,16), As (FE = 0,39-1,11), Ni (FE = 0,23-0,68) ne montrent aucun enrichissement.

### II.4.4. Indice de la charge de pollution (PLI)

Les valeurs de l'Indice de Pollution des Sols (PLI) pour les échantillons étudiés sont calculées selon l'expression (7) et présentées dans le tableau 42 (voir l'annexe). Elles varient entre 1,49 et 2,91, avec une moyenne de 2,01. Ainsi, les valeurs de PLI supérieures à 1 indiquent que la concentration du métal est plus élevée que celle du fond géochimique, ce qui témoigne d'une contamination métallique du sol (Cabrera, 1999). Tous les échantillons de sol étudiés présentent des valeurs de PLI supérieures à 1. Sur la base de ces résultats, on peut conclure qu'il existe une pollution métallique et une dégradation de la qualité des sols étudiés. Cependant, il est important de noter que les plantes cultivées dans cette zone peuvent continuellement éliminer les métaux lourds de ces sols. En d'autres termes, il peut y avoir un équilibre fragile entre l'accumulation des métaux lourds dans ces sols et leur absorption par les plantes cultivées. Cela soulève le risque potentiel d'une contamination de la chaîne alimentaire par les métaux lourds. La figure 45 présente la distribution spatiale des valeurs de PLI. Elle montre que les valeurs les plus élevées ont été observées dans les parties nord-est et sud-est (amont de l'Oued Day), tandis que les valeurs les plus basses ont été observées dans la partie nord-ouest de la zone d'étude (aval de l'Oued Day) (figure 45).

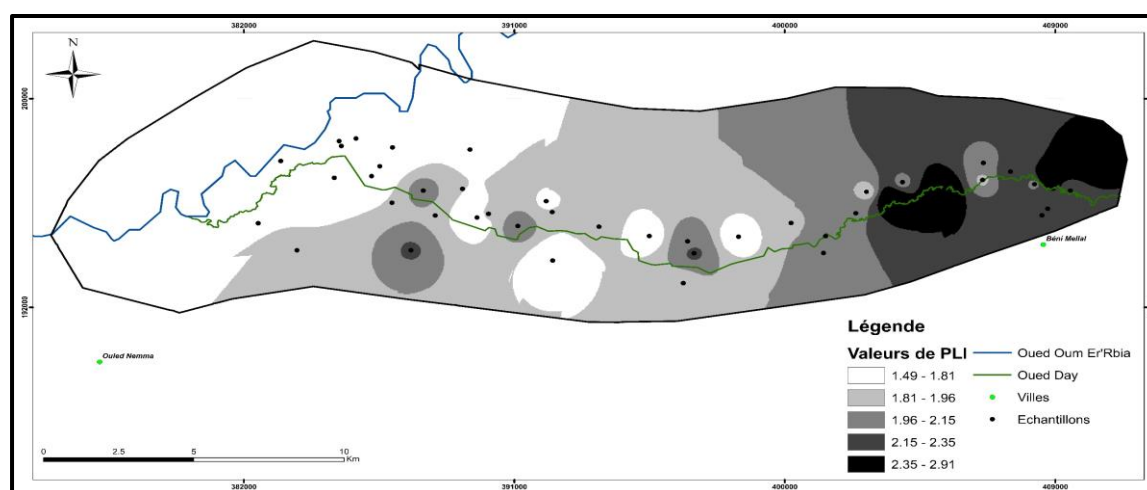


Figure 45 : Distribution spatiale de l'indice de la charge de pollution des sols étudiés

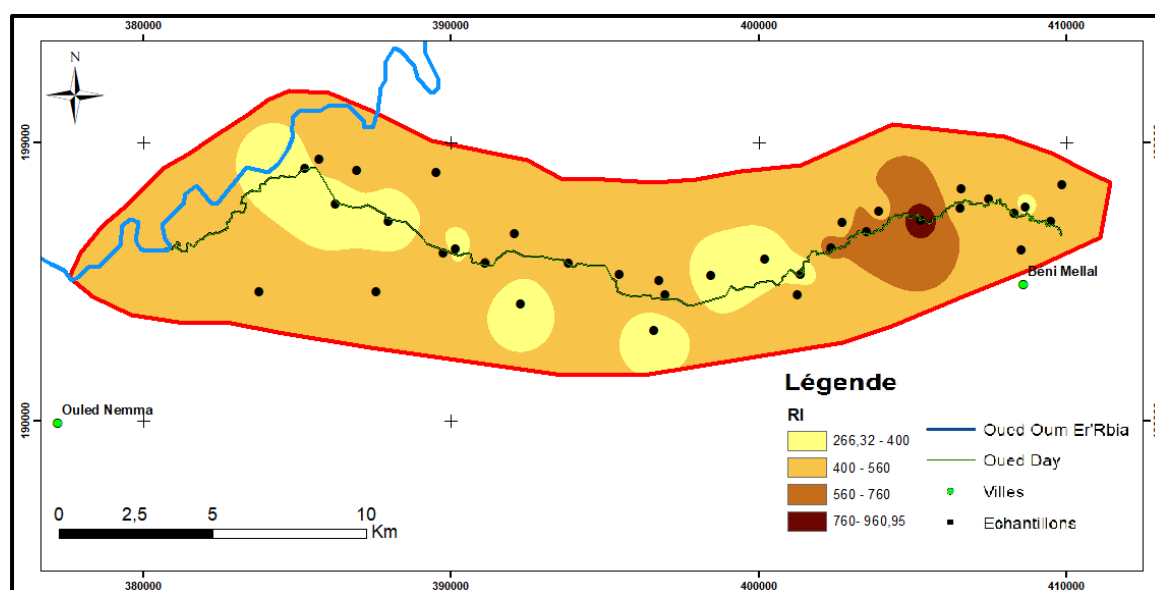
## II.4.5. Évaluation des risques écologiques potentiels (IR)

Les valeurs du facteur et de l'indice de risque écologique potentiel des sols étudiés sont calculées selon les expressions (8) et (9), respectivement, et sont présentées dans le tableau 22. Les résultats du facteur de risque écologique ( $E_r$ ) ont montré que les valeurs de tous les métaux, à l'exception du Cd, sont inférieures à 40, ce qui suggère que ces éléments présentent un faible risque écologique. Cependant, les valeurs de Cd varient de 93,33 à 367,72, avec une moyenne de 172,64, indiquant un risque écologique élevé. Les valeurs de l'IR sont comprises entre 266,32 et 960,95, avec une moyenne de 466,30. Cela signifie que tous les échantillons de sol présentent un risque écologique considérable à modéré (68,57 % des échantillons ont un niveau considérable, tandis que 25,71 % des échantillons ont un niveau modéré et seulement 5,71 % des échantillons présentent un niveau élevé de risque écologique).

**Tableau 22 : Valeurs des facteurs et de l'indice de risque écologique des sols étudiés**

	$E_r^i$							IR
	As	Cr	Cu	Cd	Ni	Pb	Zn	
<b>Min</b>	8,40	3,75	8,34	93,33	2,46	6,21	0,90	266,32
<b>Max</b>	22,70	13,89	32,07	367,72	6,31	27,86	3,51	960,95
<b>Moyenne</b>	13,73	6,17	13,92	172,64	4,23	16,90	1,74	466,30
<b>Ecart type</b>	3,68	2,18	5,28	58,26	1,01	6,19	0,58	145,54

La répartition spatiale des risques écologiques montre que les valeurs les plus élevées ont été observées dans les parties Nord-Est et Sud-Est (en amont d'Oued Day), tandis que les valeurs les plus faibles ont été observées dans la partie Nord-Ouest de la zone d'étude (Figure 46). Cela confirme que les eaux usées d'Oued Day ont un impact direct sur les résultats du risque écologique potentiel.



**Figure 46 : Répartition spatiale d'indice de risque écologique potentiel (IR) des sols étudiés**

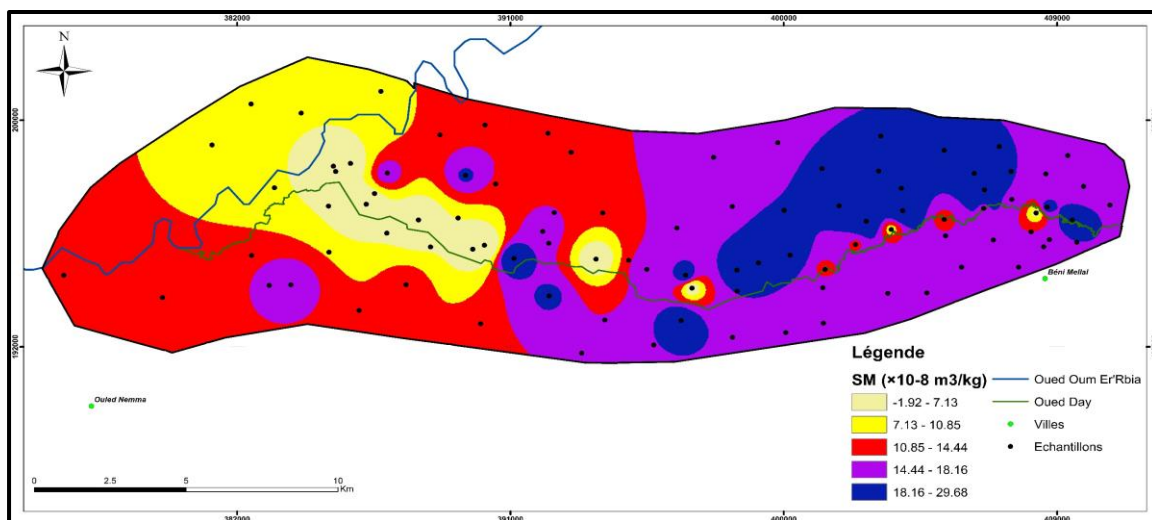
## II.5. Evaluation de la susceptibilité magnétique

Les signatures magnétiques sont largement utilisées pour évaluer la dégradation des sols agricoles. Elles sont basées sur le comportement des composants du fer, qui exercent un contrôle quasi total sur l'ordre magnétique du sol (Sadiki, 2008). La répartition des minéraux magnétiques dans le profil du sol constitue un moyen d'évaluer l'état de dégradation ou de développement des sols. Dans le cas des sols stables, les valeurs de susceptibilité magnétique augmentent progressivement depuis les couches profondes jusqu'aux couches superficielles (Mullins, 1977 ; Thompson et Oldfield, 1986). En revanche, dans les sols dégradés, cette tendance est absente et les valeurs de susceptibilité magnétique sont plus faibles. La susceptibilité magnétique (SM) est un paramètre très important qui fournit plusieurs informations sur l'environnement, en particulier sur la concentration des métaux lourds (Fine, 1989 ; Barbara, 1998). Gautam et al. (2004) ont proposé trois grandes classes de sols en fonction de leurs valeurs de susceptibilité magnétique (Tableau 23).

**Tableau 23 : Classes des sols en fonction des valeurs de SM selon Gautam et al., (2004)**

Valeurs de susceptibilité magnétique	Classes du sol
$SM < 10 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$	Sol normal
$10 \times 10^{-8} < SM < 100 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$	Sol moyennement magnétique
$SM > 100 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$	Sol fortement magnétique

Les résultats des propriétés magnétiques des sols irrigués par les eaux usées de l'Oued Day sont présentés dans le tableau 43 (voir l'annexe). La figure 47 présente la distribution spatiale de la susceptibilité magnétique des sols étudiés, qui varie entre  $-1,92 \times 10^{-8}$  et  $29,68 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ . Selon la classification de Gautam et al. (2004), les sols situés en amont de l'Oued Day et au centre de la zone d'étude sont modérément magnétiques, tandis que les sols situés en aval de l'Oued Day sont normaux.



**Figure 47 : Répartition spatiale de la susceptibilité magnétique (SM) des sols étudiés**

Les résultats montrent que la susceptibilité magnétique à basse fréquence ( $\chi_{BF}$ ) varie entre  $16,31 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$  et  $270,50 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ , avec une moyenne de  $134,85 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$  (Figure 48). La susceptibilité magnétique à haute fréquence ( $\chi_{HF}$ ) varie entre  $15,12 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$  et  $240,81 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ , avec une moyenne de  $120,05 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$  (Figure 49). Selon la classification de Gautam et al. (2004), les sols étudiés peuvent être considérés comme modérément à fortement magnétiques (Tableau 23). Les valeurs élevées de la susceptibilité magnétique des sols étudiés indiquent des concentrations élevées en minéraux ferromagnétiques. Des études antérieures (Mao, 1999 ; Magiera, 2006) ont montré que les variations de la susceptibilité magnétique sont influencées par le matériau parental, les propriétés physico-chimiques du sol, la topographie, le climat et la couverture végétale. Elles peuvent également témoigner de l'intensité des processus de formation du sol et de son degré de contamination par les éléments métalliques.

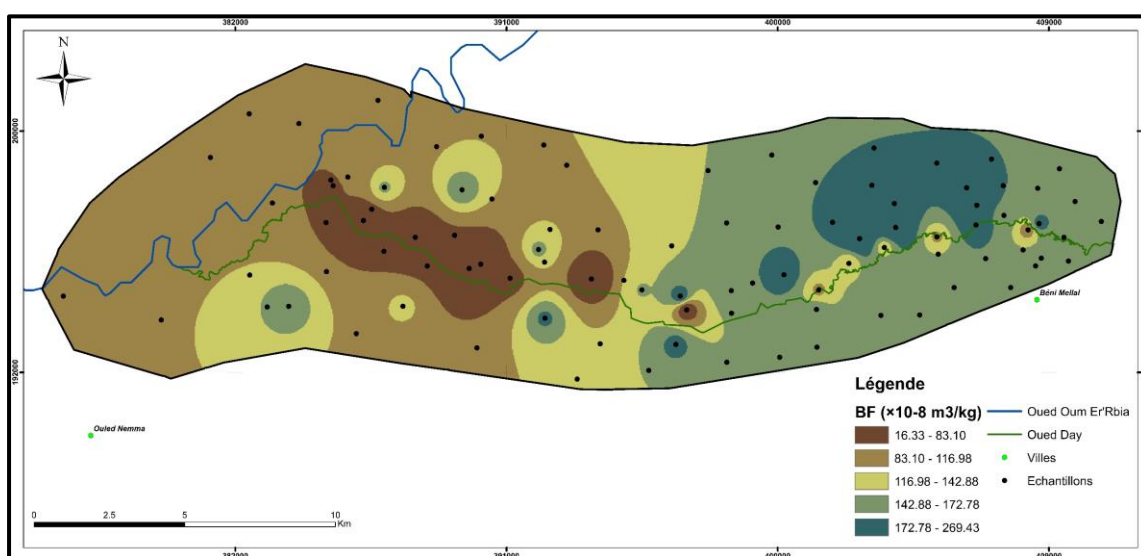


Figure 48 : Répartition spatiale de la susceptibilité magnétique à basse fréquence ( $\chi_{BF}$ ) des sols étudiés

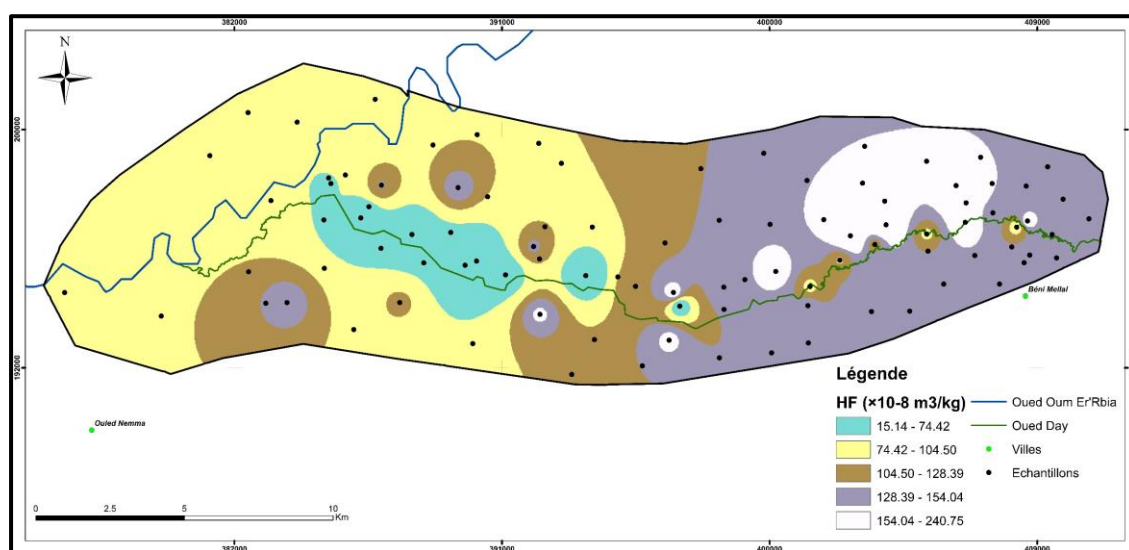
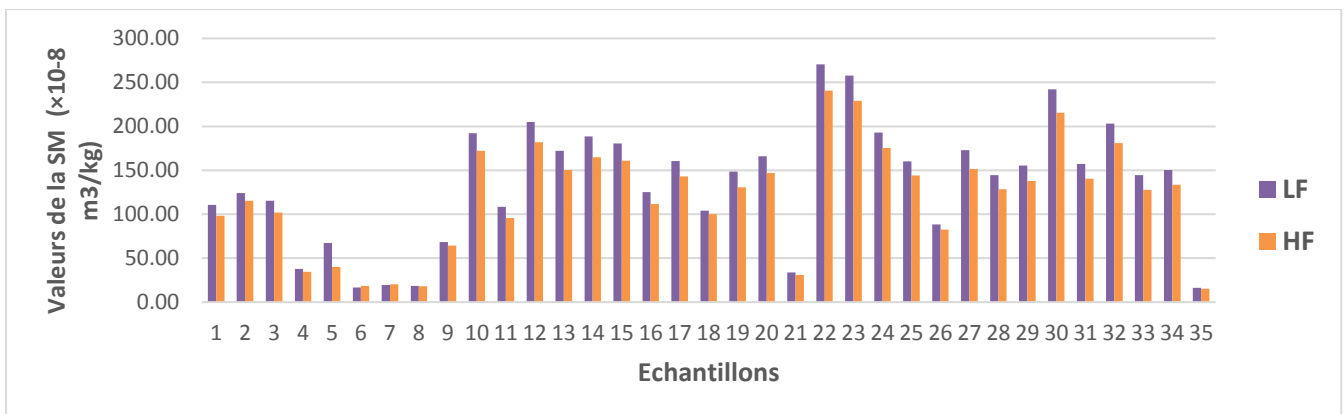


Figure 49 : Répartition spatiale de la susceptibilité magnétique à haute fréquence ( $\chi_{HF}$ ) des sols étudiés

La susceptibilité en fonction de la fréquence ( $\chi_{fd}$ ) est censée refléter l'importance de la taille des grains de la phase ferromagnétique, qui est sensible à la proximité des grains de taille sub-micronique, en particulier ceux couvrant la limite super-paramagnétique (SP) et le domaine unique (SD) (0,01-0,03) (Barbara et al., 1998).  $\chi_{fd}$  peut servir de marqueur de l'origine des particules, nous permettant de reconnaître différentes sources. La valeur de  $\chi_{fd}$  des sols étudiés varie entre 0,84 % et 51,49 %, avec une moyenne de 11,31 %. Une valeur de  $\chi_{fd}$  supérieure à 5 % indique une quantité significative de minéraux ferromagnétiques ultrafins. Ces valeurs élevées peuvent suggérer l'existence d'une magnétite relativement plus super-paramagnétique (SP) d'origine pédogénique. Lecoanet et al. (2001) ont suggéré que les méthodes magnétiques correspondent non seulement au niveau des minéraux ferromagnétiques, mais aussi à leur fraction granulométrique, ce qui permet de discriminer les poussières métallurgiques des particules pédologiques. Leur conclusion a montré que la contamination n'est pas la seule source et que le processus de pédogenèse joue également un rôle. Meng et al. (1997) ont contesté l'hypothèse pédogénique actuellement dominante et ont constaté que la décomposition de la végétation est une source importante de minéraux magnétiques ultrafins responsables du signal de susceptibilité magnétique.

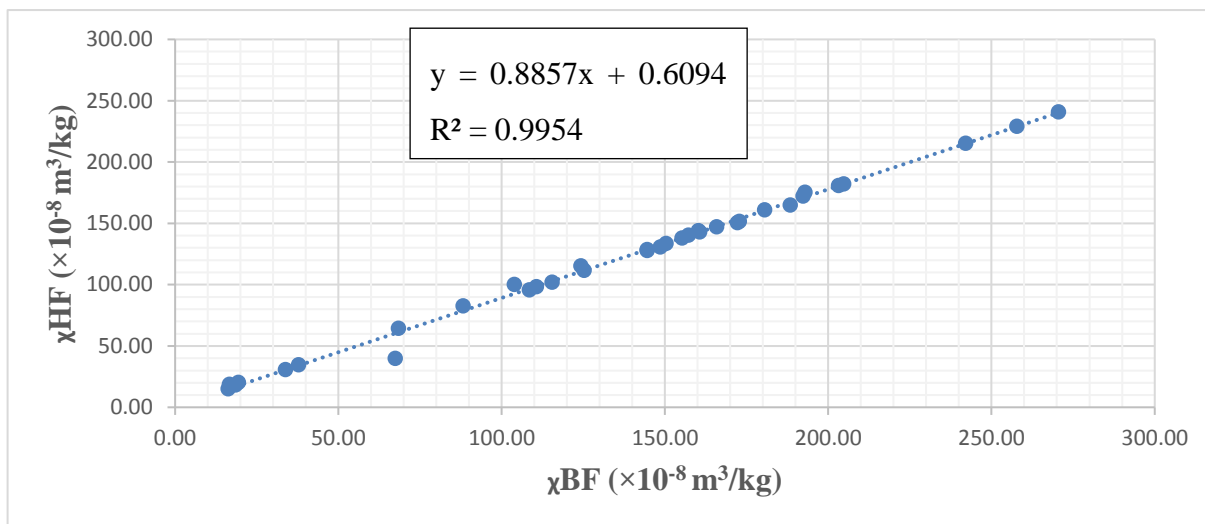
Généralement, les valeurs de susceptibilité magnétique mesurées à haute fréquence (4,7 kHz) sont supérieures aux valeurs mesurées à basse fréquence (0,47 kHz) (Dearing et al., 1996 ; Dearing, 1999). La différence entre les valeurs mesurées de  $\chi_{BF}$  et  $\chi_{HF}$  pourrait s'expliquer par la présence d'un mélange de minéraux SP dans les sols étudiés (Figure 50).



**Figure 50 :** Valeurs de la susceptibilité magnétique à haute ( $\chi_{HF}$ ) et à basse fréquence ( $\chi_{BF}$ ) mesurées dans les sols étudiés

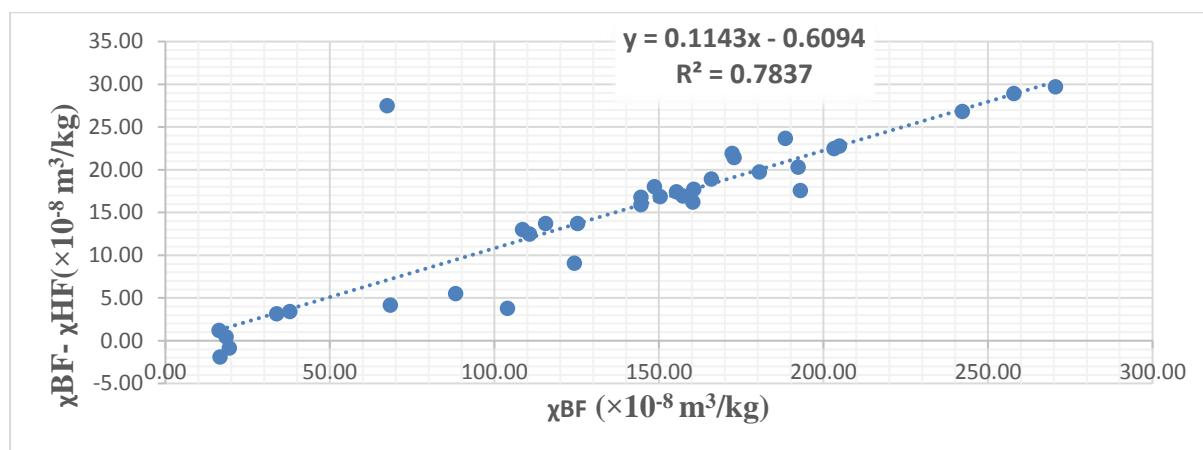
La Figure 51 représente la relation entre les valeurs de  $\chi_{BF}$  et  $\chi_{HF}$  dans les échantillons des sols étudiés. Le graphe (Figure 51) représente la relation linéaire entre la susceptibilité magnétique des deux fréquences avec un coefficient de corrélation très significatif ( $R^2=0.99$ ) ce qui indique la présence des minéraux super-paramagnétiques dans ces sols.





**Figure 51 : Relation entre la susceptibilité magnétique à haute ( $\chi_{HF}$ ) et à basse fréquence ( $\chi_{BF}$ ) des sols étudiés**

La courbe représentative de  $\chi_{BF}$ - $\chi_{HF}$  en fonction de  $\chi_{BF}$  de la fraction des sols étudiés (2mm) est linéaire avec une corrélation moyenne ( $R^2=78\%$ ) (Figure 52). Ce qui indique que ces sols présentent une seule population du point de vue minéralogie magnétique. Un résultat similaire a été obtenu par Sadiki et al., (2009).



**Figure 52 : Variation de  $\chi_{BF} - \chi_{HF}$  en fonction de  $\chi_{BF}$  des sols étudiés**

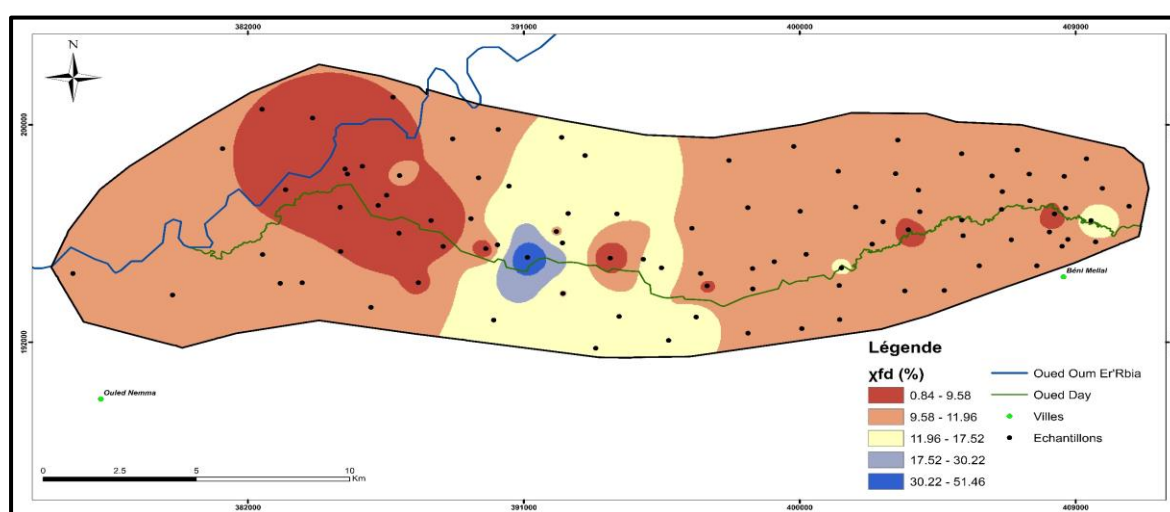
Le facteur  $\chi_{fd}\%$  est utilisé pour déduire d'existence des grains SP, tandis que les grains magnétiques à domaines multiples grossiers (MD) sont indépendants de la fréquence, ces grains sont détectés lorsque les valeurs de la susceptibilité magnétique à basses et hautes fréquences sont similaires. Dearing, (1999) a proposé un modèle pour l'interprétation de la dépendance en fréquence (Tableau 24).

Les grains magnétiques à domaine multiple grossiers (MD) sont détectés lorsque les valeurs de susceptibilité magnétique à haute et basse fréquence sont égales, on peut dire donc que les MD sont indépendants des fréquences. Les valeurs de  $\chi_{fd}$  ont été utilisées pour déduire la présence des grains SP, un modèle d'interprétation a été proposé par Dearing, (1999) (Tableau 24).

**Tableau 24: Classe de la susceptibilité à fréquence dépendante  $\chi_{fd}$  (%) (Dearing, 1999)**

$\chi_{fd}$ (%)	Valeur	Interprétation
<b>Faible</b>	< 2	Pratiquement aucun grain SP
<b>Moyen</b>	2 - 10	Mélange de grains SP et non-SP plus grossiers ou grains SP < 0,005 $\mu$ m
<b>Élevé</b>	10 - 14	Pratiquement tous (> 75%) les grains sont SP
<b>Très élevé</b>	> 14	Valeurs rares, mesures erronées, échantillons faibles ou contamination

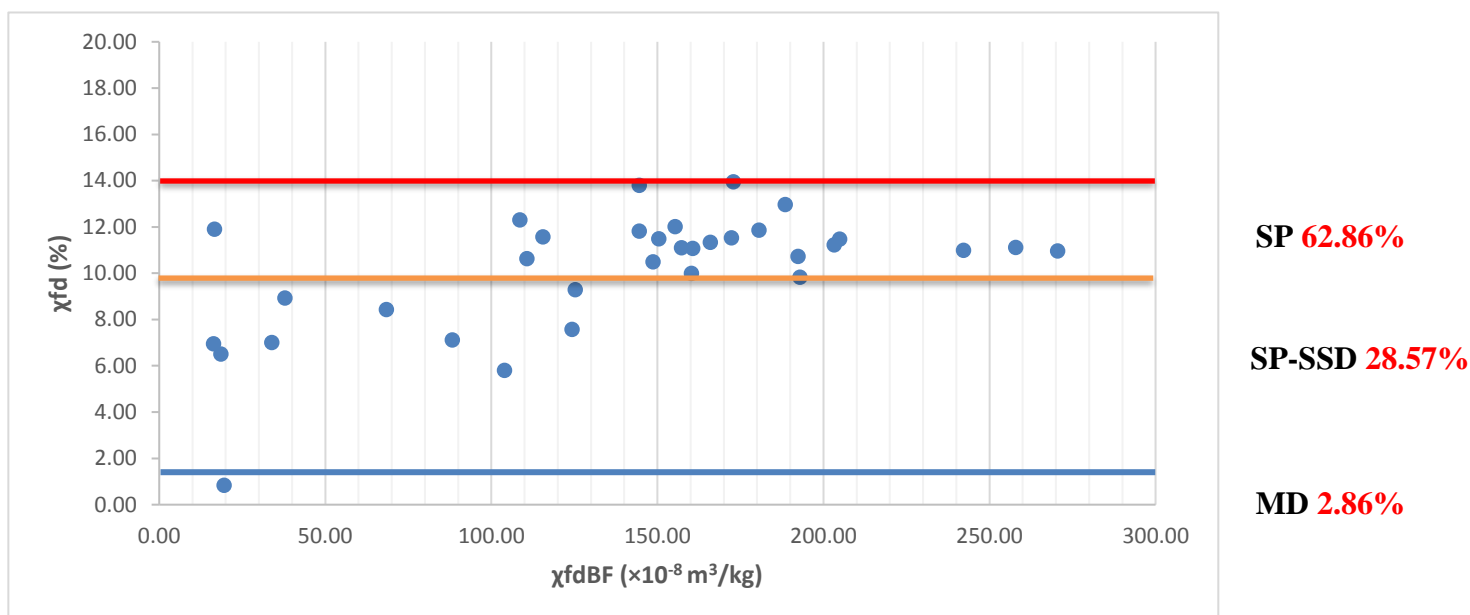
La figure 53 présente la distribution spatiale de la susceptibilité à fréquence dépendante ( $\chi_{fd}$ ) des sols étudiés qui est varié entre 0,84 et 51,46%.



**Figure 53 : Répartition spatiale de la susceptibilité à fréquence dépendante ( $\chi_{fd}$ ) des sols étudiés**

Sur la base du modèle semi-quantitatif présenté ci-dessous (Figure 54), on peut dire que la plupart des échantillons (environ 62,86 %) représentent des grains SP (Tableau 24). Dans les sols étudiés, la valeur de  $\chi_{fd}$  % varie de 0,20 % à 20,72 %, avec une moyenne de 7,01 %. Parmi ceux-ci, 5,71 % des échantillons présentent des valeurs supérieures à 14 %, ce qui indique la présence d'une contamination.

Environ 62,86 % des échantillons se situent dans la plage de 10 % à 14 %, ce qui reflète la dominance de la fraction SP. En revanche, environ 28,57 % des échantillons se situent dans la plage de 2 % à 10 %, ce qui indique la présence d'un mélange de grains magnétiques SP et SSD. Seulement 2,86 % des échantillons présentent des valeurs dans la plage de 0 % à 2 %, ce qui indique l'absence de grains SP (Figure 54). Les résultats du pourcentage de dépendance en fréquence ont montré que 62,86% des échantillons représentent des grains SP. Cela impliquait que les valeurs de susceptibilité magnétique observées dans les sols étudiés résultent d'une combinaison des sources pédogéniques et anthropiques.



**Figure 54 :** Diagramme de diffusion schématique montrant les positions typiques des échantillons ( $n=35$ ) des sols étudiés. SP : superparamagnétique, MD: grains magnétiques multi-domaines, SSD: stable single domain (grains monodomaines)

## II.6. Analyse statistique

### II.6.1. Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) a été utilisée pour déterminer les sources de polluants métalliques. Les tableaux 25 et 26 présentent les charges factorielles après une rotation varimax effectuée avec une normalisation de Kaiser et calculée à l'aide du logiciel SPSS. Comme prévu, trois facteurs ont été obtenus, représentant 63,75 % de la variance totale. Les relations entre les éléments, basées sur l'espace tridimensionnel, sont illustrées dans la figure 55.

**Tableau 25 :** Explication des écarts totaux

Component	Valeurs propres initiales			Sommes d'extraction des charges au carré			Sommes de rotation des charges au carré		
	Total	% de variance	Cumulatif %	Total	% de variance	Cumulatif %	Total	% de variance	% cumulé
1	4,954	33,024	33,024	4,954	33,024	33,024	3,743	24,952	24,952
2	2,794	18,624	51,647	2,794	18,624	51,647	3,134	20,891	45,843
3	1,816	12,108	63,755	1,816	12,108	63,755	2,687	17,913	63,755

Le premier composant principal (PC1) représente 24,95 % de la variance et présente des charges élevées pour As, Pb, Fe et CaCO<sub>3</sub>, ce qui indique que ces éléments ont des sources similaires. Le PC2 représente 20,89 % de la variance totale et comprend CE, Cr, Ni, Zn et PLI. Ces éléments indiquent que CE, Cr, Ni et Zn sont responsables des valeurs de PLI. Les charges élevées de ces éléments dans ce facteur de composant suggèrent leur origine similaire. PC3 représente 17,91 % de la variance et présente une charge très positive pour Cu, Cd et IR.

**Tableau 26 : Matrices de composants pivotés**

	Component		
	1	2	3
<b>pH</b>	0,059	-0,649	0,275
<b>MO</b>	-0,002	0,171	-0,684
<b>CaCO<sub>3</sub></b>	-0,054	0,166	-0,872
<b>CE</b>	-0,507	0,288	0,191
<b>Argile</b>	0,325	0,431	-0,238
<b>As</b>	0,099	0,245	0,717
<b>Cr</b>	0,858	-0,019	0,044
<b>Cu</b>	0,416	0,741	-0,336
<b>Cd</b>	-0,051	0,772	0,097
<b>Ni</b>	0,536	0,218	-0,027
<b>Pb</b>	0,612	0,229	0,379
<b>Zn</b>	0,837	0,135	0,100
<b>Fe</b>	0,684	0,028	0,576
<b>PLI</b>	0,746	0,600	0,246
<b>IR</b>	0,258	0,837	0,325

*Méthode d'extraction : analyse en composantes principales ; méthode de rotation : Varimax avec Kaiser Normalization. Rotation convergée en 10 itérations*

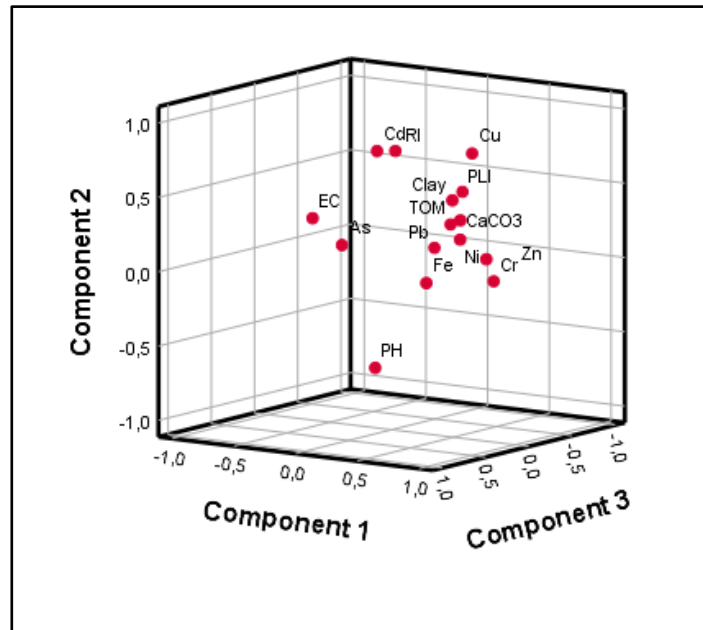


Figure 55 : Composante principale des résultats de l'analyse dans les espaces tridimensionnels montrant les charges des trois premières composantes principales

### II.6.2. Analyse hiérarchique des clusters (AHC)

La figure 56 montre deux groupes principaux ; (C1) contient : pH, CaCO<sub>3</sub>, MO, Argile, As, Ni, Cr, Cu, Fe, Zn, Pb, Cd, IR et PLI et (C2) contient CE. Les résultats de l'ACP et de l'AHC ont montré que tous les éléments métalliques ont des sources anthropiques provenant principalement de l'activité agricole intensive et de l'irrigation par les eaux usées ainsi l'utilisation des engrais et des pesticides conduisant à l'accumulation de ces éléments toxiques dans les sols agricoles étudiés.

Les eaux usées sont chargées dans l'Oued Day avec des métaux dérivés de rejets toxiques tels que l'huile à moteur, l'impression, les déchets d'acier, les produits chimiques, l'élimination des déchets solides, les peintures, les pesticides, le transport, le tannage du cuir, les batteries, etc.

En plus, les sols agricoles cultivés intensivement de différents types d'agriculture (betterave, blé, pomme de terre, carotte, racines de pois, oliviers, oranges, luzerne et canne à sucre), ce qui nécessite l'utilisation des engrais pour assurer la croissance des produits agricoles. L'utilisation incontrôlée des engrais et des eaux usées entraîne automatiquement la concentration des substances métalliques dans le sol et l'accumulation croissante de ces éléments conduit à leur migration vers des produits agricoles pouvant être consommés par les humains et les animaux (Bliefert et Perraud, 2001).

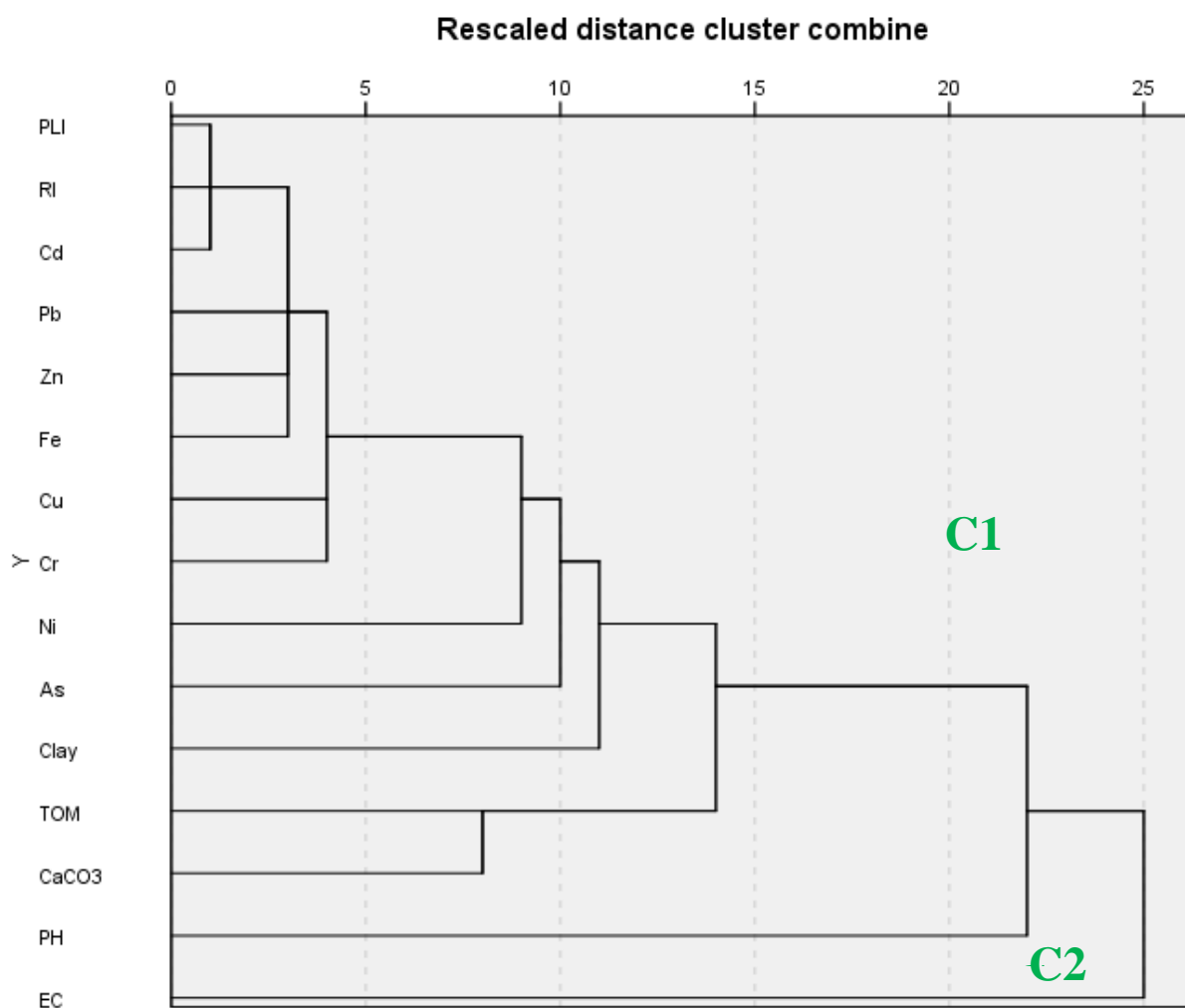


Figure 56 : Dendrogramme démontrant le groupe de variables basé sur la similitude

### II.6.3. Coefficient de corrélation de Pearson

Les relations entre les variables considérées ont été testées à l'aide d'une analyse de corrélation dont la signification statistique est fixée à  $p < 0,05$ . La matrice de corrélation a été utilisée pour évaluer les relations entre les métaux lourds et les paramètres physico-chimiques du sol (Tableau 27). La matière organique peut être liée à certaines fractions métalliques et avoir une relation sur le taux d'enrichissement des métaux dans les sols (Eimers et al., 2002; Barakat et al., 2012), pour cette raison, nous avons établi une corrélation entre la teneur en matière organique et les éléments métalliques dans le sol pour différents échantillons. Sachant que la matière organique et les oxydes de fer jouent un rôle important dans la rétention des métaux lourds dans le sol (Jones-Lee et Lee, 2005; Lévêque et al., 2006; Barakat et al., 2012). Le coefficient de corrélation de Pearson  $r$ , a été utilisé pour déterminer la relation entre deux variables quantitatives des propriétés métal-sol (Acosta, 2011), Plus que le coefficient de corrélation entre deux éléments du tableau approche à (+1) plus que ces derniers ont la même tendance et inversement.

Sur la base de ces corrélations de Pearson, des relations négatives ont été enregistrées entre l'argile et les teneurs en As et Pb, et entre les niveaux de matière organique et As, Cr, Cd, Ni, Zn et

Fe, ce qui suggère que ces fractions du sol ont partiellement joué un rôle important dans la distribution de ces éléments dans le sol. La CE a montré une corrélation positive avec tous les éléments, à l'exception du Cu et du Fe, ce qui justifie les niveaux élevés de la CE dans les sols. Une corrélation fortement négative observée pour les éléments As, Cr, Ni et Fe avec CaCO<sub>3</sub> indique que ces éléments ne sont pas associés aux minéraux carbonatés (Barakat et al., 2012). Toutes les concentrations de métaux lourds, à l'exception du Cd et du Pb, sont positivement et significativement corrélées à la concentration en Fe. Nous avons également une corrélation significative entre la teneur en argile et la concentration de Cu et de Zn dans les sols, entre MO et CaCO<sub>3</sub> et entre CaCO<sub>3</sub> et Cu.

La matrice de corrélation montre également une corrélation significative et positive entre les métaux lourds entre eux, à savoir : Cd et Cu; Ni, As et Cr; Zn, Cu et Ni; As, Cr, Ni et Zn; Fe, Cr, Ni, Zn. Ces corrélations peuvent refléter un apport de source identique ou similaire pour ces métaux et la différence de distribution et de concentration peut être contrôlée par la matière organique, les composés Fe, les minéraux carbonatés et par la charge de pollution (Barakat et al., 2012).

**Tableau 27 : Matrice de corrélation de Pearson de certaines propriétés physicochimiques des sols avec les métaux lourds des sols agricoles irrigués par les eaux usées d'Oued Day**

	As	Cr	Cu	Cd	Ni	Pb	Zn	Fe	Argile	MO	CaCO <sub>3</sub>	pH	CE
As	1												
Cr	<b>0,404*</b>	1											
Cu	-0,154	0,168	1										
Cd	-0,063	-0,055	<b>0,436**</b>	1									
Ni	<b>0,838**</b>	<b>0,545**</b>	0,215	-0,013	1								
Pb	-0,087	-0,479**	-0,619**	-0,484**	-0,347*	1							
Zn	<b>0,418*</b>	<b>0,406*</b>	<b>0,536**</b>	0,059	<b>0,609**</b>	-0,529**	1						
Fe	<b>0,415*</b>	<b>0,483**</b>	0,145	-0,069	0,499**	-0,490**	<b>0,439**</b>	1					
Argile	-0,130	0,142	<b>0,483**</b>	0,145	0,146	-0,351*	<b>0,347*</b>	0,134	1				
MO	-0,350*	-0,203	0,212	-0,015	-0,279	0,072	-0,037	-0,224	0,124	1			
CaCO <sub>3</sub>	-0,523**	-0,406*	<b>0,346*</b>	0,123	-0,517**	0,148	0,008	-0,593**	0,030	<b>0,451**</b>	1		
pH	-0,087	0,025	-0,507**	-0,158	-0,212	0,204	-0,363*	-0,007	-0,449**	-0,235	-0,110	1	
CE	0,181	0,033	-0,027	0,021	<b>0,275</b>	0,005	0,072	-0,222	-0,144	-0,026	-0,127	-0,270	1

\* La corrélation est significative au niveau de 0,05 (bilatéral). \*\* La corrélation est significative au niveau de 0,01 (bilatéral)

### III. Conclusion

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer le niveau de contamination par les éléments en traces et les risques écologiques potentielle des sols agricoles irrigués par les eaux usées drainant Oued Day. Pour cela, nous avons analysés 35 échantillons du sol pour déterminer certaines caractéristiques physico-chimiques du sol (MO, CaCO<sub>3</sub>, pH, CE, texture) avec un ensemble d'éléments métalliques (As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn et Fe) ainsi la susceptibilité magnétique. Le degré de contamination a été évalué à

l'aide de certains indices de pollution (Igeo, EF, CF et PLI) et de risque (IR), ainsi que du SIG et l'analyse statistique. Les résultats obtenus ont montré que :

- Les sols étudiés ont une texture argileuse ou argilo-limoneuse, un pH alcalin, riche en matière organique et en carbonate ( $\text{CaCO}_3$ ) et une moyenne à forte susceptibilité magnétique avec des niveaux élevés d'éléments métalliques qui sont supérieurs aux valeurs de fond géochimique, mais seulement les concentrations de Pb et de Cd qui dépassent les limites de l'OMS et de FAO.
- Les indices de pollution (Igeo, EF, CF, PLI et RI) ont montré une pollution moyenne à élevée des sols avec des métaux lourds suggérant une source anthropique.
- La distribution spatiale de As, Cr, Ni, Zn, Pb et Fe montre que les concentrations les plus élevées sont situées dans le Nord-Est de la zone d'étude (en amont d'Oued Day), et au centre de la zone d'étude qui sont caractérisées par une forte irrigation des sols par les eaux usées et un pratique agricole intensive. D'autre part, les concentrations diminuent progressivement de l'amont vers l'aval d'Oued Day (Nord-Ouest), cette dernière se caractérise par une faible irrigation par les eaux usées ou l'irrigation par les eaux de Oued Oum Er'Rbia ou par les eaux des puits.
- L'analyse statistique et les méthodes de l'ACP, de AHC et du coefficient de corrélation de Pearson ont montré que tous les éléments métalliques sont d'origine anthropique notamment, liés à l'irrigation par les eaux usées, à l'utilisation intensive des sols en agriculture et à l'influence des propriétés du sol (MO, pH, texture argileuse).

Les résultats de cette étude fournissent aux gestionnaires des terres, aux décideurs et aux organisations environnementales des données géochimiques précieuses pour l'état actuel de la qualité des sols agricoles étudiés, qui devraient être prises en compte pour surveiller et améliorer l'accumulation de métaux lourds dans le sol. Par conséquent, intervenez pour sensibiliser les agriculteurs de ne pas utiliser les eaux usées sans traitement et réduire les taux d'application de produits agrochimiques (par exemple, les engrais et les pesticides).



**CHAPITRE IV : ÉVALUATION DE LA  
REPARTITION VERTICALE DES  
ELEMENTS EN TRACES A L'AIDE DES  
LYSIMETRES**

## **I. Introduction**

L'irrigation avec des eaux usées est un problème environnemental majeur dans de nombreux pays, y compris le Maroc. Cette pratique est devenue courante en raison des coûts élevés de l'irrigation et des engrais (Chaoua et al., 2018 ; Hilali et al., 2020, 2021). Dans cette étude, nous nous concentrons sur les eaux usées drainées par l'Oued Day, qui prend sa source dans la ville de Béni Mellal, traverse la plaine agricole (périmètre de Tadla) et plusieurs zones rurales avant de se jeter dans la rivière principale d'Oum Er'Rbia (Barakat et al., 2012 ; Hilali et al., 2020, 2021). Les études menées sur cette rivière ont porté sur la contamination des sols par les métaux lourds à une profondeur d'échantillonnage de 0 à 30 cm ou moins (Barakat et al., 2019a ; Hilali et al., 2020, 2021). Cependant, il est regrettable qu'il n'y ait pas eu d'études évaluant la contamination des sols agricoles irrigués par les eaux usées drainant l'Oued Day à une profondeur d'échantillonnage supérieure à 30 cm et déterminant la répartition des métaux lourds dans les différents horizons du profil du sol. Par conséquent, l'objectif de cette étude est d'étudier l'impact de l'irrigation prolongée avec les eaux usées de l'Oued Day sur les profils des sols agricoles en déterminant la distribution verticale des métaux lourds. Cette étude est importante pour comprendre l'effet d'une irrigation excessive de longue durée sur le sol et les caractéristiques des métaux lourds dans le sol.

## **II. Matériel et méthode**

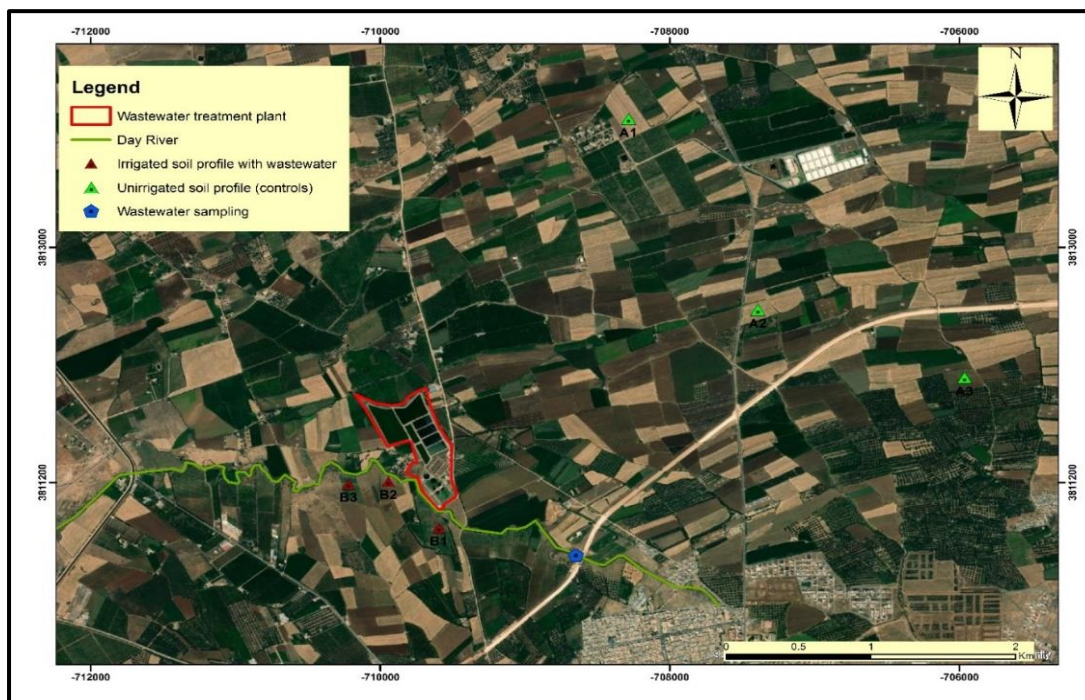
Les lysimètres sont des dispositifs qui permettent de mesurer le mouvement de l'eau et des solutés dans le sol, ainsi que les interactions entre le sol, l'eau et les plantes. En plaçant différents horizons de sol dans des colonnes lysimétriques, on peut simuler les conditions du sol et étudier les processus qui se produisent dans le profil du sol, notamment la migration des métaux lourds dans le sol.

En choisissant des lysimètres avec des profondeurs différentes, on peut étudier la distribution verticale des métaux lourds dans le profil du sol et ainsi déterminer comment l'irrigation prolongée avec les eaux usées drainant Oued Day affecte les différents horizons du sol. Cela permet d'obtenir une vision plus complète de l'impact de l'irrigation avec des eaux usées sur le sol, car la contamination des métaux lourds peut varier selon la profondeur du sol.

### **II.1. Echantillonnage des profils des sols et les eaux usées**

Pour réaliser cette étude, nous avons collecté au total 6 profils de sol avec une profondeur de 90 cm à l'aide d'une tarière manuelle. Les profils de sol ont été prélevés sur 2 sites en juin 2017 (Figure 57). Trois profils de sol ont été prélevés sur le premier site qui n'est pas irrigué avec aucune source d'irrigation, à l'exception des eaux de pluie (A1, A2 et A3). Trois autres profils de sol ont été prélevés à partir du deuxième site qui subit une irrigation excessive avec les eaux usées de l'Oued Day (B1, B2 et B3). Les six profils de sol sont les témoins de cette étude. Chaque profil de sol a été divisé en trois

horizons (H1, H2 et H3) avec une profondeur de 0-30 cm, 30-60 cm et 60-90 cm respectivement, puis chaque horizon a été stocké dans des sacs en polyéthylène. Nous avons également prélevé six échantillons d'eau usée à travers l'Oued Day, avec une moyenne de deux échantillons par an (deux échantillons en 2017, en 2018 et en 2019), à l'aide de bouteilles en polyéthylène. Tous les échantillons prélevés ont été transportés immédiatement au Laboratoire de Géomatique, Géoressources et Environnement de la Faculté des Sciences et Techniques (FST) de Béni Mellal pour des analyses plus approfondies. Les différents horizons pour chaque profil de sol ont ensuite été placés selon leur ordre dans les colonnes lysimétriques, en utilisant des colonnes en plastique (PVC). Tous les échantillons de profil de sol et d'eau usée ont été analysés pour déterminer leurs caractéristiques physico-chimiques et la concentration de métaux lourds (As, Cr, Cu, Cd, Pb, Zn et Fe).



**Figure 57 :** Échantillons du profil du sol et des eaux usées de la zone d'étude

## II.2. Conception d'expériences et préparation des lysimètres

Dans cette étude, nous avons réalisé une expérience visant à déterminer la distribution verticale des métaux lourds dans les profils de sol étudiés à l'aide de 6 lysimètres volumétriques. Les profils de sol A1, A2 et A3 ont été respectivement placés dans les lysimètres Col A1, Col A2 et Col A3. De même, les profils de sol B1, B2 et B3 ont été placés respectivement dans les lysimètres Col B1, Col B2 et Col B3.

Le choix des dimensions des lysimètres dépend de plusieurs facteurs, notamment la taille des échantillons de sol à prélever et la quantité d'eau à infiltrer. Ces lysimètres en plastique polyvinyl chloride (PVC) ont un diamètre de 40cm et une hauteur de 100cm (Figure 58). Les 10 cm supérieurs de chaque lysimètre ont été réservés à l'irrigation des profils de sol avec les eaux usées, tandis que les

90 cm restants ont été remplis des trois horizons H1, H2 et H3 de chaque profil de sol, selon leur ordre.

Dans cette étude, le diamètre de 40 cm a été choisi car il permet de prélever des échantillons de sol suffisamment grands pour une analyse précise, tout en étant suffisamment petit pour être facilement manipulé. De plus, ce diamètre peut permettre une infiltration suffisante d'eau tout en évitant un gaspillage excessif de l'eau utilisée pour l'irrigation.

Chaque lysimètre a été percé à la fin de chaque horizon et équipé d'un tuyau avec un système de filtration pour récupérer l'eau qui s'infiltre à travers les profils de sol à l'aide d'une bouteille en polyéthylène.

Tous les lysimètres ont été irrigués systématiquement deux fois par semaine pendant 3 ans, avec 2,5 L d'eau à chaque fois. Enfin, nous avons extrait les colonnes de sol à l'aide d'une tarière pour obtenir les horizons étudiés (Figure 59) et avons analysé les horizons de chaque colonne de sol ainsi que les eaux infiltrées pour déterminer leurs caractéristiques physico-chimiques et la concentration des métaux lourds étudiés.

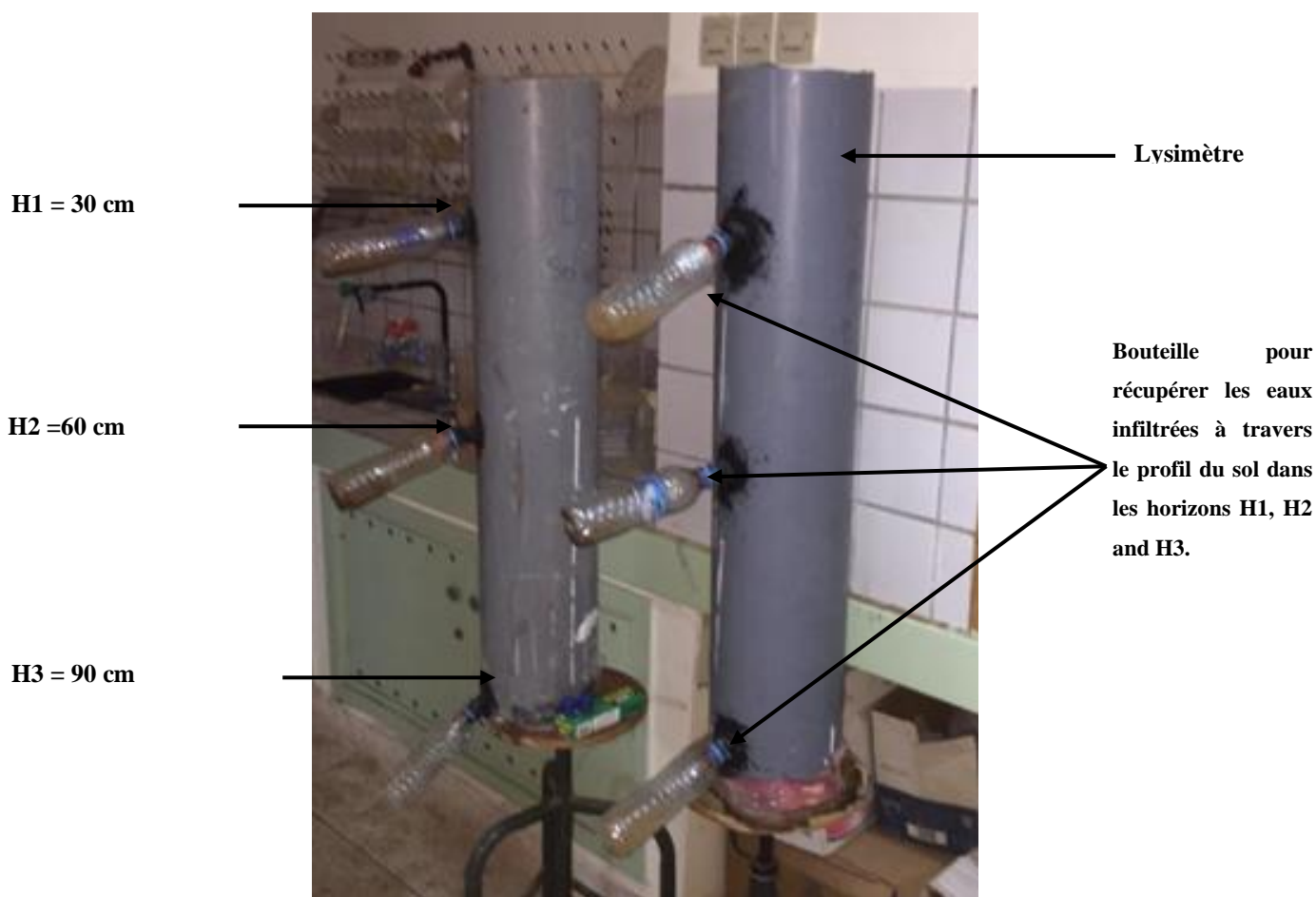


Figure 58 : Lysimètres volumétriques utilisés dans l'étude



**Figure 59 : Echantillons prélevés des profils de sol des lysimètres préparés**

### **III. Résultats et discussion**

La moyenne des caractéristiques physico-chimiques et des éléments métalliques a été calculée pour les profils de sol A1, A2 et A3 non irrigués, les colonnes Col A1, Col A2 et Col A3, ainsi que l'eau infiltrée à travers les colonnes de sol W Col A1, W Col A2 et W Col A3 pour chaque horizon correspondant (désigné par A, Col A et W Col A, respectivement). De même, la moyenne des caractéristiques physico-chimiques et des éléments métalliques a été calculée pour les profils de sol irrigués B1, B2 et B3, les colonnes Col B1, Col B2 et Col B3, ainsi que l'eau rejetée par les colonnes de sol W Col B1, W Col B2 et W Col B3 pour chaque horizon correspondant (désigné par B, Col B et W Col B, respectivement). Ces calculs ont été effectués afin de faciliter la présentation et l'interprétation des résultats.

#### **III.1. Caractéristiques physico-chimiques des profils des sols, des lysimètres**

La moyenne de toutes les caractéristiques physico-chimiques des profils de sol et des colonnes pour chaque horizon a été calculée et présentée dans le tableau 28.

La teneur en limon et en argile des profils de sol et des colonnes de sol est présentée dans le tableau 28. La fraction limoneuse dans les profils de sol A et B est de 56,26 % et 40 % au S1, de 20,36 % et 19 % au S2 et de 15,05 % et 8,36 % au S3, respectivement. En outre, la fraction argileuse (<2 µm) est de 26% et 38,8% en H1, 34% et 55% en H2, et 37,96% et 83% en H3 respectivement. En revanche, pour les colonnes de sol col A et Col B, la fraction limoneuse est de 33,88 % et 35,26 % au S1, de 32,05 % et 26,43 % au S2, et de 53,16 % et 31,24 % au S3 respectivement. La fraction

argileuse (<2 µm) est de 28,7 % et 40,25 % en H1, 47,50 % et 43,26 % en H2, et 32,2 % et 47,23 % en H3 respectivement. L'analyse granulométrique a indiqué que la teneur en argile et en limon est constituée des fractions dominantes dans les profils et les colonnes du sol. Par conséquent, la texture du profil de sol A et B est respectivement de l'argile limoneuse et de l'argile. La texture du Col A et du Col B est respectivement de l'argile limoneuse et de l'argile.

**Tableau 28 : Caractéristiques physico-chimiques des profils de sol et lysimètres**

Échantillons		Profondeur (cm)	OM (%)	Argile (%)	Limon (%)	CE (ms/cm)	pH	CaCO <sub>3</sub> (%)
Profils de sol	A	H1	4,22	26,00	56,26	0,10	7,02	3,15
		H2	2,59	34,00	20,36	0,20	7,03	5,18
		H3	3,62	37,96	15,05	0,16	7,36	3,50
	B	H1	8,46	38,80	40,00	0,73	7,60	15,18
		H2	7,88	55,00	19,00	0,20	7,40	7,64
		H3	9,89	83,00	8,60	0,20	7,40	12,67
Colonnes du sol	Col A	H1	8,00	28,70	33,88	0,32	7,32	9,26
		H2	7,56	47,50	32,05	0,22	7,45	8,76
		H3	4,44	32,20	53,16	0,11	7,65	5,89
	Col B	H1	9,76	40,25	35,26	0,26	8,30	15,50
		H2	5,19	43,26	26,43	0,25	8,00	8,64
		H3	7,39	47,23	31,24	1,44	7,40	1,55

Les valeurs de la matière organique pour les profils de sol A et B sont de 4,22 % et 8,46 % au S1, de 2,59 % et 7,88 % au S2 et de 3,62 % et 20,89 % au S3 respectivement. Les valeurs de la matière organique pour les colonnes de sol Col A et Col B sont de 8% et 9,76% au S1, de 7,56% et 5,19% au S2 et de 4,44% et 7,39% au S3 respectivement. Ces résultats montrent qu'une irrigation excessive avec les eaux usées augmente la MO dans le sol. De plus, la variation verticale des colonnes du sol indique que la MO diminue avec la profondeur dans le sol.

La conductivité électrique pour les profils de sol A et B est de 0,1 mS/cm et 0,73 mS/cm en H1, 0,2 mS/cm en H2 et 0,16 mS/cm et 0,20 mS/cm en H3 respectivement, tandis que la CE pour les colonnes Col A et Col B est de 0,32 mS/cm et 0,26 mS/cm en H1, 0,22 mS/cm et 0,25 mS/cm en H2, et 0,11 mS/cm et 1,44 mS/cm en H3 respectivement. Ces résultats montrent que le profil du sol A est non salin, le profil du sol B est légèrement salin à salin, la colonne de sol Col A est non salée à légèrement saline, et la colonne de sol Col B est salée à très salée. Ainsi, une irrigation excessive avec les eaux usées augmente la salinité et la conductivité électrique des sols.

Pour la valeur du pH, il n'y a pas de variation significative dans le profil du sol et les colonnes du sol, comme le montre le tableau 32. Les valeurs de pH pour les profils de sol A et B sont de 7,02 et 7,6 dans H1, 7,03 et 7,4 dans H2 et 7,36 et 7,4 dans H3. La valeur du pH pour les colonnes de sol col A et Col B est de 7,32 et 8,3 dans H1, 7,45 et 8 dans H2, et de 7,65 et 7,4 dans H3 pour les colonnes

Col A et Col B respectivement. Ces valeurs indiquent que le profil du sol A est légèrement alcalin à neutre et que le profil du sol B est alcalin. Le Col A est légèrement alcalin et le Col B est fortement alcalin. Ces résultats montrent que l'irrigation excessive avec les eaux usées augmente le pH du sol.

La teneur en CaCO<sub>3</sub> dans les profils de sol A et B est de 3,15 et 15,18 % en H1, 5,18 et 7,64 % en H2 et 3,5 et 12,67 % en H3 respectivement, tandis que la teneur en CaCO<sub>3</sub> pour les colonnes Col A et Col B est de 9,26 et 15,50 % en H1, 8,76 et 8,64 % en H2 et 5,89 et 1,55 % en H3 respectivement. Cela montre que l'irrigation des eaux usées augmente la teneur en CaCO<sub>3</sub> du sol.

La moyenne des caractéristiques physiques des colonnes de sol est calculée et présentée dans le tableau 29. Pour les colonnes de sol Col A et Col B, la masse volumique apparente est respectivement de 1,49 et 1,56 g/cm<sup>3</sup>, la porosité du sol est de 43,78 et 41,13 %, et la conductivité hydraulique est de 1,2 et 0,28 cm<sup>3</sup>/min.

Selon ces résultats, on peut voir que la conductivité hydraulique et la porosité du sol sont plus importantes dans la colonne de sol Col A que dans la colonne de sol Col B et contrairement à la densité apparente.

**Tableau 29 : Statistiques descriptives des paramètres physiques des colonnes des sols étudiés**

Colonne de sol	Texture	Densité apparente (g/cm <sup>3</sup> )	Porosité du sol (%)	Conductivité hydraulique (m/h)
Col A	Argile limoneuse	1.49	43.78	3.6. 10 <sup>-4</sup>
Col B	Argile	1.59	34.86	3.6. 10 <sup>-6</sup>

Pour la colonne de sol Col A, il s'agit d'un sol avec une texture argilo-limoneuse riche en matière organique due à une irrigation excessive par les eaux usées. Par conséquent, sa structure est grumeleuse, les grains se forment très finement avec la matière organique, et les grumeaux contiennent de nombreux espaces permettant un écoulement facile de l'eau, ce qui explique sa conductivité hydraulique élevée.

En revanche, pour la colonne de sol Col B, il s'agit d'un sol à texture argileuse, les grains sont très fins et de texture compacte, ce qui empêche l'écoulement de l'eau, d'où sa faible conductivité hydraulique.

### III.2. Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées brutes et les eaux infiltrées

Les résultats des analyses physico-chimiques des eaux usées brutes et les eaux infiltrées sont résumés dans le tableau 30, avec les limites standard pour chaque paramètre de tous les échantillons

d'eau. La moyenne de toutes les caractéristiques physico-chimiques des échantillons d'eaux usées et de l'eau rejetée à travers les colonnes du sol W Col A et W Col B est calculée.

**Tableau 30 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées brutes et des eaux infiltrées**

Échantillons		pH	CE (ms/cm)	Dureté ppm	T° (°C)	Turbidity (NTU)	DO (mg/l)
<b>Eaux usées</b>	1	7,90	1,15	832,00	21,30	2,33	1,58
	2	8,20	1,01	736,00	27,00	8,37	1,44
	3	7,80	1,17	880,00	26,10	6,88	1,60
	4	8,10	1,03	753,00	24,10	2,83	1,25
	5	7,80	1,15	823,00	32,00	1,29	1,76
	6	7,80	1,22	860,00	29,00	0,90	1,00
<b>Min</b>		7,80	1,01	736,00	21,30	0,90	1,00
<b>Max</b>		8,20	1,22	880,00	32,00	8,37	1,76
<b>Moyenne</b>		7,93	1,12	814,00	26,58	3,77	1,43
<b>W Col A</b>	H1	7,80	1,17	850,00	32,50	0,65	0,10
	H2	7,20	0,73	522,00	27,00	0,58	0,08
	H3	7,10	0,87	652,00	25,20	0,37	0,27
<b>W Col B</b>	H1	7,10	1,19	872,00	21,00	1,19	0,19
	H2	7,40	1,11	809,00	23,40	0,70	0,70
	H3	7,40	0,56	409,00	24,20	0,46	0,18
<b>Normes marocaines</b>		6,5- 8,5	2,7	300	30	5	5

L'analyse des paramètres physico-chimiques des eaux usées montre que les valeurs de pH sont comprises entre 7,8 et 8,2 avec une moyenne de 7,93. Ainsi, les eaux usées sont légèrement alcalines. La CE varie entre 1,01 et 1,22 mS/cm avec une moyenne de 1,12 mS/cm. L'oxygène dissous (OD) varie de 1 et 1,76 mg/L avec une moyenne de 1,43 mg/L. Les niveaux de turbidité varient de 0,90 à 8,37 UNT avec une moyenne de 3,77 UNT, et la dureté est comprise entre 736 et 880 mg/L avec une moyenne de 814 mg/L. Ces résultats montrent que le pH, la CE et l'OD sont dans les limites recommandées par les normes marocaines pour l'eau d'irrigation alors que la turbidité et la dureté dépassent ces normes autorisées.

Les résultats de l'analyse physicochimique des eaux infiltrées à travers les colonnes W Col A et W Col B montrent que le pH est de 7,8 et 7,1 dans H1, 7,2 et 7,4 dans H2 et 7,1 et 7,4 dans H3 respectivement. Le pH de l'eau rejetée pour W Col A et W Col B est légèrement alcalin. La CE de W Col A et W Col B est de 1,17 mS/cm et de 1,19 mS/cm en H1, 0,73 mS/cm et 1,11 mS/cm en H2, et 0,87 mS/cm et 0,56 mS/cm en H3 respectivement. Les duretés de W Col A et W Col B sont respectivement de 850 et 872 ppm en H1, 522 et 809 ppm en H2 et 652 et 409 ppm en H3. La turbidité de W Col A et W Col B est de 0,65 et 1,19 UNT au H1, de 0,58 et 0,70 UNT au H2 et de 0,37 et 0,46 UNT au H3 respectivement. L'OD de W Col A et W Col B est de 0,10 mg/L et 0,19 mg/L dans H1,



0,08 mg/L et 0,70 mg/L dans H2, et 0,27 mg/L et 0,18 mg/L dans H3 respectivement. Le pH, l'EC, la turbidité et l'OD restent dans les normes autorisées proposées par le Maroc alors que la dureté dépasse ces normes. En outre, on remarque que toutes les caractéristiques physicochimiques étudiées de W Col B sont supérieures à celles de W Col A dans tous les horizons.

Les résultats des eaux usées et des eaux infiltrées montrent qu'elles sont légèrement alcalines, mais le pH de l'eau infiltrée est inférieur à celui des eaux usées. En outre, la dureté, la turbidité et l'OD de l'eau infiltrée sont inférieures à celles des eaux usées. Cependant, bien que la turbidité dépasse les normes marocaines pour les eaux d'irrigation, il est constaté que ses valeurs diminuent et restent dans ces limites autorisées. Le tableau 31 présente les teneurs en éléments minérales des eaux usées et des eaux infiltrées. Les résultats ont montré que les teneurs en Na, K, et Ba des eaux usées ont dépassé considérablement les normes marocaines pour les eaux d'irrigation, tandis qu'elles ne dépassent pas les normes fixées par l'OMS à l'exception du Ba. Ces résultats montrent que les eaux usées sont riches en ces éléments minérales. Il a été constaté également que la teneur moyenne en cations majeurs dans les eaux usées étudiées est de l'ordre suivant Na>Ca>Ba>K>Li (Tableau 31). Les teneurs en ces éléments minérales des eaux usées sont plus importantes que celle des eaux infiltrées. Ce qui montre que les sols étudiés retiennent ces éléments après l'infiltration des eaux.

**Tableau 31 : Teneurs en éléments minérales des eaux usées brutes et des eaux infiltrées**

Echantillons		Na (ppm)	K (ppm)	Li (ppm)	Ca (ppm)	Ba (ppm)
Eaux usées	1	62,02	11,87	1,1	43	40,4
	2	63,54	11,74	1,09	43,72	41,54
	3	71,63	19,34	1,18	49,04	51,69
	4	69,45	13,51	1,23	48,58	46,2
	5	38,1	1,15	0,88	29,64	25,81
	6	26,77	1,42	1,08	36,32	34,12
<b>Min</b>		26,77	1,15	0,88	29,64	25,81
<b>Max</b>		71,63	19,34	1,23	49,04	51,69
<b>Moyenne</b>		55,25	9,84	1,09	41,72	39,96
W Col B	H1	35,06	1,04	1,13	40,23	35,78
	H2	13,07	1,23	0,99	25,46	29,92
	H3	20,03	2,22	1,01	29,12	30,84
W Col A	H1	36,56	0,5	0,75	39,42	18,58
	H2	28,06	0,43	1,09	39,85	34,52
	H3	22,4	0,4	0,66	22,47	16,19
<b>Min</b>		13,07	0,4	0,66	22,47	16,19
<b>Max</b>		36,56	2,22	1,13	40,23	35,78
<b>Moyenne</b>		25,86	0,97	0,94	32,76	27,64
<b>Les normes marocaine</b>		10	10	2,5	100	1
<b>Normes OMS</b>		150	12	-	100	0,7

### III.3. Concentration des métaux lourds dans les profils de sol, les lysimètres, les eaux usées et les eaux infiltrées

La moyenne des concentrations en métaux lourds étudiés (As, Cr, Cu, Cd, Pb, Zn et Fe) est présentée dans le tableau 32, en fonction des limites admissibles et de leur accumulation dans les horizons pour les profils de sol (A et B) ainsi que pour les colonnes de sol (Col A et Col B).

**Tableau 32 : Concentrations de métaux lourds des profils de sol étudiés et les lysimètres. Les concentrations sont en pourcentage pour le fer et en mg/kg pour tous les autres éléments**

Eléments	Horizons	Profil du sol		Lysimètre		Limites admissible (OMS)
		A	B	Col A	Col B	
As	H1	4,87	18,42	16,08	40,50	20
	H2	14,54	39,67	12,43	48,14	
	H3	10,24	36,05	26,72	62,27	
Cr	H1	10,87	28,36	22,76	35,05	100
	H2	16,75	48,56	26,49	56,17	
	H3	20,63	32,31	29,20	49,79	
Cu	H1	26,05	47,31	34,76	119,61	100
	H2	17,54	38,28	71,49	106,87	
	H3	16,04	59,45	28,20	101,85	
Cd	H1	0,00	4,58	1,18	6,32	3
	H2	0,07	0,85	1,29	3,87	
	H3	0,16	2,77	0,96	4,01	
Pb	H1	25,05	106,26	31,87	150,77	100
	H2	7,70	14,84	8,01	15,15	
	H3	3,00	12,52	7,02	15,73	
Zn	H1	39,49	54,91	44,59	73,46	300
	H2	20,55	33,33	28,50	142,02	
	H3	26,42	72,67	27,96	115,45	
Fe	H1	13,71	22,72	14,74	33,52	50
	H2	14,36	47,01	23,92	47,92	
	H3	18,38	42,49	37,04	57,90	

L'analyse de la moyenne des profils de sol A et B montre une grande variation dans les concentrations des métaux lourds. Les résultats indiquent que la concentration des métaux lourds évalués dans le profil de sol A est restée dans les limites admissibles de l'OMS pour tous les horizons. Le profil de sol A est donc considéré comme étant sain. De même, tous les éléments métalliques du profil de sol B sont restés dans les limites admissibles de l'OMS, à l'exception du Cd et du Pb dans H1 et de l'As dans H2 et H3. Ainsi, le profil de sol B est pollué par trois métaux lourds : le Cd, le Pb et l'As, avec des répartitions différentes. Par conséquent, l'irrigation avec les eaux usées contribue à l'accumulation de métaux lourds dans le sol. En outre, après une irrigation excessive avec les eaux usées, il a été constaté que la concentration de tous les métaux lourds avait augmenté dans les deux colonnes de sol, Col A et Col B, pour tous les horizons. Dans la colonne de sol Col A, seule la concentration de l'As a dépassé la limite admissible en H3, reflétant l'enrichissement en profondeur,

tandis que l'As, le Cu et le Cd dépassent la limite admissible de l'OMS dans tous les horizons et le Pb dans H1, ainsi que le Fe dans H3 dans la colonne de sol Col B. Ces résultats sont conformes à ceux de Hilali et al. (2021), qui ont évalué la qualité des mêmes 35 sols agricoles de surface dans la même région à l'aide de la méthode AHP et des techniques SIG. Les résultats ont montré que la contamination par les métaux lourds et l'agriculture intensive sont responsables de la mauvaise qualité des sols dans la zone d'étude.

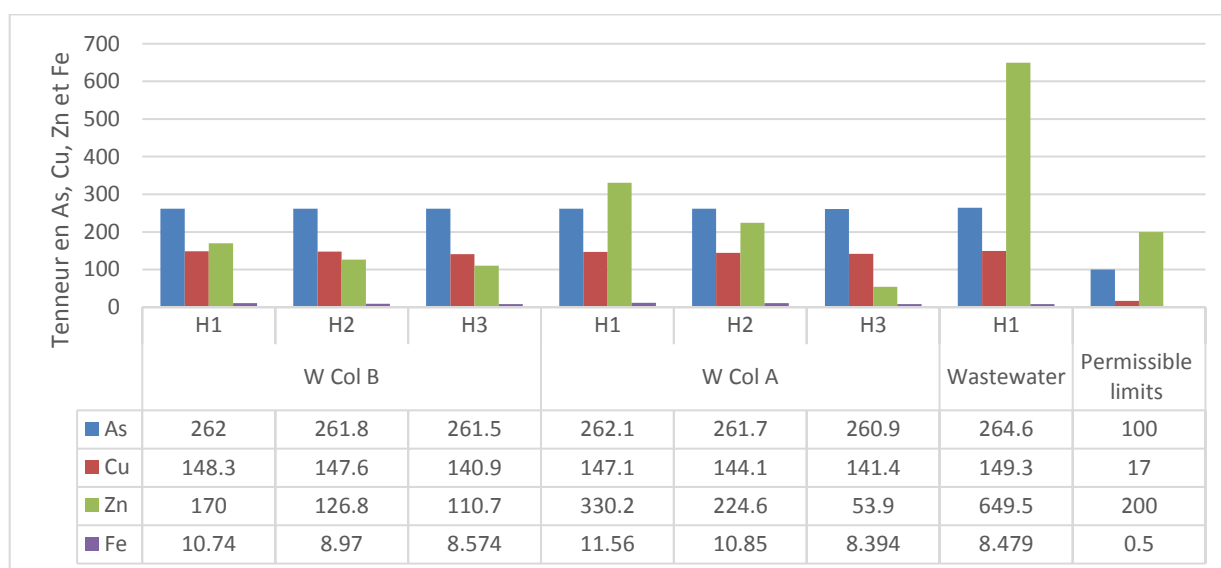
Les moyennes des concentrations en métaux lourds étudiés (As, Cr, Cu, Cd, Pb, Zn et Fe) dans les eaux usées et les eaux infiltrées à travers les colonnes de sol W Col A et W Col B sont présentées dans le tableau 33, en fonction des limites admissibles recommandées par l'OMS pour l'eau d'irrigation. Les résultats montrent que les eaux usées sont caractérisées par des concentrations élevées d'As, de Fe, de Zn et de Cu, tandis que les concentrations de Cr, Cd et Pb sont très faibles. Les analyses des eaux infiltrées révèlent également que les concentrations de tous les éléments diminuent progressivement à travers les horizons, de H1 à H3 pour chaque colonne de sol (Tableau 33).

**Tableau 33 : Concentrations de métaux lourds dans les eaux usées étudiées et les eaux infiltrées. Les concentrations sont en µg/l pour tous les éléments à l'exception de fer en mg/l**

	Horizons	As	Cr	Cu	Cd	Pb	Zn	Fe
W Col B	H1	262	0,1	148,3	2,9	0,6	170	10,740
	H2	261,8	0	147,6	2,8	0,5	126,8	8,970
	H3	261,5	0	140,9	2,2	0,1	110,7	8,574
W Col A	H1	262,1	0	147,1	2,8	0,4	330,2	11,560
	H2	261,7	0,1	144,1	2,7	0,2	224,6	10,850
	H3	260,9	0	141,4	2,1	0,1	53,9	8,394
Eaux usées brute		264,6	0,5	149,3	3,1	0,7	649,5	8,479
Max		264,6	0,5	149,3	3,1	0,7	649,5	11,560
Min		260,9	0	140,9	2,1	0,1	53,9	8,394
Limites admissible (OMS)		100	550	17	10	65	200	0,500
Norme marocaine		100	1000	2000	100	5000	2000	5

De plus, les résultats montrent que la concentration d'As, de Cu, de Zn et de Fe dans les eaux usées et les eaux infiltrées dépasse approximativement la limite admissible dans chaque horizon et chaque colonne de sol, tandis que le Cr, le Cd et le Pb restent dans les limites admissibles dans les eaux usées et les eaux infiltrées (Figure 60). Les concentrations des métaux étudiés dans les eaux usées et les eaux infiltrées suivent l'ordre Fe>Zn>As>Cu>Cd>Pb>Cr. On observe donc une diminution de la concentration de métaux lourds dans l'eau infiltrée, ce qui confirme que le sol retient les métaux lourds et fonctionne comme une filtration. Cela suggère également que la contamination dans le sol étudié provient d'une source anthropique.

La distribution de As, Cu, Zn et Fe dans les eaux usées et les eaux infiltrées dans chaque horizon est illustrée dans la figure 62.



**Figure 60 : Concentration de As, Cu, Zn (en ug/l) et Fe (en mg/l) dans les eaux usées et les eaux infiltrées**

Pour évaluer le niveau de métaux présents dans les eaux usées et les eaux infiltrées étudiées, les concentrations de ces métaux ont été comparées aux normes de l'OMS en matière de métaux lourds (Tableau 33). Bien que les concentrations d'As, Fe, Zn et Cu soient très élevées dans les eaux usées, seule la concentration d'As a dépassé la limite admissible dans les deux colonnes de sol (Col A), en particulier dans l'horizon H3 après l'irrigation par les eaux usées. Cette étude montre également que les niveaux de Cd et de Pb sont élevés dans le profil B du sol, en particulier dans l'horizon H1 et dans la colonne de sol Col B. Ces résultats sont cohérents avec ceux de l'étude menée par Hilali et al., (2020) qui ont évalué le degré de pollution métallique de la couche supérieure (0-30 cm) du sol agricole dans la même zone d'étude. Leurs résultats ont révélé que les sols agricoles étudiés étaient contaminés par des métaux lourds (As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn et Fe) et, en particulier, que les concentrations de Pb et Cd dépassaient considérablement les valeurs limites fixées par les normes de l'OMS en raison de l'irrigation avec des eaux usées et des activités agricoles intensives telles que l'utilisation excessive d'engrais et de pesticides (Hilali et al., 2020).

Par conséquent, le Cd et le Pb sont deux métaux lourds qui s'accumulent facilement dans le sol irrigué avec les eaux usées de la zone d'étude. D'autre part, l'As est présent en très forte concentration à la fois dans les eaux usées et dans le profil du sol B (horizons H2 et H3) ainsi que dans la colonne de sol Col A en H3 et Col B dans tous les horizons, ce qui indique que l'As s'accumule dans la couche supérieure du sol après une irrigation excessive avec les eaux usées.

### III.4. Distribution verticale des éléments en traces

#### III.4.1. Arsenic (As)

La distribution verticale de l'arsenic (As) est présentée dans la figure 61. Les concentrations d'arsenic pour les profils de sol A et B sont de 4,87 et 18,42 mg/kg dans H1, 14,54 et 39,67 mg/kg dans H2, et 10,24 et 36,05 mg/kg dans H3 respectivement. Les concentrations d'arsenic pour les colonnes de sol Col A et Col B sont de 16,08 et 40,50 mg/kg en H1, 12,43 et 48,14 mg/kg en H2, et 26,72 et 62,27 mg/kg en H3 respectivement.

Le résultat montre que la concentration de As dans le profil du sol A reste dans la limite admissible recommandée par les normes de l'OMS (20 mg/kg) et s'accumule dans H2. De même, le As est accumulé dans H2 pour le profil de sol B, mais il dépasse la limite admissible dans H2 et H3. Aussi, pour la colonne de sol Col A et Col B, on remarque que l'As se concentre significativement dans H3. La concentration de As pour le Col B dépasse la limite admissible dans tous les horizons H1, H2 et H3 alors qu'elle ne dépasse que la limite en H3 pour le Col A. Ces résultats montrent qu'une irrigation excessive avec les eaux usées augmente la concentration de As dans le sol et s'accumule dans la couche profonde du sol, mais lorsqu'il y a une irrigation forte et excessive du sol avec des eaux usées, on remarque que As s'accumule à la surface.

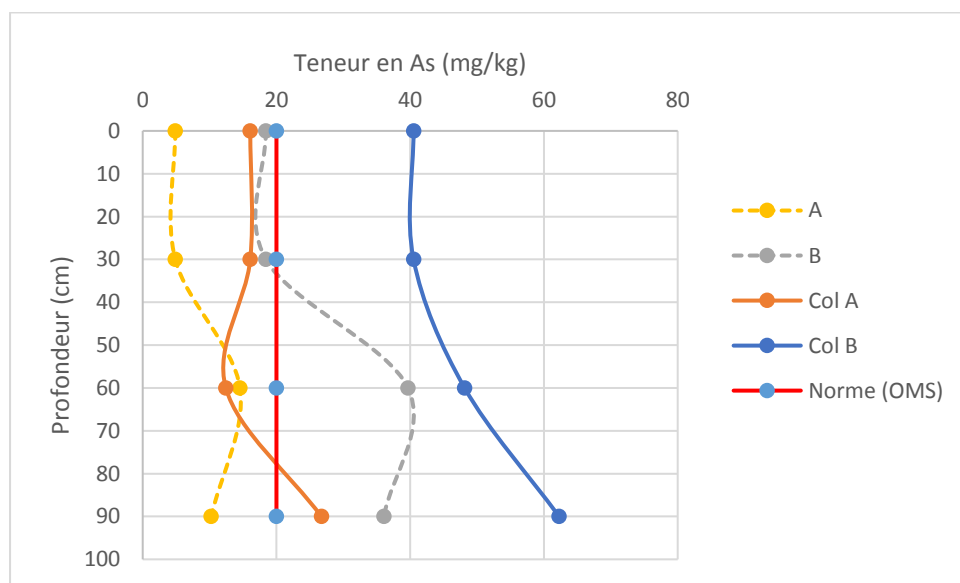


Figure 61 : Distribution verticale de l'As dans les profils de sol et des lysimètres

#### III.4.2. Chrome (Cr)

La distribution verticale de Cr est présentée dans la figure 62. La concentration de Cr pour les profils de sol A et B est de 10,87 et 28,36 mg/kg dans H1, 16,75 et 48,56 mg/kg dans H2, et 20,63 et 32,31 mg/kg dans H3 respectivement. La concentration de Cr pour les colonnes de sol Col A et Col B est de 22,76 et 35,05 mg/kg en H1, 26,49 et 56,17 mg/kg en H2, et 29,20 et 49,79 mg/kg en H3 respectivement. Les résultats montrent que la concentration de Cr reste dans la limite admissible (100

mg/kg) et s'accumule dans H2 pour le profil du sol B et dans les colonnes Col B et H3 pour le profil du sol A et la colonne Col A. On remarque que la concentration de Cr augmente avec la profondeur de H1 à H2 dans le profil du sol A et la colonne de sol Col A.

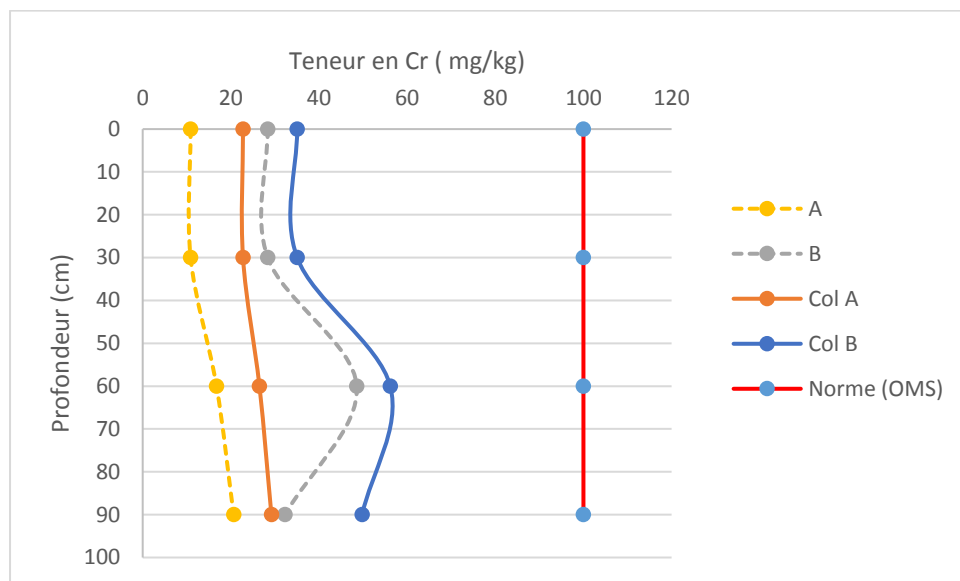


Figure 62 : Distribution verticale de Cr dans les profils de sol et des lysimètres

### III.4.3. Cuivre (Cu)

La distribution verticale de Cu est présentée dans la figure 63. La concentration de Cu pour les profils de sol A et B est de 26,05 et 47,31 mg/kg dans H1, 17,54 et 38,28 mg/kg dans H2, et 16,04 et 59,45 mg/kg dans H3 respectivement. La concentration de Cu pour les colonnes de sol Col A et Col B est de 34,76 et 119,61 mg/kg en H1, 71,49 et 106,87 mg/kg en H2, et 28,20 et 101,85 mg/kg en H3 respectivement.

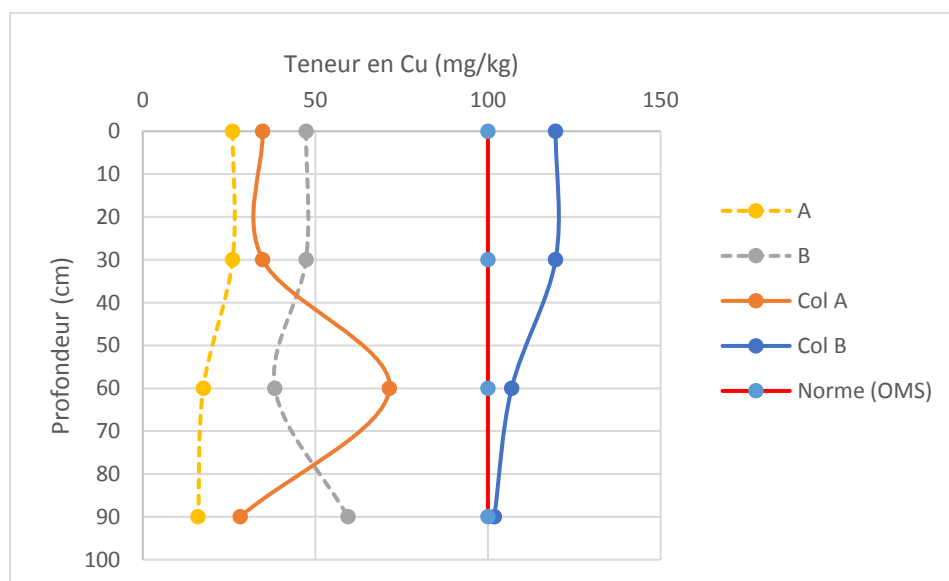


Figure 63 : Distribution verticale de Cu dans les profils de sol et des lysimètres

Malgré l'abondance de Cu dans les eaux usées, le résultat montre que la concentration de Cu dans les profils de sols A et B, et la colonne de sol Col A restent dans la limite admissible (100 mg/kg) et s'accumulent dans H1, H3 et H2 respectivement. De même, la concentration de Cu diminue selon la profondeur pour Col B, mais elle dépasse la limite admissible dans tous les horizons. On peut conclure que la concentration de Cu dans le profil du sol diminue avec la profondeur, mais il existe une variation de Cu dans différents horizons après une irrigation excessive avec des eaux usées.

#### III.4.4. Cadmium (Cd)

La distribution verticale de Cd est présentée dans la figure 64. La concentration de Cd pour les profils de sol A et B est de 0 et 4,58 mg/kg en H1, 0,07 et 0,85 mg/kg en H2, et de 0,16 et 2,77 mg/kg en H3 respectivement. La concentration de Cd pour les colonnes de sol Col A et Col B est de 1,18 et 6,32 mg/kg dans H1, 1,29 et 3,87 mg/kg dans H2, et 0,96 et 4,01 mg/kg dans H3 respectivement. La distribution du Cd montre que seule la concentration de Cd dans le profil du sol A et la colonne Cde A reste dans la limite admissible (3 mg/kg) et s'accumule dans H3 et H2 respectivement. Le Cd s'accumule dans H1 pour le profil du sol B, mais il dépasse la limite admissible dans H1. En outre, pour la colonne de sol Col B, la concentration de Cd dépasse la limite admissible dans tous les horizons et se concentre de manière significative dans H1. Par conséquent, le Cd s'accumule dans la couche superficielle du sol après une irrigation excessive du sol avec des eaux usées.

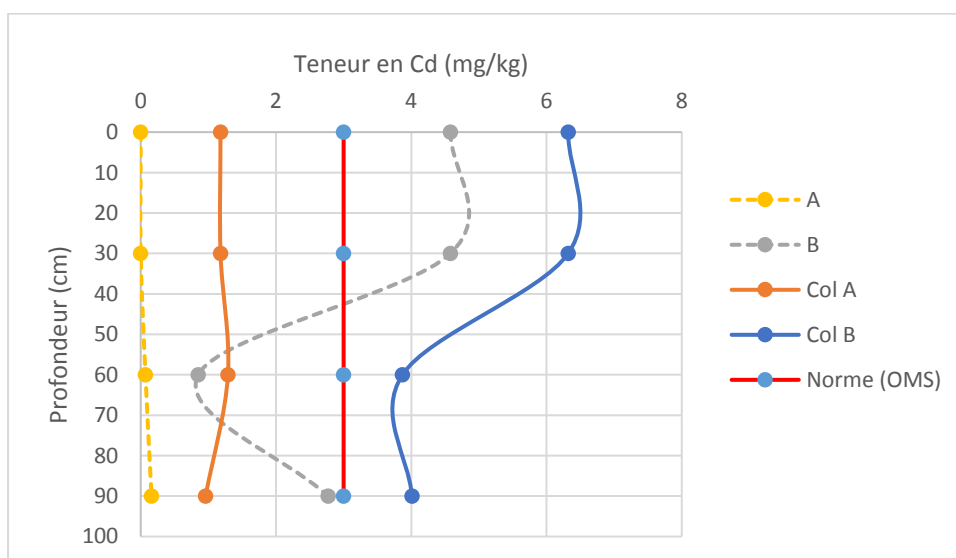


Figure 64 : Distribution verticale de Cd dans les profils de sol et des lysimètres

#### III.4.5. Plomb (Pb)

La distribution verticale de Pb est présentée dans la figure 65. La concentration de Pb pour les profils de sol A et B est 25,05 et 106,26 mg/kg dans H1, 7,70 et 14,84 mg/kg dans H2, et H3 et 12,52 mg/kg dans H3 respectivement. La concentration de Pb pour les colonnes de sol Col A et Col B est de 31,87 et 150,77 mg/kg en H1, 8,01 et 15,15 mg/kg en H2, et de 7,02 et 15,73 mg/kg en H3

respectivement. On observe que la concentration de Pb diminue vers le bas dans les profils de sol et les colonnes de sol étudiés. Les résultats montrent que la concentration de Pb s'accumule et dépasse la limite admissible (100 mg/kg) dans H1 pour le profil du sol B et la colonne Col B. L'accumulation de Pb est attribuée à la couche superficielle du sol et dépasse les limites admissibles lorsque le sol est excessivement irrigué avec des eaux usées.

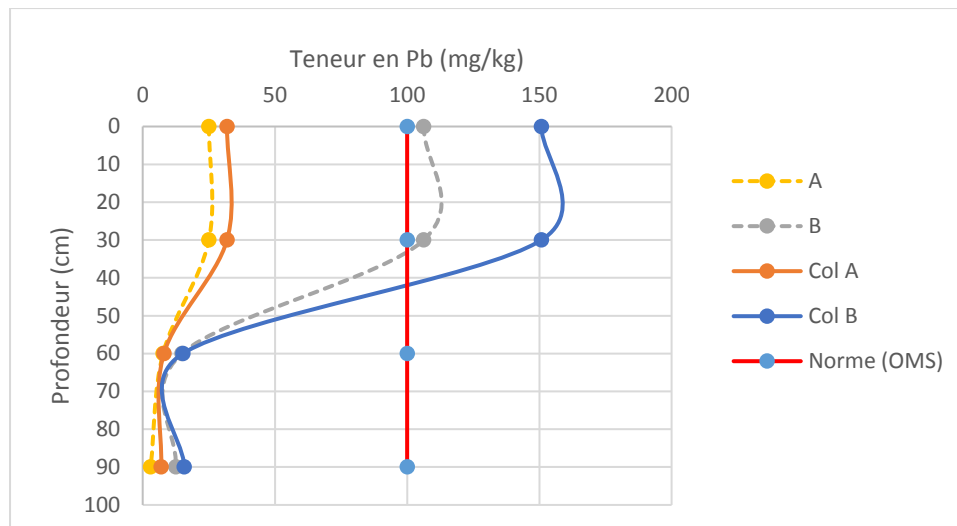


Figure 65 : Distribution verticale de Pb dans les profils de sol et des lysimètres

### III.4.6. Zinc (Zn)

La distribution verticale de Zn est présentée dans la figure 66. La concentration de Pb pour les profils de sol A et B est de 39,49 et 54,91 mg/kg dans H1, 20,55 et 33,33 mg/kg dans H2, et 26,42 et 72,67 mg/kg dans H3 respectivement. La concentration de Pb pour les colonnes de sol Col A et Col B est de 44,59 et 73,46 mg/kg en H1, 28,50 et 142,02 mg/kg en H2, et 27,26 et 115,45 mg/kg en H3 respectivement.

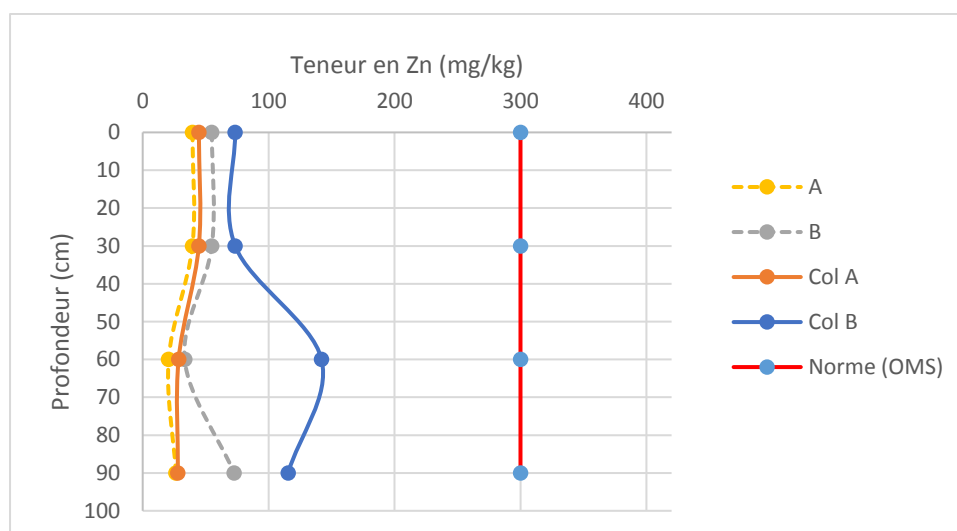


Figure 66 : Distribution verticale de Zn dans les profils de sol et des lysimètres



Les résultats montrent que la concentration de Zn reste dans la limite admissible (300 mg/kg) et s'accumule dans H3 pour le profil de sol B et H2 pour la colonne de sol Col B et dans H1 pour le profil de sol A et la colonne de sol Col A. Bien que les eaux usées soient riches en Zn, elles sont pauvres dans le sol étudié. Cela est probablement dû à la mobilité et à l'instabilité du Zn dans le profil du sol. Par conséquent, le Zn peut s'infiltrer jusqu'à la profondeur et peut probablement atteindre les eaux souterraines, ce qui est justifié par les fortes concentrations de Zn dans l'eau rejetée.

#### III.4.7. Fer (Fe)

La distribution verticale de Fe est présentée à la figure 67. La concentration de Fe pour les profils de sol A et B est de 13,71 et 22,72 % au S1, de 14,36 % et de 47,01 % au S2 et de 18,38 et 42,49 % au S3, respectivement. La concentration de Fe pour les colonnes de sol Col A et Col B est de 14,74 et 33,52 % en H1, 23,92 et 47,92 % en H2 et 37,04 et 57,90 % en H3 respectivement. Les résultats indiquent que Fe est un n élément abondant dans le profil du sol étudié et la colonne de sols. En outre, les résultats montrent que la concentration de Fe s'accumule dans H3 et H2 pour les profils de sol A et B respectivement, et s'accumule dans H2 et H3 dans les colonnes de sol Col A et Col B respectivement.

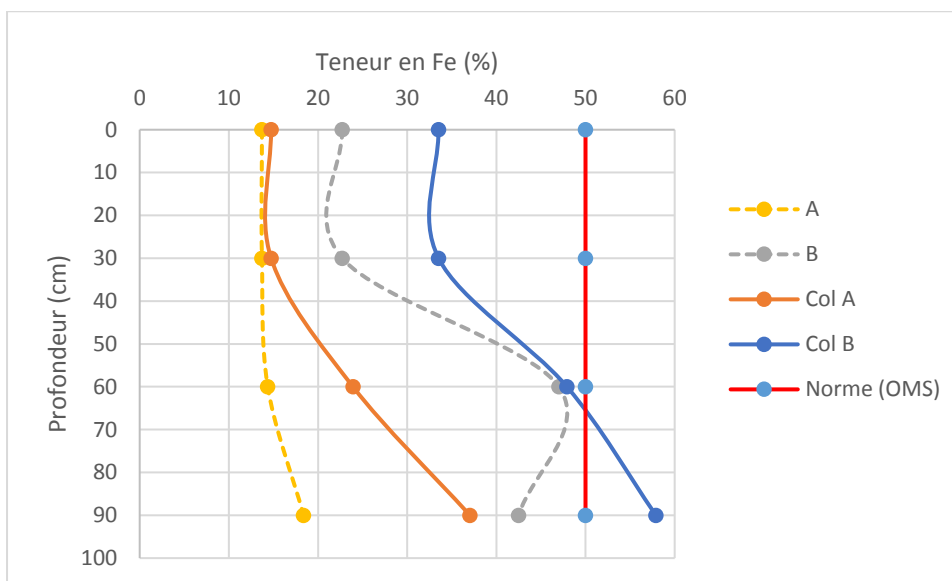


Figure 67 : Distribution verticale de Fe dans les profils de sol et des lysimètres

La concentration de Fe dans tous les profils de sol et colonnes de sol étudiés, à l'exception du Col B dans H3, reste dans la limite admissible (50 %). En outre, on observe que la concentration de Fe augmente avec la profondeur dans les profils de sol et les colonnes du sol.

#### III.5. Impact de l'irrigation des eaux usées sur le sol

L'analyse des paramètres physico-chimiques des eaux usées montre que ces dernières sont légèrement alcalines et très salées. Ces deux paramètres respectent les limites recommandées par les

normes marocaines pour l'eau d'irrigation, mais la turbidité et la dureté dépassent les normes admissibles. De plus, les analyses des métaux lourds ont révélé que les eaux usées sont caractérisées par un niveau élevé d'As, Fe, Zn et Cu, tandis que la concentration de Cr, Cd et Pb est très faible.

Les résultats des caractéristiques physico-chimiques du sol montrent qu'une irrigation excessive par les eaux usées augmente la MO, la CE, le pH et les CaCO<sub>3</sub> du sol. Bien que ces caractéristiques soient très importantes pour améliorer la qualité du sol, elles contribuent également à la rétention des métaux lourds (Barakat et al., 2019a).

Les résultats montrent que la concentration de tous les métaux lourds évalués dans les colonnes du sol est supérieure à celle du profil du sol après une irrigation excessive avec les eaux usées, mais reste dans les valeurs admissibles recommandées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour les profils de sol A et B, à l'exception du Cd (4,58 mg/kg), du Pb (106,26 mg/kg) et de l'As (39,67 mg/kg) dans ce dernier.

Les résultats de cette étude se rapprochent de ceux obtenus par Chaoua et al., (2018) qui ont mené une étude sur l'impact des eaux usées sur les sols et les cultures contenant des métaux lourds dans la région de Marrakech. Les échantillons de sol ont été prélevés à une profondeur de 0 à 20 cm. Les résultats de l'étude ont révélé que le sol irrigué était contaminé par du Zn, du Cu, du Pb et du Cd. De plus, les indices de risque élevé montrent que les cultures vivrières sont contaminées.

Dans le même ordre d'idées, Kao et al., (2007) ont analysé huit métaux lourds (As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) dans 11 sols agricoles obtenus à partir de 0 à 20 cm et 20 à 40 cm de profondeur et irrigués avec des eaux usées pour déterminer le niveau de contamination le long de la rivière Boumoussa dans la ville de Settat. Les résultats montrent que la couche superficielle du sol est contaminée par du Pb, du Zn et de l'As et que la concentration de métaux lourds diminue vers le bas dans le profil du sol.

Dans la ville de Béni Mellal, Barakat et al., (2019a) ont étudié la contamination des sols agricoles par les métaux lourds provenant des eaux usées périurbaines d'Oued Day utilisées pour l'irrigation. Dans cette étude, les niveaux de six métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Zn, Fe et Pb) ont été mesurés dans 13 échantillons de sol de surface prélevés dans des champs agricoles situés près de l'origine de la rivière, à une profondeur de 0 à 15 cm. Les résultats ont montré que les niveaux des six métaux lourds, à l'exception du Pb, étaient élevés.

La distribution verticale des métaux lourds a révélé que la concentration de Pb et de Cu diminuait avec la profondeur, ce qui est cohérent avec les résultats de Kao et al., (2007). En revanche, la concentration de As, Cr et Fe augmentait avec la profondeur, tandis que celle du Cd et du Zn avait

une distribution aléatoire. Les concentrations de Cd, Pb et As dans l'eau rejetée ont diminué progressivement avec la profondeur, ce qui suggère que le sol étudié retient les métaux lourds.

L'irrigation excessive avec les eaux usées drainant Oued Day contribue donc à l'accumulation de métaux lourds dans les sols agricoles, ce qui peut avoir des effets nocifs sur la santé humaine et l'environnement.

#### **IV. Conclusion**

Ce chapitre examine l'impact des eaux usées sur les profils des sols agricoles en étudiant la distribution verticale des métaux lourds (As, Cr, Cu, Cd, Pb, Zn et Fe). A cette fin, nous avons mené une expérience en comparant des lysimètres irrigués et non irrigués par les eaux usées et ont prélevé des échantillons de sol pour les analyser. Les résultats montrent que la concentration de métaux lourds a augmenté dans les deux lysimètres après une irrigation régulière de trois ans. Ils montrent également que le profil du sol irrigué par les eaux usées est pollué en Cd, Pb et As.

La distribution verticale montre que les concentrations de As, Cr et Fe augmentent avec la profondeur, tandis que Pb et Cu diminuent vers le bas. Les eaux usées présentent des niveaux élevés en As, Fe, Zn et Cu. Ce qui montrent que le sol absorbe les métaux lourds et fonctionne comme un filtre. En fin, cette étude est importante pour les gestionnaires des terres et les décideurs politiques car elle fournit des informations précieuses sur les dangers de l'irrigation par les eaux usées.

**CHAPITRE V : EVALUATION DE LA  
FERTILITE ET LA QUALITE DES SOLS  
ETUDIES**

## **I. Introduction**

L'objectif de ce chapitre est de déterminer la qualité des sols agricoles irrigués par les eaux usées drainant Oued Day à Béni Mellal en utilisant la méthode AHP ainsi que les techniques de SIG. Cela nous permettra d'interpréter les différents indicateurs du sol. Tout d'abord, nous avons évalué les caractéristiques physico-chimiques des sols, telles que la matière organique (MO), la capacité d'échange cationique (CEC), l'humidité, le pH, la teneur en carbonates de calcium (CaCO<sub>3</sub>), la texture, la salinité, la conductivité électrique (CE), la profondeur et la pente. Ensuite, nous avons créé des cartes thématiques pour chaque paramètre en utilisant la méthode d'interpolation pondérée basée sur la distance inverse (IDW). Enfin, nous avons généré une carte de la qualité des sols étudiés en superposant et en multipliant tous les critères et sous-critères par leurs poids correspondants. Cela a été réalisé à l'aide de la fonction calculatrice et des analyses de superposition disponibles dans le logiciel ArcGIS, en utilisant l'option "*Somme pondérée*".

## **II. Evaluation de la qualité des sols étudiés par AHP**

Dans cette étude, 15 paramètres physico-chimiques (critères) ont été pris en compte pour évaluer la qualité des sols agricoles irrigués par les eaux usées drainant Oued Day à Béni Mellal. Les caractéristiques de chaque paramètre sont présentées ci-dessous et leurs concentrations mesurées ont été résumées dans le tableau 44 (Voir l'annexe).

### **II.1. Critères d'évaluations**

#### **II.1.1. Matière Organique (MO)**

La matière organique du sol (MO) résulte de la décomposition des organismes vivants, des résidus végétaux et animaux et des produits en décomposition et est très importante pour le fonctionnement du sol. Il agit comme un réservoir de nutriments, augmente la capacité de rétention d'eau et contribue à la structure du sol. La répartition spatiale de l'OM dans la zone d'étude est illustrée à la figure 68a. Il varie entre 2,29 et 22,14% avec une valeur moyenne de 7,32 %. La carte thématique montre que 99,93 % (26574,53 ha) de la zone d'étude est tout à fait adapté à l'agriculture intensive durable et seulement 0,07% (19,78 ha) sont peu adaptés.

#### **II.1.2. Carbone organique (CO)**

Le carbone organique (CO) est la clé de la fertilité des sols agricoles. Il constitue le composant principal de la matière organique. Il améliore la stabilité structurale du sol en favorisant la formation d'agrégats qui, en association avec la porosité, assurent une bonne aération du sol et une bonne infiltration d'eau, favorisant ainsi la croissance des plantes. Le CO dans la zone d'étude varie de 1,33 et 21,60% avec une valeur moyenne de 4,57 %. La carte thématique montre que 71,14 % (18918,93

ha) de la zone d'étude a une bonne qualité du sol pour l'agriculture intensive, 28,69 % (7629,86 ha) a une qualité moyenne du sol, tandis que 0,16 % (43,71 ha) a une mauvaise qualité du sol (Figure 68b).

### **II.1.3. Azote (N)**

L'azote (N) est un élément principal impliqué dans le développement des plantes et des racines et stimule l'absorption optimale des autres nutriments du sol. La teneur en N dans la zone étudiée varie de 11,20 à 170,24 kg/ha avec une valeur moyenne de 84,10 kg/ha. La carte générée montre que 22,30 % (5929,89 ha) de la zone d'étude est modérément approprié, tandis que 77,70 % (20664,23 ha) est mal adapté aux activités agricoles (Figure 68c).

### **II.1.4. Phosphore (P)**

Le phosphore (P) est un élément essentiel pour les plantes et les animaux. Il joue un rôle très important dans le renforcement de la fertilité des sols agricoles (Sanyal et De Datta, 1991). La teneur en P dans la zone d'étude varie de 14,34 à 69,66 kg/ha avec une valeur moyenne de 33,89 kg/ha. La carte obtenue montre que 81,86 % (21768,98 ha) de la superficie totale étudiée sont classés comme de bonne qualité, 18,09 % (4812,26 ha) a une qualité modérée, tandis que 0,05 % (13,28 ha) sont mal adaptés aux activités agricoles (Figure 68d).

### **II.1.5. Potassium (K)**

Le potassium (K) joue un rôle important dans la nutrition des plantes, il est absorbé sous forme de cations  $K^+$ , il permet le transfert d'assimilés (acides aminés et sucre) aux racines, aux céréales, aux fruits. Il affecte la qualité et la composition de la teneur en vitamine C, l'équilibre sucre / acidité etc. Dans la zone d'étude, les niveaux de potassium varient de 48,41 à 150,91 kg/ha, avec une valeur moyenne de 85,73 kg/ha. Les cartes générées montrent que 99,14% (26364,31ha) de la zone d'étude sont mal adaptés, tandis que 0,86 % (229,40ha) sont modérément adaptés aux activités agricoles (Figure 68e).

### **II.1.6. Capacité d'échange cationique (CEC)**

La capacité d'échange cationique (CEC) est un indicateur de la qualité du sol. Il représente la capacité du sol à retenir les cations d'échange chargés positivement tels que K, Ca, Mg et Na (Saidi, 2012 ; Barakat et al., 2017a). La valeur de la CEC dans la zone d'étude varie de 10,52 à 31,12 meq/100g avec une valeur moyenne de 19,20 meq/100g. Les cartes élaborées démontrent que 2,16% (575,69 ha) sont bons, tandis que 97,84 % (26018,55 ha) conviennent modérément à l'agriculture durable (Figure 68f).

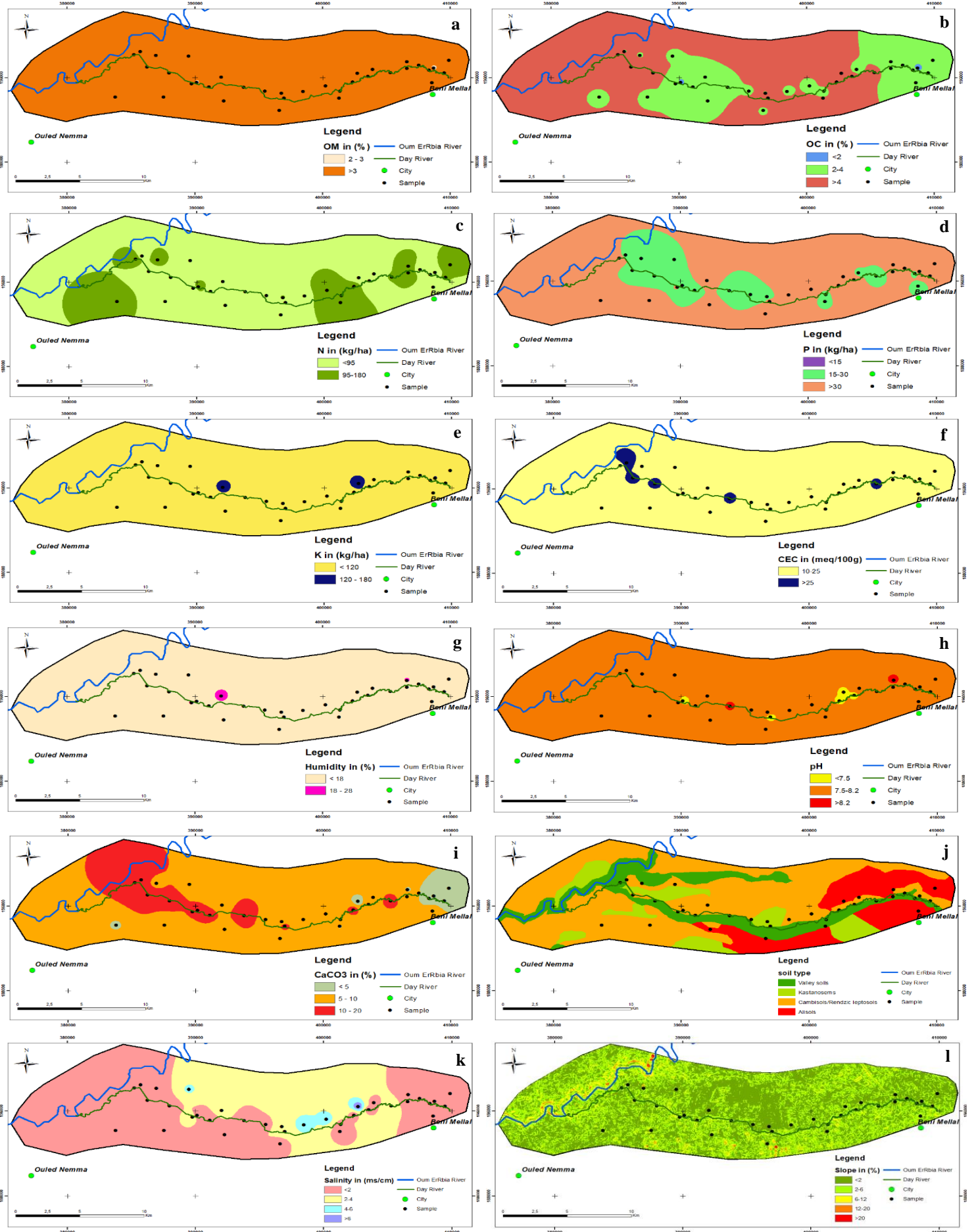


Figure 68 : Carte de MO, CO, N, P, K, CEC, humidité, pH, CaCO<sub>3</sub>, type de sol, salinité et pente

### **II.1.7. Humidité**

L'humidité du sol est la quantité d'eau dans le sol. Cela dépend généralement de la structure, la texture et la capacité de rétention du sol. L'humidité des sols étudiés varie de 4,80 à 20%, avec une valeur moyenne de 12,77 %. Les cartes générées démontrent que 99,60 % (26487,79 ha) sont classés comme mal adaptés aux activités agricoles, tandis que 2,16 % (575,69) sont modérément appropriés (Figure 68g).

### **II.1.8. pH du sol**

Le pH du sol influence sur la croissance des plantes par la biodisponibilité des nutriments (Dinesh, 2017 ; Ennaji et al., 2018 ; El Hamzaoui et al., 2020). La valeur du pH des sols étudiés varie de 7,20 à 8,50 avec une valeur moyenne de 7,82. Ces valeurs démontrent que le sol de la zone d'étude est alcalin. La répartition spatiale du pH montre que 98,69 % (26246,15 ha) de la superficie totale a une bonne qualité du sol pour l'agriculture intensive, 0,93 % (248,33 ha) has une qualité modérée, tandis que 0,38 % (99,82 ha) ne conviennent pas aux activités agricoles (Figure 68h).

### **II.1.9. Carbonates (CaCO<sub>3</sub>)**

Les carbonates de calcium (CaCO<sub>3</sub>), ou calcaires, sont de fines particules présentes dans le sol. Ils sont composés d'ions carbonate (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) et calcium (Ca<sup>2+</sup>). Ces particules peuvent libérer du calcium, qui a tendance de neutraliser les acides et de rendre le sol plus basique. La teneur en CaCO<sub>3</sub> dans les sols étudiés varie de 1,55 à 16,78% avec une valeur moyenne de 7,92%, et la distribution spatiale de CaCO<sub>3</sub> montres que 77,33 % (20565,03 ha) de la zone d'étude ont une qualité excellente du sol adapté à l'agriculture durable, 17,57 % (4672,82 ha) de bonne qualité du sol, tandis que 5,10 % (1356,04 ha) de qualité modérée du sol (Figure 68i).

### **II.1.10. Texture**

La texture du sol dépend directement de la fraction de particules minérales dont le sol est composé (argiles et limons). Il affecte la densité, la porosité et la circulation de l'eau et de l'air, et par conséquent la croissance des plantes (Barakat et al., 2017a ; Ennaji et al., 2018). La texture du sol étudiée varie de 62,60 à 93% avec une valeur moyenne de 79,65%, et leur répartition spatiale montre que l'ensemble de la zone d'étude présente une seule classe d'excellente qualité pour une agriculture durable.

### **II.1.11. Type du sol**

Le type de sol est l'un des principaux paramètres de la qualité et de la fertilité du sol (Barakat et al., 2017a). La zone d'étude est caractérisée par la présence de quatre types de sols qui ont été classés



en fonction de leur profondeur et donc de moins adaptés à plus adaptés à l'agriculture correspondent à (Figure 68j):

- Sol iso-humique est principalement calcaire et caractérisé par une profondeur importante. C'est le type de sol le plus approprié pour l'agriculture, couvrant 11,21 % (2980,25 ha) de la zone d'étude.
- Sol fersiallitique se caractérise par une profondeur moyenne, une structure poreuse et une capacité de rétention élevée. Ce type de sol est modérément adapté à l'agriculture et couvre 17,71 % (4710,20 ha) de la zone d'étude.
- Sol calcimagnésique est un sol peu profond, très calcaire et caillouteux. Leur structure est instable en présence d'eau. Ce type de sol est mal adapté à l'agriculture, couvrant une grande superficie de 53,26 % (14163,70 ha).
- Sol hydromorphe est un sol peu profond, se développe le long des vallées des oueds. Ce type de sol est de très mauvaise qualité et ne convient pas à l'agriculture et couvre 17,82 % (4738,83 ha) de la zone d'étude.

#### **II.1.12. Salinité**

La salinité du sol est la quantification des sels solubles présents dans le sol, résultant de l'eau saline irriguée ou des pratiques agricoles intensives ainsi que de l'utilisation d'engrais et de pesticides. Cependant, la croissance et la qualité des cultures dépendent de la teneur en sels solubles (Barakat et al., 2017a). La salinité des sols étudiés varie de 540 à 8050  $\mu\text{S}/\text{cm}$  avec une valeur moyenne de 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , et leur distribution spatiale montre que 62,52% (16626,72 ha) de la superficie totale de bonne qualité du sol, 35,45 % (9427,27 ha) de qualité de sol modérée, 1,91 % (508,00 ha) de mauvaise qualité du sol, tandis que 0,12 % (32,61 ha) ne convient pas aux activités agricoles (Figure 68k).

#### **II.1.13. Conductivité électrique (CE)**

La conductivité électrique du sol dépend de la concentration de sels minéraux solubles dans le sol. Si la concentration de sels solubles dans le sol est élevée, plus la conductivité électrique est élevée. Cela provoque l'absorption de sels solubles et réduit la capacité de récolte pour absorber l'eau et les nutriments (Barakat et al., 2017a). La CE des sols étudiés varie de 144 à 1440  $\mu\text{S}/\text{cm}$  avec une valeur moyenne de 370  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . La distribution spatiale de la CE montre que l'ensemble de la zone d'étude a une seule classe de bonne qualité pour l'agriculture durable.

#### **II.1.14. Profondeur**

La profondeur du sol est un paramètre important de la qualité du sol. Il présente la zone racinaire, qui se caractérise par la présence d'eaux et de nutriments essentiels à la croissance des plantes. Plus les racines sont profondes, plus la plante bénéficie d'eau et de nutriments (Akinci et al., 2013 ;

Rajendra et Vijay, 2015 ; Barakat et al., 2017a). Pour cette étude, tous les échantillons ont été prélevés à une profondeur de 0 à 20 cm.

### II.1.15. Pente

La pente est un paramètre important pour la qualité des sols agricoles. Il contrôle le développement des sols et leur profondeur et est particulièrement important en termes d'effet sur l'érosion. Plus la pente est élevée, plus le taux d'érosion est élevé (Atalay, 2006). La distribution spatiale de la pente montre que 50,87% (13524,84 ha) de la superficie totale a une excellente qualité du sol, 43,52 % (11572,05 ha) de bonne qualité du sol, 5,05 % (1343,74 ha) de qualité modérée, 0,47 % (125,10 ha) de mauvaise qualité, tandis que 0,09 % (22,69 ha) ne convient pas aux activités agricoles (Figure 68l).

## II.2. Carte de la qualité des sols étudiés

La carte de la qualité des sols étudiés (Figure 69) est développée en multipliant chaque critère et sous-critère par leur poids présenté dans le tableau 45 (Voir l'annexe) à l'aide de l'option « *superposition de somme pondérée* » du logiciel ArcGIS. La carte a classé la zone en quatre catégories en fonction de la qualité du sol : excellente, bonne, moyenne et mauvaise (Tableau 34). Ils ont été identifiés en utilisant la méthode de classification à égales intervalles.

**Tableau 34 : Classes de la qualité des sols agricoles irrigués par les eaux usées d'Oued Day**

Qualité	Surface (ha)	Surface (%)
Mauvaise	8412,95	31,67
Moyenne	10393,62	39,13
Bonne	4996,48	18,81
Excellente	2760,49	10,39
<b>Totale</b>	<b>26563,54</b>	<b>100</b>

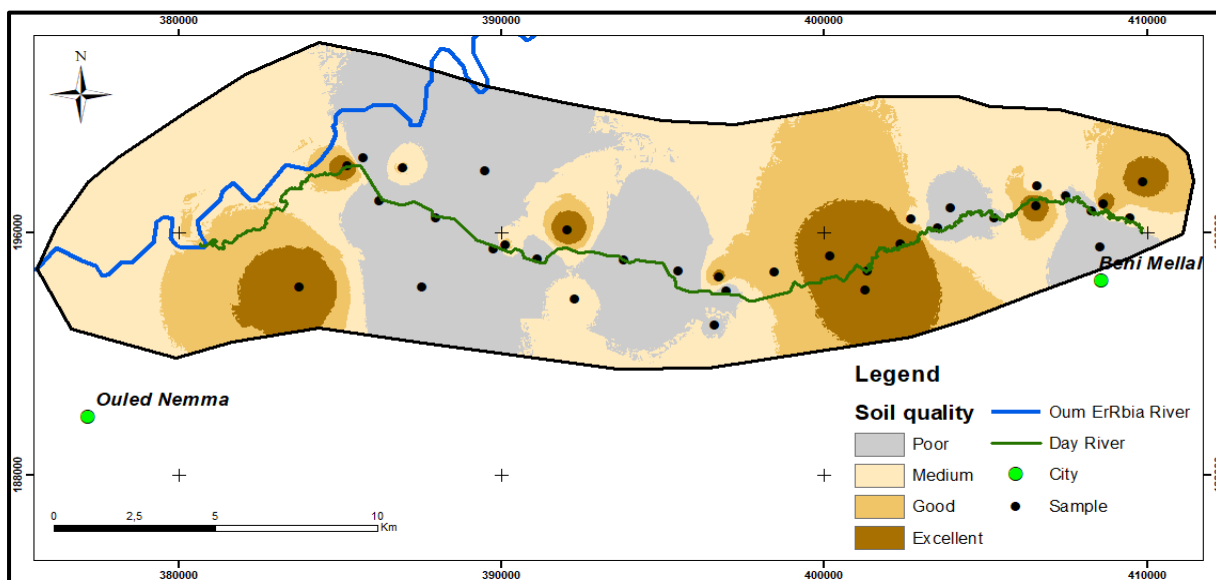
Les résultats montrent que seulement 10,39 % (2760,49 ha) de la zone d'étude est d'excellente qualité, 18,81 % (4996,48 ha) sont bien adaptés, 39,13% (10393,62 ha) ont une qualité de sol modérée, et 31,67 % (8412,95 ha) ont une mauvaise qualité du sol de l'agriculture intensive durable.

## III. Discussion

Les résultats de l'étude indiquent que seulement 29,2 % de la zone d'étude présente une excellente et bonne qualité du sol, répartie en trois zones principales : la partie amont et aval de l'Oued Day ainsi que le centre de la zone d'étude (Figure 69). Ces zones se caractérisent par une teneur élevée en MO, N, P, argile et limon, ainsi qu'une teneur modérée en CO, K, CEC, humidité, pH, CaCO<sub>3</sub>, et une faible salinité, CE et pente. Par conséquent, ces trois zones sont favorables à l'agriculture.

La qualité appropriée du sol observée est généralement attribuable au climat, au type d'irrigation et à l'activité agricole. En été, une irrigation excessive est nécessaire, ce qui peut expliquer la qualité du

sol observée en aval. Cela s'explique par une diminution du débit des eaux usées, principalement en raison de deux raisons. Premièrement, les affluents connaissent une sécheresse en été. Deuxièmement, les agriculteurs de la partie amont de la rivière utilisent beaucoup d'eau pour irriguer leurs cultures en été. Par conséquent, les agriculteurs de la partie aval de la rivière compensent ce manque d'eau en utilisant d'autres sources d'irrigation telles que les eaux souterraines et les eaux de l'Oued Oum Er'Rbia par le biais de pompes à eau. De plus, la qualité du sol appropriée observée dans la zone centrale de l'étude est le résultat d'une activité agricole moins intensive. En d'autres termes, cette zone n'est pas fortement exploitée par les agriculteurs, probablement en raison de conflits familiaux liés à l'héritage des terres ou d'une conscience de l'avantage de laisser reposer leurs terres pendant une période. De même, dans la zone nord-ouest où la pente est élevée (rendant difficile le pompage de l'eau d'Oued Day), les agriculteurs comptent davantage sur les puits, ce qui explique la qualité appropriée du sol dans cette partie nord-ouest de l'étude.



**Figure 69 : Carte de la qualité des sols agricoles irrigués par les eaux usées d'Oued Day**

Les résultats de l'étude indiquent que 31,67 % des sols de la zone d'étude présentent une mauvaise qualité du sol (Tableau 34), principalement localisée dans la partie centrale de la zone d'étude. De plus, l'étude montre que 39,13 % des sols ont une qualité moyenne, répartie sur l'ensemble de la zone d'étude. En général, la qualité médiocre et moyenne du sol peut être considérée comme inappropriée pour l'agriculture. D'un point de vue géographique, ces zones inadaptées à l'agriculture se caractérisent par une faible teneur en N et une salinité élevée, ainsi qu'une faible teneur en CO, P, K, CEC et en CaCO<sub>3</sub>. Ces facteurs déterminent la qualité du sol dans la zone, qui rencontre plusieurs problèmes tels que la dégradation des terres, l'irrigation excessive et la salinisation du sol. Ces effets peuvent indéniablement réduire la fertilité et la capacité des sols à soutenir la croissance des cultures, affectant ainsi la production agricole (Ennaji et al., 2018).

L'inadéquation des sols, tant dans la partie amont de l'Oued Day que dans la partie centrale de la zone d'étude, est due à la surexploitation des eaux usées et à l'activité agricole intensive axée sur la culture de betteraves, d'oranges, de mandarines, etc.

Les résultats de l'étude révèlent également que près de 71 % de la superficie étudiée est inadaptée à l'agriculture. Dans la même zone d'étude, nous avons évalué le degré de pollution par les métaux en 2020. Les résultats montrent que les sols agricoles étudiés sont contaminés par des métaux lourds tels que l'As, le Cr, le Cu, le Cd, le Ni, le Pb, le Zn et le Fe, en raison des pratiques agricoles intensives telles que l'utilisation excessive d'engrais, de pesticides et l'irrigation avec des eaux usées (Hilali et al., 2020). Principalement, ces zones contaminées se trouvent en amont et dans la partie centrale de la zone d'étude. Ces résultats justifient donc la qualité inadaptée du sol observée dans la partie centrale de la zone d'étude et en amont de la rivière dans la présente étude. Ces résultats sont en contradiction avec ceux d'Ennaji et al. (2018) qui ont constaté que 79 % de la zone étudiée conviennent à l'agriculture en raison d'une faible salinité et d'une texture inappropriée. En effet, les agriculteurs de la région nord-est de la plaine de Tadla dépendent des ressources en eaux souterraines de la région comme système d'irrigation. De plus, l'utilisation intensive des terres pour des cultures telles que les betteraves, le blé, les pommes de terre, les carottes, les pois racines, les oliviers, les oranges, la luzerne et la canne à sucre, avec l'utilisation d'engrais pour favoriser leur croissance, contribue de manière significative à ce problème (Hilali et al., 2020). Akinci et al. (2013) et Seleshi et al. (2016) ont également constaté que la dégradation et l'érosion sont les principaux facteurs contribuant à l'inadaptation des terres. En résumé, la salinité du sol, la texture inappropriée (Ennaji et al., 2018), la dégradation, l'érosion (Akinci et al., 2013 ; Seleshi et al., 2016), l'agriculture intensive et la contamination sont des facteurs qui affectent la qualité des sols.

Cependant, les résultats de cette étude concluent que la contamination et l'agriculture intensive ont un impact sur la qualité des sols. Par conséquent, il est urgent non seulement de réduire l'utilisation de pesticides, d'herbicides et de remplacer les engrais chimiques par des engrais naturels, mais aussi d'adopter un autre type d'irrigation, car les eaux usées qui s'écoulent dans l'Oued Day ne conviennent pas à la culture en raison de leur forte concentration en métaux lourds (Hilali et al., 2020). Il est également nécessaire de sensibiliser les agriculteurs et les acteurs agricoles à l'importance de protéger et de préserver les sols en introduisant des pratiques agricoles alternatives. De plus, il est recommandé que les parties prenantes industrielles et agricoles lancent des projets de traitement des eaux usées provenant de l'Oued Day afin de prévenir toute contamination avant toute utilisation.

## IV. Evaluation de la qualité des sols par le Machine Learning

Dans le but de valider les résultats de la qualité des sols obtenus par la méthode d'analyse multicritère AHP, nous avons utilisé des algorithmes d'apprentissage automatique pour élaborer d'autres cartes plus précises de la qualité des sols étudiés. En effet, tous les paramètres physico-chimiques mesurés (tels que MO, CO, N, P, K, CEC, humidité, pH, CaCO<sub>3</sub>, texture, salinité, CE et SM), les éléments traces et leurs indices de pollution (As, Cr, Cu, Cd, Ni, Pb, Zn, Fe, PLI, RI), ainsi que les facteurs topographiques (altitude, pente et indice de végétation NDVI) ont été pris en compte pour évaluer la qualité des sols étudiés à l'aide de modèles d'apprentissage automatique. Cela a été réalisé en se basant sur des points d'inventaire (200 points) qui ont été extraits de la carte de qualité élaborée par la méthode AHP.

### IV.1. Importance des facteurs de la qualité du sol

Dans le but de sélectionner les facteurs les plus influents parmi les 26 facteurs qui contrôlent la qualité des sols étudiés et de déterminer l'importance de chaque facteur dans la zone d'étude, nous avons utilisé l'algorithme de Boruta. Les résultats ont montré que seuls 16 facteurs ont été confirmés comme étant efficaces. Par conséquent, la modélisation spatiale de la qualité des sols étudiés a pris en compte tous les facteurs sélectionnés.

Dans cette étude, l'analyse de l'importance moyenne de ces facteurs a révélé que N, humidité, SM, P, Cu, Ni, As et K sont les plus significatifs, suivis par ordre décroissant d'importance par le pH, Cr, salinité, Pb et MO. En revanche, le Cd, la texture et la CE a montré une moindre importance pour la qualité des sols étudiés.

### IV.2. Analyses de multi-colinéarité des facteurs de la qualité des sols

Les analyses de la multi-colinéarité des 16 facteurs de conditionnement de la qualité des sols révèlent que les valeurs de tolérance varient entre 0,114 et 0,461. De même, les valeurs du VIF varient entre 2,169 (pour le facteur MO) et 8,797 (pour le facteur de salinité) (tableau 35). Ces résultats sont acceptables car les valeurs de tolérance sont supérieures à 0,1 et les valeurs de VIF sont inférieures à 10, ce qui indique qu'il n'y a pas de multi-colinéarité entre les 16 facteurs de conditionnement de la qualité des sols étudiés.

Tableau 35. Diagnostic de la multi-colinéarité des facteurs de conditionnement de la qualité des sols

Facteurs	Statistiques de colinéarité	
	VIF	Tolérance
As	4,459	0,224
SM	5,937	0,168

<b>Cd</b>	5,022	0,199
<b>CE</b>	7,725	0,129
<b>Cr</b>	6,656	0,150
<b>Cu</b>	4,126	0,242
<b>Humidité</b>	2,563	0,390
<b>Salinité</b>	8,797	0,114
<b>pH</b>	2,453	0,408
<b>MO</b>	2,169	0,461
<b>Texture</b>	3,005	0,333
<b>K</b>	5,053	0,198
<b>N</b>	2,618	0,382
<b>Ni</b>	5,008	0,200
<b>Pb</b>	5,686	0,176
<b>P</b>	3,183	0,314

### IV.3. Calibration et validation du modèle

Après avoir confirmé l'influence de tous les facteurs intervenant dans la qualité du sol et compris l'importance et la relation entre les différents facteurs de conditionnement de cette qualité, les modèles d'apprentissage automatique (ML) utilisés pour prédire la distribution spatiale de la qualité du sol ont été construits à l'aide d'un ensemble de données de calibration (80 % des échantillons) et évalués à l'aide des 20 % restants, comme déterminé par des mesures de précision (sensibilité, spécificité, précision, Kappa) qui représentent la discrimination et la fiabilité comme différents aspects de la performance (Tableau 36).

**Tableau 36 : Statistiques de précision des données de test pour les modèles utilisés en ML**

<i>Les mesures statistiques</i>	<i>Modèles</i>	
	<b>RF</b>	<b>kNN</b>
<b>VP</b>	280	268
<b>VN</b>	280	268
<b>FP</b>	30	42
<b>FN</b>	30	39
<b>Sensibilité</b>	0,90	0,87
<b>Spécificité</b>	0,90	0,87
<b>Précision</b>	0,90	0,87
<b>Kappa</b>	0,80	0,73

Selon le tableau 36, les modèles RF et kNN ont montré des valeurs élevées de sensibilité, de spécificité et de précision (0,90 et 0,87) respectivement. Plusieurs études (Arabameri et al., 2021 ; Avand et al., 2019 ; Garosi et al., 2019b ; Gayen et al., 2019 ; Lei et al., 2020 ; Mosavi et al., 2020) ont rapporté un taux d'erreur de classification de 0,15 à 0,35, ce qui est en accord avec les performances des modèles ML utilisés dans notre étude. L'indice Kappa des modèles ML est de 0,80 pour le modèle RF et de 0,73 pour le modèle kNN respectivement. Sur la base de l'indice de Kappa et des valeurs de précision, nous pouvons conclure que les modèles choisis (RF et kNN) sont considérés comme très bons à excellents pour la prédiction de la qualité des sols dans la zone d'étude.

#### IV.4. Prédiction spatiale de la qualité des sols étudiés

Après avoir calibré, validé et vérifié la précision des modèles utilisés (kNN et RF), nous avons élaboré des cartes de probabilité de la qualité des sols, classées en faible, moyenne, bonne et excellente, en utilisant la méthode de classification à intervalles égaux.

Les cartes de qualité des sols générées par les modèles RF et kNN sont présentées respectivement dans les figures 70 et 71. Elles montrent que les sols de bonne et excellente qualité sont principalement situés dans la partie nord-ouest, le centre de la zone d'étude et la partie aval d'Oued Day. De plus, ces cartes montrent que les sols de qualité moyenne sont dominants dans la zone d'étude. Les sols de mauvaise qualité sont principalement localisés au centre de la zone d'étude et en amont d'Oued Day en raison de la surexploitation des eaux usées et des activités agricoles. L'interprétation visuelle des cartes suggère que les résultats obtenus par les deux modèles de ML sont très similaires, avec des différences notables dans la superficie des classes, notamment par rapport à la carte élaborée par la méthode AHP.

La carte générée par le modèle RF (Figure 70) montre que respectivement 32,79 % (8 709,08 ha), 40,43 % (10 739,29 ha) et 16,59 % (4 405,78 ha) de la superficie totale (26 563,54 ha) présentent une qualité des sols faible, moyenne, bonne et excellente (Tableau 37).

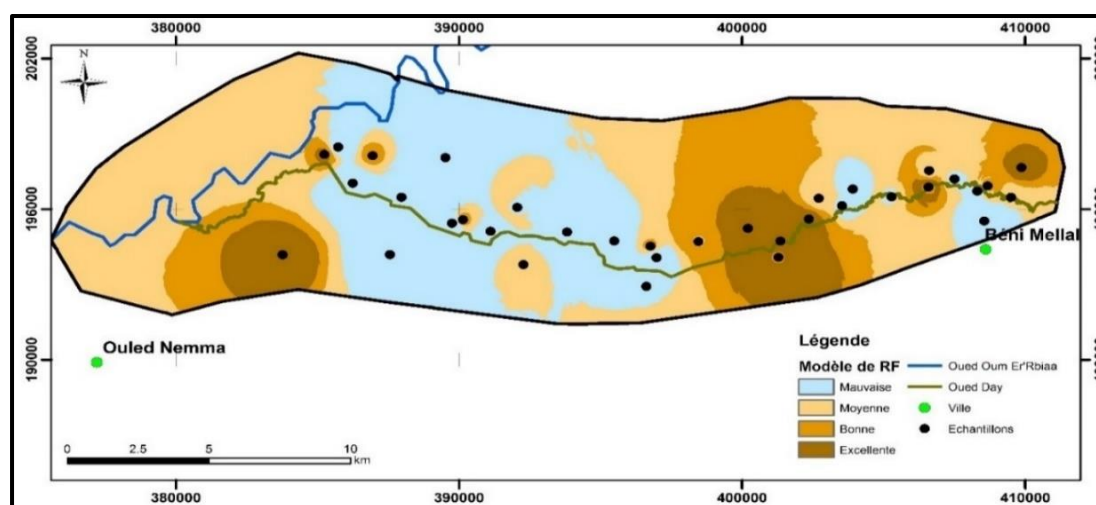


Figure 70 : Prédiction spatiale de la qualité des sols étudiés à l'aide du modèle RF

La carte générée par le modèle kNN (Figure 71) montre que 15,85 % (4 210,92 ha) des sols étudiés ont une mauvaise qualité. Les sols de qualité moyenne, bonne et excellente représentent respectivement 57,39 % (15 243,89 ha), 16,57 % (4 400,78 ha) et 10,20 % (2 708,27 ha) de la superficie totale de la zone d'étude (Tableau 37).

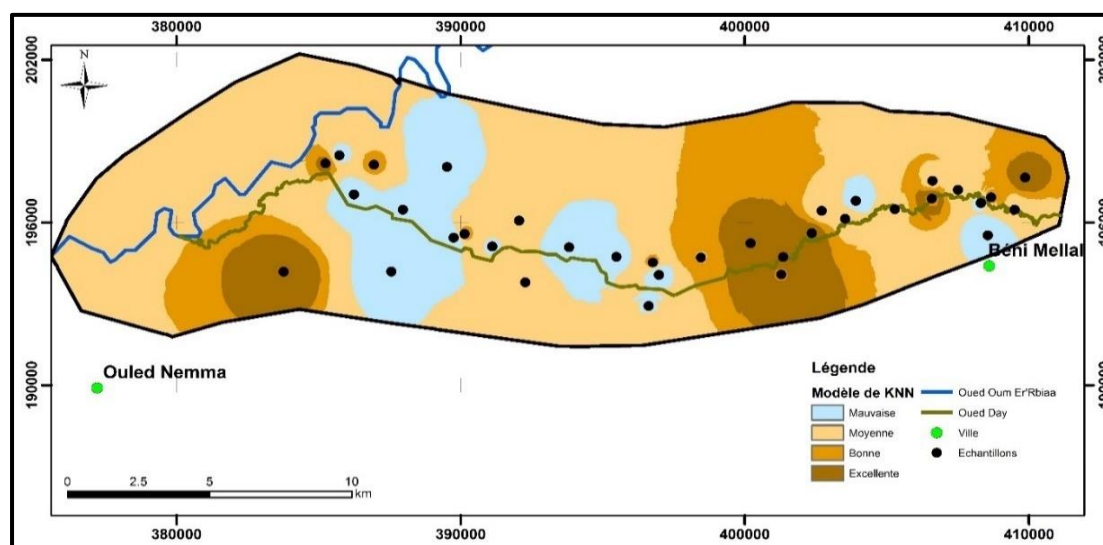


Figure 71 : Prédiction spatiale de la qualité des sols étudiés à l'aide du modèle kNN

Tableau 37: Surfaces des classes de la qualité des sols étudiés selon le modèle RF et kNN

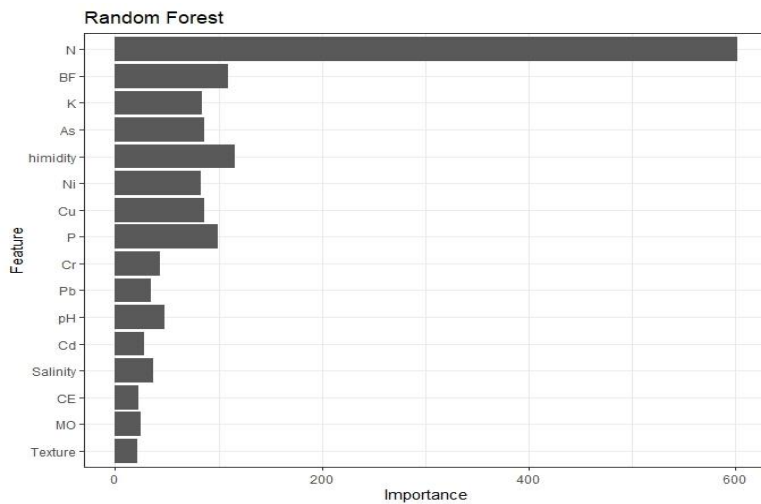
Qualité	RF		kNN	
	Surface (ha)	Surface (%)	Surface (ha)	Surface (%)
Mauvaise	8709.08	32.79	4210.92	15.85
Moyenne	10739.29	40.43	15243.89	57.39
Bonne	4405.78	16.59	4400.78	16.57
Excellente	2709.27	10.20	2708.27	10.20
Totale	26563.54	100	26563.54	100

#### IV.5. Analyse de pertinence des facteurs d'entrée

La qualité des sols est influencée par plusieurs facteurs. Chaque facteur joue un rôle important dans les modèles utilisés. Il est essentiel d'identifier la pertinence et l'importance des facteurs de conditionnement de la qualité des sols dans toute modélisation spatiale. Ainsi, la plupart des algorithmes de ML utilisés pour modéliser la qualité des sols permettent de mieux comprendre l'importance relative de chaque facteur. Dans cette étude, les résultats de l'analyse de l'importance des facteurs réalisée avec les modèles RF et kNN sont présentés respectivement dans les figures 72 et 73.

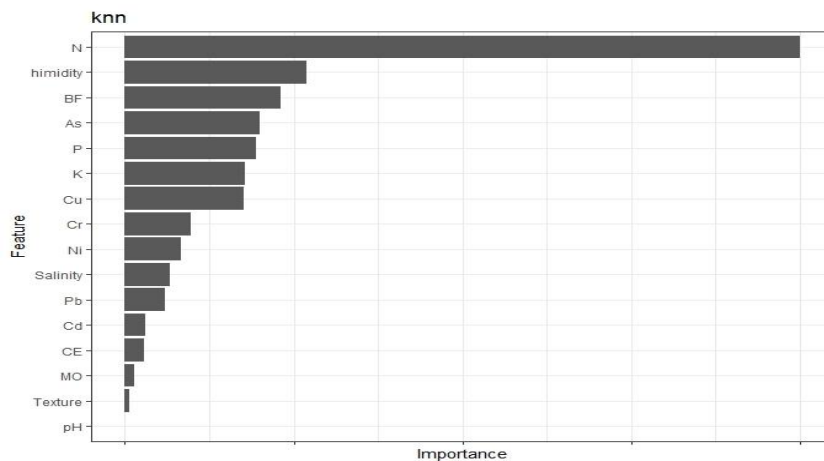
L'importance relative des facteurs de contrôle sur la qualité des sols, calculée par le modèle RF, suit une tendance décroissante selon l'ordre suivant : N, Humidité, SM, P, Cu, Ni, As, K, pH, Cr, Salinité, Pb, MO, Cd, Texture et CE (Figure 72).





**Figure 72 : Importance des facteurs influençant sur la qualité des sols par le modèle RF**

Sur la base du modèle kNN, l'importance moyenne des facteurs de conditionnement de la qualité des sols montre l'ordre suivant : N, Humidité, SM, As, P, K, Cu, Cr, Ni, Salinité, Pb, Cd, CE, MO, Texture et pH (Figure 73).



**Figure 73 : Importance des facteurs influençant sur la qualité des sols par le modèle kNN**

## V. Conclusion

L'objectif principal de ce chapitre est d'évaluer la qualité des sols agricoles irrigués par les eaux usées drainant Oued Day en utilisant une combinaison de SIG, la méthode AHP et des modèles de ML (RF et kNN). Les résultats révèlent qu'environ 30% des sols étudiés présentent une excellente et une bonne qualité. En revanche, 70% des sols dans la zone d'étude montrent une qualité moyenne à mauvaise en raison de l'irrigation avec les eaux usées.

## Conclusion générale et perspectives

Au Maroc, le secteur de l'agriculture irriguée occupe une position très dominante dans l'économie nationale. L'intensification de l'agriculture et la rareté des ressources en eau s'accompagnaient souvent de l'irrigation des sols par les eaux usées, qui est l'une des principales causes de l'accumulation des métaux lourds dans le sol ce qui provoquent la dégradation de sa qualité et de son rendement.

Cette étude avait pour objectif de déterminer l'impact de l'irrigation des sols agricoles par les eaux usées apportées par l'Oued Day. Les résultats obtenus permettent de conclure qu'il y a une dégradation remarquable des sols étudiés. La variation spatiale des paramètres physicochimiques des sols étudiés a démontré que :

- Les sols étudiés ont une texture argileuse ou argilo-limoneuse, un pH alcalin, riche en matière organique et en carbonate ( $\text{CaCO}_3$ ) et une moyenne à forte susceptibilité magnétique avec des niveaux élevés d'éléments métalliques qui sont supérieurs aux valeurs de fond géochimique, mais seulement les concentrations de Pb et de Cd qui dépassent les limites de l'OMS et de FAO.
- Les indices de pollution (Igeo, EF, CF, PLI et RI) ont montré une pollution moyenne à élevée des sols avec des métaux lourds suggérant une source anthropique.
- La distribution spatiale des éléments métalliques montre que les concentrations les plus élevées sont situées dans le Nord-Est de la zone d'étude (en amont d'Oued Day), et au centre de la zone d'étude qui sont caractérisées par une forte irrigation des sols par les eaux usées et une pratique agricole intensive. D'autre part, les concentrations diminuent progressivement de l'amont vers l'aval d'Oued Day (Nord-Ouest), cette dernière se caractérise par une faible irrigation des sols par les eaux usées ou l'irrigation des sols par les eaux d'Oued Oum Er'Rbia ou par les eaux des puits.
- L'analyse statistique et les méthodes de l'ACP, de AHC et du coefficient de corrélation de Pearson ont montré que tous les éléments métalliques sont d'origine anthropique notamment, liés à l'irrigation par les eaux usées, à l'utilisation intensive des sols en agriculture et à l'influence des propriétés du sol (MO, pH, texture argileuse).
- La méthode d'analyse multi-critère (AHP) et les modèles de ML montrent que la majorité des sols étudiés (70.8%) ont une mauvaise à moyenne qualité.
- Les résultats de l'expérience réalisée au laboratoire montrent que :
  - L'irrigation des sols par les eaux usées provoque une contamination d'origine anthropique des sols en Cd, Pb et As.

- La distribution verticale montre que les concentrations en As, Cr et Fe augmentent selon la profondeur, tandis que Pb et Cu diminuent selon la profondeur.
- Les concentrations moyennes des métaux étudiés dans les eaux usées et les eaux infiltrées à travers les lysimètres sont dans l'ordre suivant Fe > Zn > As > Cu > Cd > Pb > Cr.
- Les eaux usées sont riches en As, Fe Zn et Cu.
- Les eaux infiltrées montrent que les concentrations de tous les éléments diminuent progressivement selon la profondeur.
- Les concentrations d'As, Cu, Zn et Fe pour les eaux usées et les eaux infiltrées dans chaque horizon et chaque lysimètre dépassent approximativement la limite autorisée.
- La diminution observée de la concentration en métaux lourds dans les eaux infiltrées montre que le sol absorbe les métaux lourds et fonctionne comme un système de filtration.

Ces résultats, fournissent aux gestionnaires des terres, aux décideurs et aux organisations environnementales des données géochimiques précieuses pour l'état actuel de la qualité des sols agricoles étudiés, qui devraient être prises en compte pour surveiller et améliorer l'accumulation de métaux lourds dans le sol. Cette étude représente une première contribution à l'étude de la qualité de ces sols du point de vue de la pollution métallique, a donné naissance à d'autres aspects très intéressants à étudier ultérieurement, c'est le cas notamment de :

- Lancer des projets par les autorités et les responsables à travers la création des stations d'épuration qui traitent toutes les eaux usées de la région.
  - Intervenir pour sensibiliser les agriculteurs de ne pas utiliser les eaux usées brutes et réduire les taux d'application de produits agrochimiques (par exemple, les engrais et les pesticides).
  - Interdiction et la création des pénalités contre les agriculteurs voleurs des eaux usées.
  - Lancer des projets pour dépolluer les sols étudiés par les différentes techniques de dépollution.
  - Réaliser des enquêtes sur les éventuels effets de cette pollution sur les plantes et sur la population.
  - Aborder, des études plus approfondies qui traitent les relations sol-plante.
  - Poursuivre les études sur la mobilité de certains éléments métalliques.
  - Sensibilisation des agriculteurs, des acteurs agricoles, des consommateurs et des propriétaires d'unités industrielles sur l'importance de protection et de préservation des ressources naturelles (eau et sol) par :
- ✓ La mise en place d'un système agricole moins intensif, l'adaptation des types de cultures appropriées à chaque qualité de sol.

- ✓ La minimisation de l'utilisation des insecticides, d'herbicides et d'engrais, le remplacement des engrais chimiques par des engrais naturels.
- ✓ L'alternance agricole et l'utilisation d'un système d'irrigation qui fournira aux plantes leurs besoins en eau sans la gaspiller, la réalisation des enquêtes sur les éventuels effets de la pollution métallique sur les plantes.

## Références bibliographiques

- Abubakr MI (2008) Combining multivariate analysis and geochemical approaches for assessing heavy metal levels in sediments from Sudanese harbors along the Red Sea coast. *Microchem J* 90:159–163. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2008.05.004>
- Acosta JA, Faz A, Martínez-Martínez S, Arocena JM (2011) Enrichment of metals in soils subjected to different land uses in a typical Mediterranean environment (Murcia City, Southeast Spain). *Appl Geochem* 26:405–414
- AFNOR (1996) *Qualité des sols. Recueil de normes Françaises AFNOR Paris France* p 533
- AFNOR (Association Française de Normalisation) (1996) *Qualité du sol. Détermination du pH dans l'eau. Méthode électrométrique. Norme NF X 31–103, F-93571*
- AFNOR NF X31-107 : *Qualité du sol – Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol - Méthode à la pipette. Thème: Propriétés physiques des sols, 2003*
- Agence du Bassin Hydraulique de l'Oum Er'Rbia (ABHOER) (2020) *Rapport annuel des données climatiques de la station météorologique de Béni Mellal.*
- Aghzar, N., Berdai, H., Bellouti, A., & Soudi, B. (2002) Pollution nitrique des eaux souterraines au Tadla (Maroc). *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 15(2), 459-492
- Aitken, R. L., Moody, P. W., & McKinley, P. G. (1990). Lime requirement of acidic Queensland soils. I. Relationships between soil properties and pH buffer capacity. *Soil Research*, 28(5), 695-701.
- Akinci H, Ozalp A, Turgut B (2013) Agriculture land use suitability analysis using GIS and AHP technique. *Comput. Electron. Agric.* 97, 71–82
- Alexander M (1995) How toxic are toxic chemicals in soil? *Environ Sci Technol.* 29:2713–2717. <https://doi.org/10.1021/es00011a003>
- Alghamdi, BA., El Mannoubi, I., Zabin, SA. (2019). Heavy metals' contamination in sediments of Wadi Al-Aqiq water reservoir dam at Al-Baha region, KSA: Their identification and assessment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(4), 793–818. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1451746>
- Ali, H., & Khan, E. (2018). Assessment of potentially toxic heavy metals and health risk in water, sediments, and different fish species of River Kabul, Pakistan. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 24(8), 2101–2118. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1438175>
- Amézketa, E. (1999). Soil aggregate stability: A review. *Journal of Sustainable Agriculture* 14, 83-151
- Amini S, Rohani A, Aghkhani MH, Abbaspour-Fard MH, Asgharipour MR (2019) Assessment of land suitability and agricultural production sustainability using a combined approach (Fuzzy-AHP GIS): A case study of Mazandaran province, Iran. *Information Processing in Agriculture, Volume 7, Issue 3, 2020, Pages 384-402, ISSN 2214-3173*, <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2019.10.001>
- Anderson JM, Ingram JSI (1996) *Tropical Soil Biology and Fertility, A Handbook of methods.* pp 130
- Anju M, Banerjee DK (2012) Multivariate statistical analysis of heavy metals in soils of a Pb–Zn mining areas, India. *Environ Monit Assess* 184:4191–4206. <https://doi.org/10.1007/s10666-011-2255-8>
- Annabi, M., Bahri, H., & Latiri, K. (2009). *Statut organique et respiration microbienne des sols du nord de la Tunisie. BASE.*

- Arabameri A, Chandra Pal S, Costache R, Saha A, Rezaie F, Seyed Danesh A, Pradhan B, Lee S, Hoang N-D (2021) Prediction of gully erosion susceptibility mapping using novel ensemble machine learning algorithms. *Geomat Nat Haz Risk* 12:469–498
- Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J. C., Jayet, P. A., Soussana, J. F., & Stengel, P. (2002). Stocker du carbone dans les sols agricoles de France. Paris : INRA.
- Arrus, R., & Rousset, N (2007) L'agriculture du Maghreb au défi du changement climatique: Quelles stratégies d'adaptation face à la raréfaction des ressources hydriques?.
- Asano T (1998) Wastewater Reclamation and Reuse, Water Quality Management Library Volume 10. Boca Raton, Florida, CRC Press.
- Association Française de Normalisation, (AFNOR) (1996) Qualité des sols. Recueil de normes Françaises. AFNOR, Paris
- Atalay I (2006) The effects of mountainous areas on biodiversity: a case study from the northern Anatolian Mountains and the Taurus Mountains. *Grazer Schr Geogr Raumf* 41:17 26
- Aubert, G. (1965) Classification des sols: tableaux des classes, sous-classes, groupes et sous-groupes de sols utilisés par la section de pédologie de l'ORSTOM (1965). Cahiers ORSTOM. Série Pédologie, 3(3), 269-288
- Avand M, Janizadeh S, Naghibi SA, Pourghasemi HR, Khosrobeigi Bozchaloei S, Blaschke T (2019) A comparative assessment of random forest and k-nearest neighbor classifiers for gully erosion susceptibility mapping. *Water* 11:2076
- Babula P, Adam V, Opatrilova R, Zehnalek J, Havel L, Kizek R (2008) Uncommon heavy metals, metalloids and their plant toxicity: a review. *Environ Chem Lett* 6:189–213
- Badraoui, M., & Stitou, M. (2003) Status of Soil Survey and Soil Information System in Morocco, Options méditerranéennes, B, 34, 193 -204
- Badraoui, M., Merzouk, A., Bonn, F., Gwyn, Q.H.J., & Hinse, M. (1989) Apport de la télédétection à la cartographie des sols dans les zones arides et semi-arides. IAV Hassan-II / Université de Sherbrooke, Sherbrooke (Québec), Canada, 132
- Baize, D., & Jabiol, B. (1995). Guide pour la description des sols. Ed. INRA.
- Baize, D., Sterckeman, T., (2001) Of the necessity of knowledge of the natural pedogeochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *The Science of The Total Environment* 264 (1–2), 127– 139
- Baize, D. (2000). Guide des analyses en pédologie : choix, expression, présentation, interprétation. 2<sup>e</sup> éd. Paris : INRA.
- Barakat A, El Baghdadi M, Rais J, Nadem S (2012) Assessment of heavy metal in surface sediments of Day River at Béni Mellal region, Morocco. *Res J Environ Earth Sci* 4:797–806
- Barakat A, Ennaji W, El Jazouli A, Amediat R, Touhami F (2017a) Multivariate analysis and GIS-based soil suitability diagnosis for sustainable intensive agriculture in Beni-Moussa irrigated subperimeter (Tadla plain, Morocco); Model. *Earth Syst. Environ.* 3(1) 1–8
- Barakat A, Ennaji W, Krimissa S & Bouzaid M (2019a) Heavy metal contamination and ecological-health risk evaluation in peri-urban wastewater-irrigated soils of Béni Mellal city (Morocco). *International Journal of Environmental Health Research*
- Barakat A, Hilali A, El Baghdadi M, Touhami F (2017b) Landfill site selection with GIS-based multi-criteria evaluation technique. A case study in B'eni Mellal-Khouribga Region, Morocco; *Environ. Earth Sci.* 76 413, <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6757-8>

- Barakat A, Hilali A, El Baghdadi M, Touhami F (2019b) Assessment of shallow groundwater quality and its suitability for drinking purpose near the Béni Mellal wastewater treatment lagoon (Morocco). *Hum Ecol Risk Assess Int J* 4:1–20
- Barakat, A., El Baghdadi, M., Rais, J., Aghezzaf, B., & Slassi, M. (2016). Assessment of spatial and seasonal water quality variation of OumErRbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. *International Soil and Water Conservation Research*, 4(4), 284-292.
- Barakat, A., Rafai, M., Mosaid, H., Islam, S.M., Saeed, S. (2022) Mapping of Water-Induced Soil Erosion Using Machine Learning Models: A Case Study of Oum Er Rbia Basin (Morocco). *Earth Syst Environ*. <https://doi.org/10.1007/s41748-022-00317-x>
- Barbara, A., Reginald, M., & Taylor, M. (1998) Formation of ultrafine-grained magnetite in soils. *Nature* 324:368–370
- Belaid N (2010) Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse. L'École Nationale d'Ingénieurs de Sfax, Tunis, 236 pages.
- Bellouti, A., Cherkaoui, F., Benhida, M., Debbarh, A., Soudib, B., & Badraoui, M. (2002) Mise en place d'un système de suivi et de surveillance de la qualité des eaux souterraines et des sols dans le périmètre irrigué du Tadla, au Maroc, Actes de l'atelier du PSI (Programme commun systèmes irrigués) sur une maîtrise des impacts environnementaux de l'irrigation, 2002, Montpellier, France, 11
- Benahmed, M (2017) Effet des précipitations sur la distribution du Zn et du Pb issus de retombées atmosphériques dans le sol : Cas de la fonderie de Tiaret (ALFET). Thèse de doctorat.
- Bennouna, A (2020) Gestion de l'eau au Maroc et changement climatique. *Espace Géographique et Société Marocaine*, (32).
- Billiaux, P., & Bryssine, G. (1967) Les sols du Maroc. In : Congrès de pédologie méditerranéenne : excursion au Maroc. *Cahiers de la Recherche Agronomique*, 1 (24), 59-101
- Billiaux, P., & Bryssine, G. (1970) Les sols du Maroc : chapitre III. *Cahier de l'ORSTOM*, numéro de la collection de références, No. 13703,59-101
- Bliefert C, Perraud R (2001) *Chimie de l'environnement: air, eau, sols, déchets*. De Boeck Diffusion, Paris
- Bonneau, M. (1987). *Pédologie*. vol. 2, constituants et propriétés du sol.
- Bouchaou L, Chauve P, Mudry J, Mania J, Hsissou Y (1997) Structure et fonctionnement d'un hydrosystème karstique de montagne sous climat semi-aride: cas de l'Atlas de Béni Mellal (Maroc). *Journal of African Earth Sciences*, 25-2, p 225-236, ISSN 1464-343X. [https://doi.org/10.1016/S0899-5362\(97\)00100-0](https://doi.org/10.1016/S0899-5362(97)00100-0).
- Bouchaou L, Michelot JL, Qurtobi M, Zine N, Gaye CB, Aggarwal PK, Marah H, Zerouali A, Taleb H, Vengosh A (2009) Origin and residence time of groundwater in the Tadla basin (Morocco) using multiple isotopic and geochemical tools. *J Hydrol* 379:323 338
- Boulaine, J. (1983). VV Dokouchaev et les débuts de la pédologie. *Revue d'histoire des sciences*, 285-306.
- Bourgeois, E. (2015). Contribution au développement de bioindicateurs microbiens pour l'évaluation de l'impact de pratiques agricoles sur les sols (Doctoral dissertation, Dijon).
- Bourguignon C (2006) La destruction des sols par l'agriculture intensive. <http://www.les-renseignements-genereux.org/var/fichiers/textes/bourguignon.pdf>. Accessed 2 December 2020

- Bourrié, G., & Lelong, F. (1994). Chap. 8 Les solutions du sol : du profile au bassin versant. Dans Bonneau, M., Souchier, B. *Pédologie. 2 : Constituants et propriétés du sol.* 2ème Ed. Masson.
- Bronick, C., & Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124(1-2), 3-22.
- Bruand, A., & Coquet, Y. (2005). Chap. 15 : Les sols et le cycle de l'eau. Dans Girard, M-C., Walter, C., Rémy, J-C., Berthelin, J. Morel, J-L. *Sols et environnement - cours, exercices et études de cas.* Ed. Dunod.
- Bui DT, Pradhan B, Lofman O, Revhaug I, Dick OB (2012) Landslide susceptibility mapping at Hoa Binh province (Vietnam) using an adaptive neuro-fuzzy inference system and GIS. *Comput Geosci* 45:199–211
- Bunce NJ (1993) *Introduction to Environmental Chemistry.* Wherz publishing Ltd, Winnipeg, pp. 341-522.
- Cabrera F, Clemente L, Barrientos ED, Lopez R, Murillo JM (1999) Heavy metal pollution of soils affected by the Guadiamar toxic flood. *The Science of the Total Environment* 242, 117-129
- Calvet, J. C. (2000). Investigating soil and atmospheric plant water stress using physiological and micrometeorological data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 103(3), 229-247.
- Calvet, R. (2003a). *Le sol, propriétés et fonctions, tome 1, Constitution et structures, phénomènes aux interfaces.* Ed. France Agricole.
- Campbell, C.A., Biederbeck, V.O., McConkey, B.G., Curtin, D., & Zenter, R.P. (1999). Soil quality - effect of tillage and fallow frequency. Soil organic matter quality as influenced by tillage and fallow frequency in a silt loam in southwestern Saskatchewan. *Soil Biochem.* 31, 1-7.
- Campos C. (2008) New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse. *Desalination* 218, 34–42
- Cay T and Uyan M (2013) Evaluation of reallocation criteria in land consolidation studies using the analytic hierarchy process (AHP); *Land Use Policy* 30 541–548
- Cengiz T, Akbulak C (2009) Application of analytical hierarchy process and geographic information systems in land-use suitability evaluation: a case study of Dumrek village. *Int. J. Sustain. Develop. World Ecol.* 16 (4), 286–294
- Centre d'Études et de Recherches Démographiques (CERED) (2017) *Projections de la population des régions et des provinces 2014-2030 au Maroc.*
- Chaney RL (1988) Effective utilisation of sewage sludge on cropland in United States and toxicological considerations for land application. In: *Land Application of Sewage Sludge.* Association for the Utilisation of Sewage Sludge, Tokyo, pp. 77-105
- Chaoua, S., Boussaa, S., El Gharmali, A., Boumezzough, A. (2018). Impact of irrigation with wastewater on accumulation of heavy metals in soil and crops in the region of Marrakech in Morocco. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences.* <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2018.02.003>
- Chen H, Zhang X, Abla M, Lü D, Yan R, Ren Q, Ren Z, Yang Y, Zhao W, Lin P, Liu B, Yang X (2018) Effects of vegetation and rainfall types on surface runoff and soil erosion on steep slopes on the Loess Plateau, China. *CATENA* 170:141–149. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.06.006>
- Chenu, C. (2001). Le complexe argilo-humique des sols: Etat des connaissances actuelles. *Comptes rendus de l'Académie d'agriculture de France*, 87(3), 03-12.
- Chesworth, W. (2008). *Encyclopedia of soil science.* - Dordrecht, The Netherlands: Springer.



- Chiroma TM, Ebewele RO, Hymore FK (2014) Comparative assessment of heavy metal levels in soil, vegetables and urban grey waste water used for irrigation in Yola and Kano. *International Refereed Journal of Engineering and Science*. 3(2):01–09
- Choukr-Allah R. Hamdy A., 2004. Wastewater treatment and reuse in Mediterranean region as a potential resource for drought mitigation. In: Hamdy A. et Liuzzi G.T (eds)
- Choukr-Allah R., (2009). Recyclage des eaux non conventionnelles comme ressources potentielles d'économie d'eau pour les pays Méditerranéens. AGDUMED. Rabat, Maroc
- Choukr-Allah R., Hamdy A. et Young T., (2003). Wastewater treatment technology adapted to small and medium community in the Mediterranean region. In: Hamdy A. (edt). *Water resources management and water saving in irrigated agriculture (Wasla project)*. Options méditerranéennes, ser. B 44: pp. 103-111.
- Christensen JB, Jensen DL, Christensen TH (1996) Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. *Wat. Res.*, 30, 12, 3037-3049
- Cluzeau, D., Guernion, M., Chaussod, R., Martin-Laurent, F., Villenave, C., Cortet, J., & Bellido, A. (2012). Integration of biodiversity in soil quality monitoring: baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology*, 49, 63-72.
- Coïc, Y., & Copenet, M. (1989). *Les oligo-éléments en agriculture et élevage: Incidence sur la nutrition humaine*. Editions Quae.
- CPCS (Commission de Pédologie et de Cartographie des Sols). (1967). *Classification des sols*. Grignon, France, 96
- Dearing, J. (1999). *Environmental Magnetic Susceptibility Using the Bartington MS2 System*. British Library Cataloguing in Publication Data, 54.
- Dearing, J. A., Hay, K.L., Baban, S.M. J., Huddleston, A.S., Wellington, E.M.H. & Loveland, P. J. (1996). Magnetic susceptibility of soil: an evaluation of conflicting theories using a national data set, *Geophysical Journal International*, 127, 728-734..
- Demolon, A. (1949). *La génétique des sols*. PUF, 126.
- Dexter, A. (1988). Advances in characterization of soil structure. *Soil and Tillage Research*, 11(3-4), 199-238.
- Dinesh TG (2017) Study of Physico-chemical Parameters for Soil Quality of Agricultural Field Used in Villages of Nanded- Waghala Municipal Corporation, District: Nanded (Maharashtra), India. National Conference on Green Approach towards Environment and Chemical Science
- Doran JW, Parkin TB (1994) Defining and assessing soil quality. In Doran et al., ed - *Defining soil quality for a sustainable environment*. Pp 3-21. SSSA, Special publication 35, Madison
- Doucet, R. (2006). *Le climat et les sols agricoles*. ed. Berger, Eastman, Québec, xv, 443.
- Duchaufour, P. (1997). *Abrégé de pédologie: Sol, Végétation, Environnement*. 5ème Edition. Paris, France : Masson, SA, 291.
- Duchaufour, P. (2001). *Introduction à la science du sol: Sol, végétation, environnement*. Paris : DUNOD, 331.
- Duchaufour, P. (1960). *Précis de pédologie*, Masson, 173.
- Dürr, C., & Aubertot, J.N. (2000). Emergence of seedlings of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) as affected by the size, roughness and position of aggregates in the seedbed. *Plant and Soil*, 219(1-2), 211-220.
- El Baghdadi M, Barakat A, Sajieddine M, Nadem S (2012) Heavy metal pollution and soil magnetic susceptibility in urban soil of Béni Mellal city (Morocco). *Environ Earth Sci*. 66:141–155. doi:10.1007/s12665-011-1215-5

- El Baghdadi M, Jouider A, Barakat A, Medah R (2017) Evaluation of Hydrogeochemical quality parameters of groundwater under Urban activities. Case of Béni Mellal city (Morocco). In: Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration, Tunisia, 2017. Springer, pp 681–682
- El Baghdadi M, Oumeskou H, Barakat A, Nadem S, Rais J (2015) Effet de la Décharge publique de la ville de BéniMellal sur les Sédiments et les Sols au niveau d'Oued Sabeq. *J Mater Environ Sci*. 6:3371–3381
- El Baghdadi, M., Barakat, A., Sajieddine, M., Nadem, S. (2011a). Heavy metal pollution and soil magnetic susceptibility in urban soil of Béni Mellal City (Morocco). *Environ Earth Sci* 66:141–155. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1215-5>
- El Baghdadi, M., Jakani, K., Barakat, A., Bay, Y. (2011b). Magnetic susceptibility and heavy metal contamination in agricultural soil of Tadla plain. *J Mater Environ Sci* 2:513–519
- El Haite H (2010) Traitement des eaux usées par les réservoirs opérationnels et réutilisation pour l'irrigation. Thèse à l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, France.
- El Hamzaoui E, El Baghdadi M, Oumenskou H, Aadraoui M, Hilali A (2020) Spatial repartition and contamination assessment of heavy metal in agricultural soils of Beni-Moussa, Tadla plain (Morocco). *Modeling Earth Systems and Environment*. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00756-3>
- El Hamzaoui, E.H., El Baghdadi, M., Hilali, A. (2021). GIS and AHP multi-criteria analysis method for assessing the suitability of soils adopted in agricultural activities in irrigated perimeter, Tadla plain (Morocco). *Journal of Sedimentary Environments*. <https://doi.org/10.1007/s43217-020-00048-x>
- El Youssfi L (2013) Durabilité d'un système de cultures non conventionnel irrigué par les eaux usées traitées dans la région d'Agadir. These, l'Ecole Nationale Des Sciences Appliquées D'agadir, Maroc.
- Ennaji W, Barakat A, El Baghdadi M, Oumenskou H, Aadraoui M, Karroum LA, Hilali A (2018) GIS-based multi-criteria land suitability analysis for sustainable agriculture in the northeast area of Tadla plain (Morocco). *J. Earth Syst. Sci.* (2018) 127:79. <https://doi.org/10.1007/s12040-018-0980-x>
- Ennaji, W., Barakat, A., El Baghdadi, M., Rais, J. (2020). Heavy metal contamination in agricultural soil and ecological risk assessment in the northeast area of Tadla plain, Morocco. *Journal of Sedimentary Environments* 5:307–320. <https://doi.org/10.1007/s43217-020-00020-9>
- Esmaeili A, Moore F, Keshavarzi B, Jaafarzadeh N, Kermani M (2014) A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone, Iran. *Catena* 121:88–98
- Esmaeili, A., Moore, F., Keshavarzi, B., Jaafarzadeh, N., Kermani, M. (2014). A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone. *Iran Catena* 121:88–98
- European Community EC (1986) Directive on the protection of the environment and in particular of soil, when sewage sludge is used in agriculture. Directive 86/27 6/EEC. Official Journal of the European Community, L 181 4/7/86, European Community, Brussels
- FAO. (1967). Rapport de la réunion du groupe d'étude FAO sur l'évaluation, l'utilisation et la conservation des ressources génétiques animales. FAO: Rome.
- Fardeau, J.C. (2000). Estimation de la biodisponibilité des éléments nutritifs contenus dans les produits organiques résiduels. *Ingénieries-EAT*, (21), 15

- Fatta D., Salem Z., Mountadar M., Assoubhei O. et Loizidou M., 2005. Urban Wastewater Treatment and Reclamation for Agricultural Irrigation: The situation in Morocco and Palestine. *The Environmentalist*, 24: 227-236
- Fei L, Xiao-Yu W, Fu-Qiang T(2011) Potential ecological risk assessment of heavy metals in the suburban farmland soil from Xinxiang city. *J Henan Normal Univ (Nat Sci Ed)*. 5:025
- Feizizadeh B and Blaschke T (2013) Land suitability analysis for Tabriz County, Iran: A multi-criteria evaluation approach using GIS; *J. Environ. Plan. Manag.* 561–23
- Fine, P., Singer, M.J., Ven, R.L. (1989) Role of pedogenesis in distribution of magnetic susceptibility in two California chronosequences, *Geoderma* 44 (1989) 287–306
- Fustec, K (2014) Processus multi-échelles, enjeux environnementaux et construction étatique: le cas de l'autorité palestinienne, des politiques de gestion de l'eau et du changement climatique (Doctoral dissertation, Université Paul Valéry-Montpellier III).
- Gagnon M (2009) Le diagnostic de l'état des sols <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwi1kNyKqKPQAhUF4iYKHewGDqcQFggcMAA&url=https%3A%2F%2Fwww.agricultureseau.net%2Flegumeschamp%2Fdocuments%2FGagnon%2520texte%2520diagnostic%2520%25C3%25A9tat%2520des%2520sols.pdf&usq=AFQjCNGWH3Uo4aqwkX0WAGmkYNrEsApt8w>
- Garosi Y, Sheklabadi M, Conoscenti C, Pourghasemi HR, Van Oost K (2019a) Assessing the performance of GIS- based machine learning models with different accuracy measures for determining susceptibility to gully erosion. *Sci Total Environ* 664:1117–1132. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.093>
- Garosi Y, Sheklabadi M, Conoscenti C, Pourghasemi HR, Van Oost K (2019b) Assessing the performance of GIS-based machine learning models with different accuracy measures for determining susceptibility to gully erosion. *Sci Total Environ* 664:1117–1132
- Gautam, P., Blaha, U., & Appel, E. (2004) Integration of Magnetic Properties and Heavy Metal Chemistry to Quantify Environmental Pollution in Urban Soils, Kathmandu, Nepal, Extended Abstract: 19th Himalaya- Karakoram -Tibet Workshop
- Gayen A, Pourghasemi HR, Saha S, Keesstra S, Bai S (2019) Gully erosion susceptibility assessment and management of hazard-prone areas in India using different machine learning algorithms. *Sci Total Environ* 668:124–138
- Gennaccaro A.L., McLaughlin M.R., Quintero-Betancourt W., Huffman D.E., Rose J.B., (2003), Infectious *Cryptosporidium parvum* oocysts in final reclaimed effluent. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 4983–4984.
- Girard, M. C., Walter, C., Remy, J. C., Berthelin, J., & Marcel, J. L. (2005). *Sol et environnement* Ed Dunod. Paris. 816.
- Giri S, Singh AK (2017) Human health risk assessment due to dietary intake of heavy metals through rice in the mining areas of singhbhum copper belt, India. *Environ Sci Pollut Res.* 24:14945–14956. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9039-9>
- Gobat, J., Aragno, M., & Matthey, W. (2010). *Le Sol Vivant: Bases de Pédologie, Biologie des Sols*. Ed. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 3ème éd., 817 p.
- Godin P (1982) Source de contamination et enjeu. Séminaire “Elements traces et pollution des sols”, 4-5 Mai 1982, Paris, pp. 3-12
- Gomez A., Solda P., Lambrot C., Wilbert J., Juste C. (1992) Bilan des éléments-traces métalliques transférés dans un sol sableux après 16 années d'apports continus et connus de boues de station

d'épuration et de fumier de ferme en monoculture irriguée de maïs, Conv. Min. Env. / INRA n° 89-256, 57p.

- Gros R (2004) Fonctionnement et qualité des sols soumis à des perturbations physiques et chimiques d'origine anthropique: réponses du sol, de la flore et de la microflore bactérienne tellurique. Ecologie, Environnement. Université de Savoie, 2002. Français
- Hakanson L (1980) An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Res.* 14:975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Hamon, R. E., M. J. McLaughlin, R. J. Gilkes, A. W. Rate, B. Zarcinas, A. Robertson, G. Cozens, N. Radford, and L. Bettenay (2004), Geochemical indices allow estimation of heavy metal background concentrations in soils, *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB1014
- Harmanescu M, Alda LM, Bordean DM, Gogoasa I, Gergen I (2011) Heavy metals health risk assessment for population via consumption of vegetables grown in old mining area; a case study: Banat County, Romania. *Chem Cent J* 6(1):64
- Hazrat, A., & Ezzat, K. (2018). What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term 'heavy metals' – proposal of a comprehensive definition. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 100:1, 6-19. <https://doi.org/10.1080/02772248.2017.1413652>
- He QP, Wang J (2007) Fault Detection Using the k-Nearest Neighbor Rule for Semiconductor Manufacturing Processes. *IEEE Trans Semicond Manuf* 20:345–354. <https://doi.org/10.1109/TSM.2007.907607>
- Heiri, O., Lotter, A. F., & Lemcke, G. (2001) Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of paleolimnology*, 25(1), 101-110.
- Hénin, S. (1976) Cours de physique du sol. ORSTOM Editest: 1, 159.
- Hernandez L, Probst A, Probst JL, Ulrich E (2003) Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Sci Total Environ* 312:195–219
- Hilali A, El Baghdadi M, Halim Y (2022) Environmental monitoring of heavy metals distribution in the agricultural soil profile and soil column irrigated with sewage from the Day River, Béni Mellal City (Morocco). *Model Earth Syst Environ.* <https://doi.org/10.1007/s40808-022-01592-3>
- Hilali, A., El Baghdadi, M., Barakat, A., Ennaji, W., El Hamzaoui, E.H. (2020). Contribution of GIS techniques and pollution indices in the assessment of metal pollution in agricultural soils irrigated with wastewater: case of the Day River, Béni Mellal (Morocco). *Euro-Mediterr J Environ Integr* 5, 52. <https://doi.org/10.1007/s41207-020-00186-8>
- Hilali, A., El Baghdadi, M., El Hamzaoui, E.H. (2021). GIS and AHP multi-criteria analysis methods for the quality assessment of agricultural soils irrigated with wastewater: case of the Day River, Béni Mellal (Morocco). *Arab J Geosci* 14, 2388. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-08654-3>
- Hillel, D. (2004a). Soil physics and soil physical characteristics. - Introduction to Environmental Soil Physics, Elsevier, Academic Press, 3-17.
- Horckmans, L., Swennen, R., Deckers, J., Maquil, R., (2005), Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxembourg. *Catena* 59 (3), 279–304.
- Hou D, Li F (2017) Complexities surrounding China's soil action plan. *Land Degrad Dev* 28(7):2315–2320
- Hou D, O'Connor D, Nathanail P, Tian L, Ma Y (2017) Integrated GIS and multivariate statistical analysis for regional scale assessment of heavy metal soil contamination: a critical review. *Environ Pollut* 1–13

- Huang SS, Liao QL, Hua M, Wu XM, Bi KS, Yan CY, Chen B, Zhang XY (2007) Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district. Jiangsu Province. China. *Chemosphere* 67:2148-2155. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.043>
- IPCC, (2007) Freshwater resources and their management. *Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press
- IPCC, (2008) *Climate Change and Water, Intergovernmental Panel on Climate Change Technical Report IV*. June 2008
- Jalil A, Selles F, Clarke JM (1994) Growth and cadmium accumulation in two durum wheat cultivars. *Commun. Soil. Sci. Plant Anal.*, 25, 15 & 16, 2597-2611
- Jaminet, R (1953) Aperçu sur les sols et l'irrigation du périmètre des Béni Amir . – In *Etudes des sols du périmètre des Beni Amir- Beni-Moussa*. SRAE, Rabat, pp. 3-10.
- Jirků, V., Kodešová, R., Nikodem, A., Mühlhanslová, M., & Žigová, A. (2013). Temporal variability of structure and hydraulic properties of topsoil of three soil types. *Geoderma*, 204, 43-58.
- Jobby, E.G., & Jackson, R.B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10, 423–436.
- Jones-Lee A, Lee GF (2005) Role of iron chemistry in controlling the release of pollutants from resuspended sediments. *Journ. Remediation*, 16(1): 33-41
- Juste, C. (1988a). Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Science du sol*, 26(2), 103-112.
- Kabata-Pendias A (2010) *Trace elements of soils and plants*, fourth edn. CRC Press
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2001). *Trace elements in soils and plants*, 3rd edn CRC Press. Boca Raton, FL, USA.
- Kao, T., Mejahed, K. Bouzidi, A. (2007). Evaluation de la pollution métallique dans les sols agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Settat (Maroc). *Bull Institute Sci Rabat Sci Vie* 29:89–92
- Karlen, DL, Eash NS, Unger PW (1992) Soil and crop management effects on soil quality indicators. *Amer. J. Alternative Agric.* 7, 48-55
- Kazemi H, Sadeghi S and Akinci H (2016) Developing a land evaluation model for faba bean cultivation using geographic information system and multi-criteria analysis (A case study: Gonbad-Kavous region, Iran); *Ecol. Indic.* 63:37–47
- Kholtei S (2002) *Plaine de Berrechid : caractérisation des eaux usées de Settat ; évaluation de leur impact sur la qualité des eaux souterraines et risque toxicologique*. Thèse Univ. Casablanca, 162 p.
- Kiker GA, Bridges TS, Varghese A, Seager TP, Linkov I (2005) Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making. *Integr Environ Asses Manag.* 2:95–108
- Kraemer, S. M., & Hering, J. G. (2004) Biogeochemical controls on the mobility and bioavailability of metals in soils and groundwater-Preface. *Aquatic Sciences*, 66(1), 1-2.
- Kumar, V., Pandita, S., Sharma, A., Bakshi, P., Sharma, P., Karaouzas, I., et al. (2019). Ecological and human health risks appraisal of metalloids in agricultural soils: a review. *Geology, Ecology, and Landscapes*. <https://doi.org/10.1080/24749508.2019.1701310>.
- Larson WE, Pierce FJ (1994) The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. pp 37-52
- Le sol et ses constituants (2020) Consulté le 08/08/2020 sur le <http://www.agriculturemodern.com/2015/06/le-sol-et-ses-constituants.html>

- Lecoanet, H., Leveque, F., Ambrosi, J.P. (2001) Magnetic properties of salt-marsh soils contaminated by iron industry emissions (southeast France). *J Appl Geophys* 48:67-81. [https://doi.org/10.1016/S0926-9851\(01\)00080-5](https://doi.org/10.1016/S0926-9851(01)00080-5)
- Lee, K.E., & Foster, R.C. (1991). Soil fauna and soil structure. *Soil Research*, 29(6),745-775.
- Lei X, Chen W, Avand M, Janizadeh S, Kariminejad N, Shahabi H, Costache R, Shahabi H, Shirzadi A, Mosavi A (2020) GIS-based machine learning algorithms for gully erosion susceptibility mapping in a semi-arid region of Iran. *Remote Sensing* 12:2478
- Leung AO, Duzgoren-Aydin NS, Cheung K, Wong MH (2008) Heavy metals concentrations of surface dust from e-waste recycling and its human health implications in southeast China. *Environ Sci Technol.* 42:2674–2680. <https://doi.org/10.1021/es071873x>
- Lévêque F, Gohier G (2006) Role of iron oxides in the retention of trace metal elements: Example of the sediments of Marennes-d’Oléron. *Cah. Biol. Mar.*, 47(1): 127-128
- Liu WH, Zhao JZ, Ouyang ZY, Söderlund L, Liu GH (2005) Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China. *Environ Int.* 31: 805–812. doi: 10.1016/j.envint.2005.05.042
- Locatelli, A (2013) Prévalence de pathogènes humains dans les sols français, effet des facteurs pédoclimatiques, biologiques et du mode d’utilisation des sols. Thèse en Sciences de la Vie, Écologie Microbienne, Université de Bourgogne école doctorale Environnements-Santé.
- Loukili, M., Bock, L., Engels, P., & Mathieu, L. (1999). Approche géomorphopédologique et système d’information géographique pour la gestion des terres au Maroc, *Étude et Gestion des Sols*, 7, 1, 37-52
- Lozet, J., & Mathieu, C. (1998). Dictionnaire de science du sol. Ed. Technique & Documentation.
- Lu A, Wang J, Qin X, Wang K, Han P, Zhang S (2012) Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and origin of heavy metals in the agricultural soils in Shunyi, Beijing, China. *Sci Total Environ* 425:66–74
- Lu X, Wang L, Li LY, Lei K, Huang L, Kang D (2010) Multivariate statistical analysis of heavy metals in street dust of Baoji, NW China. *J Hazard Mater* 173:744–749. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.026>
- Lu X, Wu X, Wang Y, Chen H, Gao P, Fu Y (2014) Risk assessment of toxic metals in street dust from a medium-sized industrial city of China. *Ecotoxicol Environ Saf.* 106:154–163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.04.022>
- Magiera, T., Strzyszczyk, Z., & Kapicka, A. (2006) Discrimination of lithogenic and anthropogenic influences on topsoil magnetic susceptibility in Central Europe. *Geoderma* 130 (2006) 299–311
- Mao, R., & Fitzpatrick, R. W. (1999) Primary study on magnetic susceptibility of saline soil (in Chinese). *Eco-Agr. Res.* 7 (1999) 19–21
- Marchand, C., Allenbach, M., Lallier-Vergès, E. (2011). Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). *Geoderma*, 160(3), 444–456. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.10.015>.
- Mausbach MJ, Tugel A (1997) Soil quality-A multitude of approaches. *Natural resources conservation services*
- Mazurek R, Kowalska J, Gąsiorek M, Zadrozny P, Józefowska A, Zaleski T, Kępkowa W, Tymczuk M, Orłowska K (2016) Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park forest soils (SE Poland) by indices of pollution. *Chemosphere* 168: 839–850

- Mazurek, R., Kowalska, J., Gąsiorek, M., Zadrożny, P., Józefowska, A., Zaleski, T., et al. (2017). Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park Forest soils (SE Poland) by indices of pollution. *Chemosphere*, 168, 839–850. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.126>
- McLean EO, Mulvaney CS (1982) Soil pH and lime require. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, (Methods of soil analysis 2)
- Mehr MR, Keshavarzi B, Moore F, Sharifi R, Lahijanzadeh A, Kermani M (2017) Distribution, source identification and health risk assessment of soil heavy metals in urban areas of Isfahan province, Iran. *JAfES*. 132:16–26
- Mench MJ, Manceau A, Vangronsveld J, Clijsters H, Mocquot B (2000) Capacity of soil amendments in lowering the phytoavailability of sludgeborne Zinc, *Agronomics*
- Meng, X.M., Derbyshire, E., & Kemp, R.A. (1997) Origin of the magnetic susceptibility signal in Chinese loess. *Quat Sci Rev* 16:833-839. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(97\)00053-X](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(97)00053-X)
- Mireles A, Solis C, Andrade E, Lagunas-Solar M, Pina C, Flocchini RG (2004) Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico City. *Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. B*, 187–190, 219–220
- Mohanty, B., Das, A., Mandal, R., Banerji, U., Acharyya, S. (2020). Heavy Metals in Soils and Vegetation from Wastewater Irrigated Croplands Near Ahmedabad, Gujarat: Risk to Human Health. *Nature Environment and Pollution Technology* Vol, 20 pp, 163-175, 2021. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2021.v20i01.017>
- Mohcine H, Saber N, Moustarihfer K (2016) Heavy Metal in Agricultural Soils in The Sahel Region of Doukkala (Morocco). *International Journal of Scientific & Engineering Research*, Volume 7, Issue 6, June-2016 ISSN 2229-5518
- Moriyama K, Mori T, Arayashiki H, Saito H, Chino M (1989) The amount of heavy metals derived from domestic waste water. *Wat. Sci. Tech.*, 1989
- Mokarram M and Hojati M (2017) Using ordered weight averaging (OWA) aggregation for multi-criteria soil fertility evaluation by GIS (Case study: southeast Iran); *Comput. Electron. Agric.* 132 1–13
- Morrow, R., Wallner, R., Holmgren, D., & Martinez, A. (2015). *Manuel d'apprentissage pas à pas de la Permaculture*. Livre.
- Mosavi A, Sajedi-Hosseini F, Choubin B, Taramideh F, Rahi G, Dineva AA (2020) Susceptibility mapping of soil water erosion using machine learning models. *Water* 12:1995
- Muchuweti M, Birkett JW, Chinyanga E, Zvauya R, Scrimshaw MD, Lester JN (2006) Heavy metal content of vegetables irrigated with mixture of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: implications for human health. *Agr. Ecosyst. Environ.* 112, 41–48
- Muller G (1969) Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine river. *Geojournal*. 2:108–118. Olu-Owolabi BI, Diagboya PN
- Mullins, C.E. (1977) Magnetic susceptibility of soil and its significance in soils sciences: a review. *Journal of Soil Science* 28: 233– 238
- Mutengu S, Hoko Z, Makoni F (2007) An assessment of the public health hazard potential of wastewater reuse for crop production. A case of Bulawayo City, Zimbabwe. *PhysChem Earth*. 32,1195–1203
- Mvungi A., Mashauri, D. & Madulu N.F., (2005) Management of water for irrigation agriculture in semi-arid areas: Problems and prospects. *Physics and Chemistry of the Earth* 30: 809–817

- Nair, K.P. (1996) The buffering power of plant nutrients and effects on availability. In *Advances in Agronomy* (Vol. 57, pp. 237-287). Academic Press.
- Nayek S, Gupta S, Saha RN (2010) Metal accumulation and its effects in relation to biochemical response of vegetables irrigated with metal contaminated water and wastewater. *J. Hazard. Mater.* 178, 588–595
- Nduwamungu, C. (2006). *Stabilité biologique et pouvoir tampon des amendements et des engrais organiques.*
- Neira, J., Ortiz, M., Morales, L., & Acevedo, E. (2015). Oxygen diffusion in soils : Understanding the factors and processes needed for modeling. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 75.
- NF ISO 11464. (2006) *Qualité des sols, prétraitement pour analyses physico-chimiques.* NF X31-412/NF ISO 11464 décembre 2006. Ed (01/12/2006)
- NF X 31-107. (2003). *Qualité du sol – Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol - Méthode à la pipette (Indice de classement : X31-107).*
- Nguyen TT, Verdoodt A, Van YT, Delbecque N, Tran TC and Van Ranst E (2015) Design of a GIS and multicriteria based land evaluation procedure for sustainable land-use planning at the regional level; *Agric. Ecosyst. Environ.* 200 1–11
- Nichane, M., & Khelil, M.A (2015) Changements climatiques et ressources en eau en Algérie: vulnérabilité, impact et stratégie d'adaptation. *Larhyss Journal*, 21, 15-23.
- Nouri, J., Khorasani, N., Lorestani, B., Karami, M., Hassani, A.H., & Yousefi, N. (2009) Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plant species with phytoremediation potential. *Environ Earth Sci* 59, 315–323. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0028-2>
- Oades, J.M. (1993). The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. In *Soil Structure/soil biota interrelationships.* Elsevier, 377-400.
- Office National de l'Eau Potable (ONEP) (2006) *Etude d'impact sur l'environnement, Maroc* p 126.
- Steinmann CR., Weinhart S., Melzer A (2003) A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment. *Water Res.*, vol. 37, no 9, p. 2035-2042. doi: 10.1016/S0043-1354(02)00441-4.
- Maynard HE., Ouki SK., Williams SC (1999) Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance, *Water Res.*, vol. 33, no 1, p. 1-13, janv. doi:10.1016/S0043-1354(98)00198-5.
- Oliver H, André F, Gerry L (1999) Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology* 25: 101–110, 2001
- Ololade IA (2014) An assessment of heavy-metal contamination in soils within auto-mechanic workshops using enrichment and contamination factors with geoaccumulation indexes. *J Environ Prot Ecol* 5: 970–982
- OMS (1989), *L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquaculture : recommandation a visées sanitaires.* Organisation Mondiale de la Santé, Genève
- Oumenskou H, El Baghdadi M, Barakat A, Aquit M, Ennaji W, Karroum LA, Aadraoui M (2018) Assessment of the heavy metal contamination using GIS-based approach and pollution indices in agricultural soils from Beni Amir irrigated perimeter, Tadla plain, Morocco. *Arabian Journal of Geosciences* (2018) 11:692
- Ozturk D, Batuk F (2010) Konumsal Karar Problemlerinde Analitik Hiyerarşi Yönteminin Kullanılması. *Yıldız Teknik Üniversitesi Sigma Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi* 28. 124–137



- Panagos, P., Van Liedekerke, M., Jones, A., Montanarella, L. (2012). European Soil Data Centre: Response to European policy support and public data requirements. *Land use policy*, 29(2), 329-338.
- Pankhurst, C., Doube, B.M., & Gupta, V. (1997). *Biological indicators of soil health*. Cab International Wallingford.
- Pankhurst, C.E., Ophel-Keller, K., Doube, B.M., & Gupta, V.V.S.R. (1996). Biodiversity of soil microbial communities in agricultural systems. *Biodiversity & Conservation*, 5(2), 197-209.
- Parashar, P., & Masih, F. (2013). Prasad Study of Heavy Metal Accumulation in Sewage Irrigated Vegetables in Different Regions of Agra District, India. *Open Journal of Soil Science*, 2013, 3, 1-8. <http://doi.org/10.4236/ojss.2013.31001>
- Paul, E.A., & Clark, J.S. (1996). *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, San Diego.
- Pourghasemi H, Yousefi S, Kornejady A, Cerda A (2017) Applying different new ensemble data mining techniques for Gully erosion mapping with Geographical Information Systems. *Sci Total Environ* 609:764-775
- Pratap B, Kumar S, Nand S, Azad I, Bharagava RN, Ferreira LFR, Dutta V (2023) Wastewater generation and treatment by various eco-friendly technologies: Possible health hazards and further reuse for environmental safety. *Chemosphere*, Volume 313, 2023, 137547, ISSN 0045-6535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137547>.
- Quénéa, K. (2004). Étude structurale et dynamique des fractions lipidiques et organiques réfractaires de sols d'une chronoséquence forêt/maïs (Cestas, sud-ouest de la France)(Doctoral dissertation, Chimie ParisTech).
- Rajendra B, Vijay S (2015) Multi-criteria land suitability analysis for agriculture in hilly zone: Remote sensing and GIS approach. *Computers and Electronics in Agriculture* 118 (2015) 300–321. <http://dx.doi.org/10.1016/j.compag.2015.09.016>
- Rakotoarivelo J (2015) Analyse comparative de méthodes multicritères d'aide à la décision pour le secteur financier, Thèse de doctorat, université Paul Sabatier de Toulouse
- Rattan RK, Datta SP, Chhonkar PK, Suribabu K, Singh AK (2005) Longterm impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. *Agr. Ecosyst. Environ.* 109, 310–322
- Rhoades JD (1982) Cation exchange capacity. *Methods of soil analysis Part 2*. Am. Soc. Agron. Madison. WI. Agron. Monogr. 9, 149–157
- Ridremont, F., Lejeune, P., & Claessens, H. (2011). Méthode pragmatique d'évaluation de la réserve en eau des stations forestières et cartographie à l'échelle régionale (Wallonie, Belgique). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 15(s2), 727-741.
- Robert M., Juste C. (1997) Stocks et flux d'éléments traces dans les sols du territoire in "Aspects sanitaires et environnementaux de l'épandage agricole des boues d'épuration urbaines, ADEME Journées techniques des 5 et 6 juin 1997", ADEME éd., 320p.
- Robert, M. (1996) *Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement*. Masson, Paris, 241
- Rodier, J., Legube, B., and Merlet, N. (2009). *L'analyse de l'eau 9e edition*. Entièrement mise a jour. Dunod, Paris
- Rosado J. et Morais M.M (2010) Water Management Strategies to combat scarcity in Semi-arid and Mediterranean regions: differences and similarities. Second International Conference: Climate, Sustainability and Development in Semi-arid Regions. Ceará – Brazil, 16 – 20 August, 2010.

- Ruellan, A. (1966). Sols iso-humiques et accumulation du calcaire en basse Moulouya et dans l'ensemble du Maroc. Description, pédogenèse et classification
- Ruellan, A. (1993). DOSSO, M. Regards sur le sol. Paris: Les Éditions Foucher.
- Saaty TL (1980) The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation. McGraw-Hill International, New York, NY, USA
- Sadiki, A., Faleh A., Navas A., & Bouhlassa, S. (2009). Using magnetic susceptibility to assess soil degradation in the Eastern Rif, Morocco. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34, 15, 2057-2069.
- Saidi D (2012) Importance and role of cation exchange capacity on the physical properties of the Cheliff saline soils (Algeria). *Procedia engineering*, 33, 435-449
- Salmanighabeshi S, Palomo-Marín MR, Bernalte E, Rueda-Holgado F, Miró-Rodríguez C, Fadic-Ruiz X, Vidal-Cortez V, Cereceda-Balic F, Pinilla-Gil E (2015) Long-term assessment of ecological risk from deposition of elemental pollutants in the vicinity of the industrial area of Puchuncaví-Ventanas, central Chile. *Sci Total Environ.* 527:335–343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.010>
- Santiago-Martín A, Valverde-Asenjo I, Quintana JR, Vázquez A, Lafuente AL, González-Huecas C (2014) Carbonate, organic and clay fractions determine metal bioavailability in periurban calcareous agricultural soils in the Mediterranean area. *Geoderma* 221:103–112
- Sanyal SK, De Datta, SK (1991) Chemistry of phosphorus transformations in soil. In *Advances in soil science* (pp. 1-120). Springer, New York, NY
- SCET-Maroc. (1984). Société centrale pour l'équipement du territoire Maroc. Rapport sur les zones irrigables. Étude des sols au 1/50 000 des zones périphériques du périmètre irrigué du Tadla, 148.
- Schoeneberger, P.J., Wysocki, D.A., & Benham, E.C. (Eds.). (2012). *Field book for describing and sampling soils*. Government Printing Office.
- Segalen, P. (1966). Altération des minéraux primaires, synthèse des minéraux secondaires au cours de la ferrallitisation. *Cahier ORSTOM, Série Pédologie*. 4, 5-13.
- Seleshi GY, Ann van G, Marlous LM, Pieter van der Z (2016) Land suitability analysis for agriculture in the Abbay basin using remote sensing, GIS and AHP techniques. *Model. Earth Syst. Environ.* (2016) 2:101. <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0167-x>
- Seyedmohammadia J, Sarmadian F, Jafarzadeha AA, McDowellc RW (2019) Development of a model using matter element, AHP and GIS techniques to assess the suitability of land for agriculture. *Geoderma* 352 (2019) 80–95. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.05.046>
- Shi T, Liu H, Chen Y, Wang J, Wu G (2016) Estimation of arsenic in agricultural soils using hyperspectral vegetation indices of rice. *J Hazard Mater* 308:243–252
- Slessarev, E.W., Lin, Y., Bingham, N.L., Johnson, J.E., Dai, Y., Schimel, J.P., & Chadwick, O.A. (2016). Water balance creates a threshold in soil pH at the global scale. *Nature*, 540(7634), 567. *soil science* 33, 141-163.
- Sojka RE, Upchurch DR (1999) Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Science Society of America Journal*, 63. p.1039- 1054
- Solis C, Andrade E, Mireles A, Reyes-Solis IE, Garcia-Calderon N, Lagunas-Solar MC, Pina CU, Flocchini RG (2005) Distribution of heavy metals in plants cultivated with wastewater irrigated soils during different periods of time. *Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. B* 241, 351–355
- Sposito, G. (1989). In *The chemistry of soils*. Oxford University Press, New York.
- Stevenson, F.J. (1994). *Humus chemistry. Genesis, Composition, Reactions*. New York, USA: John Wiley & Sons Inc.

- Subbiah BV, Asija GL (1956) A rapid procedure for the determination of the available nitrogen in the soil. *Current Science*. 25, 259–260
- Szefer P, Szefer K, Glasby G, Pempkowiak J, Kaliszan R (1996) Heavy-metal pollution in surficial sediments from the Southern Baltic sea off Poland. *J Environ Sci Health Part A*. 31:2723–2754
- Taibi, A.N., El Khalki, Y., & El Hannani, M. (2015). Atlas régional Région du Tadla Azilal Maroc.
- Tang, Z., Chai, M., Cheng, J., Jin, J., Yang, Y., Nie, Z., et al. (2017). Contamination and health risks of heavy metals in street dust from a coal-mining city in eastern China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 138, 83–91. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.11.003>
- Taylor SR (1964) Trace element abundances and the chondritic earth model. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 28(12):1989-1998. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(64\)90142-5](https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90142-5)
- Thapa RB, Murayama Y (2008) Land evaluation for peri-urban agriculture using analytical hierarchical process and geographic information system techniques: a case study of Hanoi. *Land Use Policy* 25. 225–239
- Theissen G (1995) Eaux useses et maraichage. Attention aux métaux lourds et aux exigences sanitaires. *Nouvelles économiques, Afrique Agriculture*, 232, p.12
- Thompson, M., & Oldfield, F. (1986). *Environmental Magnetism*, Allen and Unwin, London, 227.
- Tisdall, J.M., & Oades, J. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of soil science*, 33(2), 141-163.
- Tomlinson D, Wilson J, Harris C, Jeffrey D (1980) Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer meeresuntersuchungen*. 33:566. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>
- Toze S. (2006) Reuse of effluent water—benefits and risks; *Agricultural Water Management* 80, 147–159
- Toze, S., (1999) PCR and the detection of microbial pathogens in water and wastewaters. *Water Res*. 33, 3545–3556.
- Turhan Ş, Garad AM, Hançerlioğullari A, Kurnaz A, Gören E, Duran C, Karataşlı M, Altikulaç A, Savaci G, Aydın A (2020) Ecological assessment of heavy metals in soil around a coal-fired thermal power plant in Turkey. *Environmental Earth Sciences* 79:134 <https://doi.org/10.1007/s12665-020-8864-1>
- United Nations Environment Programme (UNEP), (2010) *New Science and Developments in our Changing Environment 2010*. UNEP Year Book. Division of Early Warning and Assessment (DEWA), Nairobi. 66.
- UN-Water, (2007) *Coping with water scarcity: challenge of the twenty – first century*
- USDA. (1951). *Soil Conservation Service*,
- USDA. (1975). *Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. Soil Survey Staff, Coord., Soil Conservation Service. *Agriculture Handbook* 436, US Department of Agriculture, Washington DC, 754.
- USDA. (2017). *Plants Data base Advanced Search using minimum and maximum pH*". [plants.usda.gov](https://plants.usda.gov). USDA NCRS. Retrieved 2 June 2017.
- USEPA United States Environmental Protection Agency (1989) *Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (part a)* (12/1989, EPA/540/1-89/002), 291 p. [https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags\\_a.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags_a.pdf) (accessed on 20 March 2019)
- USEPA. (US Environmental Protection Agency) (1996) *Acid digestion of sediments, sludges, and soils*

- Vasu NN, Lee S-R (2016) A hybrid feature selection algorithm integrating an extreme learning machine for landslide susceptibility modeling of Mt. Woomyeon. *South Korea Geomorphology* 263:50–70
- Wang C, Liu S, Zhao Q, Deng L, Dong S (2012) Spatial variation and contamination assessment of heavy metals in sediments in the Manwan Reservoir, Lancang River. *Ecotoxicol Environ Saf* 82:32–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.05.006>
- Waxman, M., & Smits, L. (1968). Electrical conductivities in oil-bearing shaly sands. *Society of Petroleum Engineers Journal* 8, 107-122.
- Whalen, J.K., & Sampedro, L. (2010). Soil structure, in: Whalen, J.K., Sampedro, L. (Eds.), *Soil Ecology and Management*. CAB International, Wallingford, 189-201.
- WHO World Health Organization (2002) Principles and methods for the assessment of risk from essential trace elements Environmental health criteria document no. 228. Geneva, Switzerland
- Woldetsadik, D., Drechsel, P., Keraita, B., Itanna, F., Gebrekidan, H. (2017). Heavy metal accumulation and health risk assessment in wastewater-irrigated urban vegetable farming sites of Addis Ababa, Ethiopia. *International Journal of Food Contamination* (2017) 4:9. <http://doi.org/10.1186/s40550-017-0053-y>
- Wouters, J. (2014). *Concentré de chimie*. Presses universitaires de Namur
- Yaghoub M, Hassan H, Asghar T, Mehdi MA, Hossein M (2018) Assessment of metals in agricultural soil of surrounding areas of Urmia Lake, northwest Iran: A preliminary ecological risk assessment and source identification *Hum Ecol Risk Assess: An Internat J* 24(8);2070–2087
- Zheng J, Chen KH, Yan X, Chen SJ, Hu GC, Peng XW, Jg Y, Ma BX, Yang ZY (2013) Heavy metals in food, house dust, and water from an e-waste recycling area in South China and the potential risk to human health. *Ecotoxicol Environ Saf* 96:205–212
- Zhu Y, Zhang Z, Zhao X, Lian J (2017) Accumulation and potential sources of heavy metals in the soils of the hetao irrigation district, inner Mongolia, China. *Pedosphere*. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60306-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60306-0)
- Zitouni, M. and Ibouh, H. (2016). Apport de la télédétection dans l'évaluation de la variation des surfaces d'eau, du sol et du couvert végétal dans la Plaine du Tadla entre 1984 et 2015
- Zuwei, W., Xiangfeng, Z., Mingshuo, G., Chunyi, C., Jianchao, C., Xiaoman, Y., Yingying, H., Hui, Z. (2015). Health Risks of Heavy Metals Uptake by Crops Grown in a Sewage Irrigation Area in China. *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. 24, No. 3, 1379-1386. <https://doi.org/10.15244/pjoes/35282>

# ANNEXES

**Sym**  
e<sup>-</sup> n<sup>o</sup>  
Nom  
Masse atomique

**Solide**  
**Liquide**  
**Gazeux**  
**Inconnu**

- Métaux alcalins
- Métaux alcalino-terreux
- Métaux de transition
- Métaux pauvres
- Lanthanides
- Actinides
- Métalloïdes
- Non-métaux
- Halogènes
- Gaz rares

Figure 74 : Tableau périodique des éléments chimique

Tableau 38 : Matrice de comparaison par paires

Critères	MO	CO	N	P	K	CEC	Humidité	pH	CaCO <sub>3</sub>	Argile+Limon	Type de sol	de	Salinité	CE	Profondeur	Pente
<b>MO</b>	<b>1,00</b>	1,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	3,00	3,00	6,00		7,00	6,00	7,00	9,00
<b>CO</b>	1,00	<b>1,00</b>	1,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	3,00	3,00	5,00		6,00	5,00	6,00	8,00
<b>N</b>	0,50	1,00	<b>1,00</b>	1,00	1,00	2,00	2,00	2,00	4,00	4,00	7,00		6,00	5,00	7,00	9,00
<b>P</b>	0,50	0,50	1,00	<b>1,00</b>	1,00	2,00	2,00	2,00	4,00	4,00	7,00		6,00	5,00	7,00	9,00
<b>K</b>	0,50	0,50	1,00	1,00	<b>1,00</b>	2,00	2,00	2,00	4,00	4,00	7,00		6,00	5,00	7,00	9,00
<b>CEC</b>	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	<b>1,00</b>	1,00	2,00	2,00	2,00	6,00		2,00	4,00	7,00	9,00
<b>Humidité</b>	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	1,00	<b>1,00</b>	2,00	2,00	2,00	4,00		2,00	3,00	6,00	8,00
<b>pH (H<sub>2</sub>O)</b>	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	<b>1,00</b>	2,00	2,00	3,00		2,00	4,00	5,00	8,00
<b>CaCO<sub>3</sub></b>	0,33	0,33	0,25	0,25	0,25	0,50	0,50	0,50	<b>1,00</b>	1,00	2,00		3,00	2,00	4,00	6,00
<b>Argile+Limon</b>	0,33	0,33	0,25	0,25	0,25	0,50	0,50	0,50	1,00	<b>1,00</b>	2,00		2,00	4,00	3,00	7,00
<b>Type de sol</b>	0,17	0,20	0,14	0,14	0,14	0,17	0,25	0,33	0,50	0,50	<b>1,00</b>		0,20	0,20	2,00	4,00
<b>Salinité</b>	0,14	0,17	0,17	0,17	0,17	0,50	0,50	0,50	0,33	0,50	5,00		<b>1,00</b>	1,00	2,00	5,00
<b>CE</b>	0,17	0,20	0,20	0,20	0,20	0,25	0,33	0,25	0,50	0,25	5,00		1,00	<b>1,00</b>	2,00	3,00
<b>Profondeur</b>	0,14	0,17	0,14	0,14	0,14	0,14	0,17	0,20	0,25	0,33	0,50		0,50	0,50	<b>1,00</b>	2,00
<b>Pente</b>	0,11	0,13	0,11	0,11	0,11	0,11	0,13	0,13	0,17	0,14	0,25		0,20	0,33	0,50	<b>1,00</b>

**Tableau 39 : Matrice de comparaison par paires normalisée et les poids obtenus**

Critères	MO	CO	N	P	K	CEC	Humidité	pH	CaCO3	Argile+Limon	Type de	Salinité	CE	Profondeur	Pente	Poids
MO	0,16	0,14	0,23	0,20	0,20	0,14	0,13	0,11	0,11	0,11	0,10	0,16	0,13	0,11	0,09	0,141
CO	0,16	0,14	0,11	0,20	0,20	0,14	0,13	0,11	0,11	0,11	0,08	0,13	0,11	0,09	0,08	0,128
N	0,08	0,14	0,11	0,10	0,10	0,14	0,13	0,11	0,14	0,14	0,12	0,13	0,11	0,11	0,09	0,118
P	0,08	0,07	0,11	0,10	0,10	0,14	0,13	0,11	0,14	0,14	0,12	0,13	0,11	0,11	0,09	0,113
K	0,08	0,07	0,11	0,10	0,10	0,14	0,13	0,11	0,14	0,14	0,12	0,13	0,11	0,11	0,09	0,113
CEC	0,08	0,07	0,06	0,05	0,05	0,07	0,07	0,11	0,07	0,07	0,10	0,04	0,09	0,11	0,09	0,075
Humidité	0,08	0,07	0,06	0,05	0,05	0,07	0,07	0,11	0,07	0,07	0,07	0,04	0,07	0,09	0,08	0,070
pH (H <sub>2</sub> O)	0,08	0,07	0,06	0,05	0,05	0,03	0,03	0,06	0,07	0,07	0,05	0,04	0,09	0,08	0,08	0,061
CaCO <sub>3</sub>	0,05	0,05	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,03	0,07	0,04	0,06	0,06	0,041
Argile+Limon	0,05	0,05	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,03	0,04	0,09	0,05	0,07	0,042
Type de sol	0,03	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00	0,00	0,03	0,04	0,019
Salinité	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,01	0,02	0,08	0,02	0,02	0,03	0,05	0,029
CE	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,08	0,02	0,02	0,03	0,03	0,026
Profondeur	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,014
Pente	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,009

\* Valeur propre maximale ( $\lambda_{max}$ ) = 15,872 and  $n = 15$ ; \* Indice de cohérence (IC) =  $(\lambda_{max} - n) / (n - 1) = 0,062$ ; \* Indice aléatoire (IA) = 1,59; \* Ratio de cohérence (RC) =  $(IC/IA) = 0,039$

**Tableau 40 : Paramètres physico-chimiques des sols étudiés (n = 35)**

Échantillon	pH	MO (%)	CaCO3 (%)	CE ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)
2	7,6	8,46	15,18	730	21,20	40,00	38,80
5	7,4	7,88	7,64	200	26,00	19,00	55,00
6	7,4	20,89	12,67	200	8,40	8,60	83,00
9	7,3	22,14	11,70	330	14,60	45,27	40,13
13	7,5	3,95	11,73	140	16,60	41,44	41,96
15	7,2	2,50	10,41	190	15,20	44,80	40,00
17	7,9	8,09	11,85	210	8,60	48,49	42,91
18	8,1	19,15	16,78	200	13,00	72,15	14,85
19	7,8	21,17	10,93	360	13,80	45,83	40,37
23	7,9	2,29	3,36	260	7,00	47,33	45,67
26	8	5,60	9,33	280	22,00	50,07	27,93
28	7,7	5,26	6,49	1010	31,20	39,40	29,40
30	7,7	4,91	7,42	1110	18,80	34,75	46,45
33	7,9	4,67	4,98	160	15,80	43,11	41,09
35	7,8	5,06	5,51	260	15,00	48,26	36,74
37	8,1	5,51	5,57	350	24,60	39,04	36,36
38	7,9	5,39	4,53	280	16,80	50,42	32,78
40	7,8	5,21	12,70	180	26,60	30,52	42,88
41	7,8	6,02	8,17	190	36,80	37,01	26,19
42	7,6	6,17	8,18	820	19,00	74,66	6,34
45	8	5,81	10,07	580	29,80	46,00	24,20
50	7,4	7,39	1,55	1440	14,60	53,16	32,24
53	7,9	5,47	5,76	210	19,80	48,12	32,08
55	7,8	4,75	5,17	100	27,20	43,66	29,14
57	7,9	4,69	6,75	180	22,00	45,58	32,42
61	7,9	5,01	3,58	160	15,60	48,75	35,65
65	7,9	4,25	3,79	200	12,00	40,69	47,31
66	7,8	5,46	2,93	260	20,00	32,59	47,41
68	7,9	5,27	5,02	400	20,00	40,88	39,12

<b>70</b>	8,5	4,14	4,81	160	28,00	62,00	10,00
<b>73</b>	8,1	6,90	4,64	130	31,60	35,33	33,07
<b>76</b>	7,8	4,82	6,36	550	19,60	33,93	46,47
<b>78</b>	8	5,19	8,64	250	20,40	32,05	47,55
<b>81</b>	8,1	6,85	7,37	600	23,40	43,69	32,91
<b>86</b>	8,3	9,76	15,50	260	37,40	33,88	28,72
<b>Max</b>	8,5	22,14	16,78	1440	37,40	74,66	83,00
<b>Min</b>	7,2	2,29	1,55	100	7,00	8,60	6,34
<b>Moyenne</b>	7,82	7,32	7,92	370	20,35	42,87	36,78
<b>Écart type</b>	0,28	5,16	3,84	310	7,53	12,26	13,28

**Tableau 41 : Concentrations des métaux lourds des sols étudiés (n = 35) en (mg/kg)**

Échantillon	As	Cr	Cu	Cd	Ni	Pb	Zn	Fe
2	9,83	104,2	181,98	10,42	62,65	120,94	84,97	24610,47
5	7,8	123,63	201,40	7,52	55,44	170,1	106,53	32993,98
6	6,56	64,33	141,73	6,35	38,69	90,8	84,99	21496,02
9	9,86	62,93	114,29	5,81	34,18	120,02	96,35	28952,26
13	5,98	62,45	135,25	6,09	63,07	90,54	74,86	22489,78
15	6,45	60,87	99,82	2,83	40,41	110,12	85,15	25901
17	5,78	107,52	98,07	2,80	52,69	130,51	79,95	24938,98
18	5,04	86,98	88,14	2,81	40,01	60,89	72,68	20233,72
19	5,59	92,15	84,05	2,78	36,97	80,23	73,63	19725,47
23	7,52	175,03	110,83	2,82	50,86	180,8	153,44	38863,21
26	9,07	77,71	84,99	2,71	44,19	150,12	104,7	34589,2
28	9,88	56,99	79,65	2,71	39,63	170,64	57,36	22866,26
30	6,3	47,61	77,43	2,73	34,72	90,95	59,37	23645,98
33	11,29	75,26	83,88	2,64	60,83	50,89	64,22	30476,05
35	8,9	49,54	76,34	2,69	37,44	40,78	81,2	28043,71
37	10,44	91,9	86,24	5,54	36,05	150,47	60,71	25112,24
38	10,79	47,23	86,04	5,49	34,06	90,48	46,62	25387,72
40	6,37	56,12	52,84	5,41	33,9	100,25	39,2	16980,45
41	6,58	57,22	66,05	5,40	24,64	40,56	51,64	22161,58
42	6,69	61,62	62,48	5,41	44,85	90,83	49,16	22911,26
45	5,35	56,78	60,01	5,44	44,58	40,3	61,8	18561,68
50	8,93	50,23	74,62	5,42	31,99	80,92	63,06	27027,67
53	9	69,15	64,91	5,30	44,62	150,87	66,13	25539,17
55	8,61	89,39	64,19	5,28	33,44	90,43	60,42	28155,06
57	10,91	96,17	61,20	5,17	60,97	120,02	78,16	31469,08
61	9,46	96,09	52,39	5,22	38,09	140,84	75,2	28017,93
65	8,88	90,43	63,88	5,36	56,91	160,04	90,51	35375,5
66	13,23	81,95	81,04	5,57	35,21	160,21	151,89	37528,31
68	6,75	133,36	73,81	5,53	42,58	160,66	105,17	25097,84
70	9,59	89,3	64,77	5,28	47,3	80,63	62,84	28832,07
73	7,78	67,64	81,87	5,20	32,83	130,47	71,38	32226,94
76	13,62	60,03	90,57	5,31	40,13	120,89	57,83	24872,71
78	5,19	59,3	65,95	5,27	36,14	80,15	49,34	22043,03
81	6,86	57,35	74,46	5,41	26,11	120,16	61,63	21261,19
86	7,49	63,63	73,80	5,48	45,31	70,44	77,05	20298,95
<b>Max</b>	13,62	175,03	201,40	10,42	63,07	180,80	153,44	38863,21
<b>Min</b>	5,04	47,23	52,39	2,64	24,64	40,30	39,20	16980,45
<b>Moyenne</b>	8,24	77,77	87,40	4,89	42,33	109,66	75,98	26248,18
<b>Ecart type</b>	2,207128	27,46482	33,13152	1,650756	10,14683	40,18509	25,42491	5382,134

Tableau 42 : Valeurs des indices de pollution des sols étudiés

Échantillon	Igeo			EF								CF								PLI		
	As	Cr	Cu	Cd	Ni	Pb	Zn	As	Cr	Cu	Cd	Ni	Pb	Zn	As	Cr	Cu	Cd	Ni		Pb	Zn
2	0,13	1,46	1,95	3,03	-0,26	1,31	0,37	0,81	2,04	2,86	6,05	0,62	1,84	0,96	1,64	4,13	5,80	12,26	1,25	3,73	1,94	2,85
5	-0,21	1,71	2,10	2,56	-0,44	1,81	0,70	0,48	1,80	2,36	3,26	0,41	1,93	0,90	1,30	4,90	6,41	8,85	1,11	5,24	2,43	2,91
6	-0,46	0,77	1,59	2,32	-0,95	0,90	0,37	0,62	1,44	2,55	4,22	0,44	1,58	1,10	1,09	2,55	4,51	7,47	0,77	2,80	1,94	2,11
9	0,13	0,73	1,28	2,19	-1,13	1,30	0,55	0,69	1,05	1,53	2,87	0,29	1,55	0,92	1,64	2,50	3,64	6,84	0,68	3,70	2,20	2,21
13	-0,59	0,72	1,52	2,26	-0,25	0,90	0,19	0,54	1,34	2,33	3,87	0,68	1,51	0,92	1,00	2,48	4,31	7,17	1,26	2,79	1,71	2,15
15	-0,48	0,69	1,08	1,15	-0,89	1,18	0,38	0,50	1,13	1,49	1,56	0,38	1,59	0,91	1,08	2,41	3,18	3,32	0,81	3,39	1,95	1,87
17	-0,64	1,51	1,06	1,13	-0,51	1,42	0,28	0,47	2,08	1,52	1,60	0,51	1,96	0,89	0,96	4,26	3,12	3,29	1,05	4,02	1,83	2,06
18	-0,84	1,20	0,90	1,14	-0,91	0,32	0,15	0,50	2,07	1,68	1,98	0,48	1,13	1,00	0,84	3,45	2,81	3,30	0,80	1,88	1,66	1,69
19	-0,69	1,29	0,84	1,12	-1,02	0,72	0,17	0,57	2,25	1,65	2,01	0,46	1,52	1,04	0,93	3,66	2,68	3,27	0,74	2,47	1,68	1,76
23	-0,26	2,21	1,23	1,14	-0,56	1,89	1,23	0,39	2,17	1,10	1,04	0,32	1,74	1,10	1,25	6,94	3,53	3,32	1,02	5,57	3,51	2,59
26	0,01	1,04	0,85	1,09	-0,76	1,62	0,67	0,53	1,08	0,95	1,12	0,31	1,62	0,84	1,51	3,08	2,71	3,18	0,88	4,63	2,39	2,11
28	0,13	0,59	0,76	1,09	-0,92	1,81	-0,19	0,87	1,20	1,35	1,69	0,42	2,79	0,70	1,65	2,26	2,54	3,18	0,79	5,26	1,31	1,89
30	-0,51	0,33	0,72	1,10	-1,11	0,90	-0,14	0,54	0,97	1,27	1,65	0,36	1,44	0,70	1,05	1,89	2,47	3,22	0,69	2,80	1,36	1,59
33	0,33	0,99	0,83	1,05	-0,30	0,06	-0,03	0,75	1,19	1,06	1,24	0,48	0,62	0,58	1,88	2,99	2,67	3,11	1,22	1,57	1,47	1,84
35	-0,02	0,39	0,70	1,08	-1,00	-0,26	0,31	0,64	0,85	1,05	1,37	0,32	0,54	0,80	1,48	1,97	2,43	3,17	0,75	1,26	1,86	1,58
37	0,21	1,28	0,87	2,12	-1,06	1,63	-0,11	0,84	1,76	1,33	3,15	0,35	2,24	0,67	1,74	3,65	2,75	6,52	0,72	4,64	1,39	2,19
38	0,26	0,32	0,87	2,11	-1,14	0,89	-0,49	0,86	0,90	1,31	3,09	0,33	1,33	0,51	1,80	1,87	2,74	6,46	0,68	2,79	1,07	1,82
40	-0,50	0,57	0,17	2,08	-1,15	1,04	-0,74	0,76	1,59	1,20	4,55	0,48	2,21	0,64	1,06	2,23	1,68	6,36	0,68	3,09	0,90	1,62
41	-0,45	0,60	0,49	2,08	-1,61	-0,26	-0,35	0,60	1,24	1,15	3,48	0,27	0,68	0,65	1,10	2,27	2,10	6,35	0,49	1,25	1,18	1,49
42	-0,43	0,70	0,41	2,09	-0,74	0,90	-0,42	0,59	1,30	1,05	3,37	0,48	1,48	0,60	1,12	2,44	1,99	6,36	0,90	2,80	1,12	1,77
45	-0,75	0,59	0,35	2,09	-0,75	-0,27	-0,09	0,58	1,47	1,25	4,19	0,58	0,81	0,92	0,89	2,25	1,91	6,40	0,89	1,24	1,41	1,58
50	-0,01	0,41	0,66	2,09	-1,23	0,73	-0,06	0,67	0,90	1,07	2,87	0,29	1,12	0,65	1,49	1,99	2,38	6,38	0,64	2,49	1,44	1,79
53	0,00	0,87	0,46	2,05	-0,75	1,63	0,01	0,71	1,30	0,98	2,96	0,42	2,21	0,72	1,50	2,74	2,07	6,23	0,89	4,65	1,51	2,07
55	-0,06	1,24	0,45	2,05	-1,17	0,89	-0,12	0,62	1,53	0,88	2,68	0,29	1,20	0,60	1,44	3,55	2,04	6,21	0,67	2,79	1,38	1,90
57	0,28	1,35	0,38	2,02	-0,30	1,30	0,25	0,70	1,47	0,75	2,35	0,47	1,43	0,69	1,82	3,81	1,95	6,08	1,22	3,70	1,79	2,25
61	0,07	1,35	0,15	2,03	-0,98	1,53	0,20	0,68	1,65	0,72	2,66	0,33	1,88	0,74	1,58	3,81	1,67	6,15	0,76	4,34	1,72	2,08
65	-0,02	1,26	0,44	2,07	-0,40	1,72	0,46	0,51	1,23	0,70	2,16	0,39	1,69	0,71	1,48	3,59	2,03	6,31	1,14	4,93	2,07	2,30
66	0,56	1,12	0,78	2,13	-1,09	1,72	1,21	0,71	1,05	0,84	2,12	0,23	1,60	1,12	2,21	3,25	2,58	6,55	0,70	4,94	3,47	2,49
68	-0,42	1,82	0,65	2,12	-0,82	1,72	0,68	0,54	2,56	1,14	3,15	0,41	2,40	1,16	1,13	5,29	2,35	6,51	0,85	4,95	2,40	2,35
70	0,09	1,24	0,46	2,05	-0,67	0,73	-0,06	0,67	1,49	0,87	2,62	0,40	1,05	0,60	1,60	3,54	2,06	6,21	0,95	2,48	1,44	1,99
73	-0,21	0,84	0,80	2,03	-1,19	1,42	0,12	0,49	1,01	0,98	2,30	0,25	1,51	0,61	1,30	2,68	2,61	6,11	0,66	4,02	1,63	1,98
76	0,60	0,67	0,94	2,06	-0,90	1,31	-0,18	1,11	1,16	1,41	3,05	0,39	1,82	0,65	2,27	2,38	2,88	6,25	0,80	3,73	1,32	2,10
78	-0,79	0,65	0,49	2,05	-1,05	0,72	-0,41	0,48	1,30	1,16	3,42	0,40	1,36	0,62	0,87	2,35	2,10	6,20	0,72	2,47	1,13	1,64
81	-0,39	0,60	0,66	2,08	-1,52	1,30	-0,09	0,65	1,30	1,35	3,63	0,30	2,11	0,80	1,14	2,27	2,37	6,36	0,52	3,70	1,41	1,79
86	-0,26	0,75	0,65	2,10	-0,73	0,53	0,23	0,75	1,51	1,41	3,86	0,54	1,30	1,05	1,25	2,52	2,35	6,45	0,91	2,17	1,76	1,89
Max	0,60	2,21	2,10	3,03	-0,25	1,89	1,23	1,11	2,56	2,86	6,05	0,68	2,79	1,16	2,27	6,94	6,41	12,26	1,26	5,57	3,51	2,91
Min	-0,84	0,32	0,15	1,05	-1,61	-0,27	-0,74	0,39	0,85	0,70	1,04	0,23	0,54	0,51	0,84	1,87	1,67	3,11	0,49	1,24	0,90	1,49
Moyenne	-0,18	0,97	0,82	1,86	-0,86	1,06	0,14	0,64	1,44	1,32	2,78	0,40	1,57	0,80	1,37	3,09	2,78	5,75	0,85	3,38	1,74	2,01
Ecart type	0,38	0,45	0,45	0,51	0,34	0,61	0,43	0,15	0,43	0,51	1,10	0,11	0,50	0,18	0,37	1,09	1,06	1,94	0,20	1,24	0,58	0,34



**Tableau 43 : Valeurs de la susceptibilité magnétique mesurées pour les sols étudiés**

Échantillon	Susceptibilité massique ( $\times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ )		$\chi_{fd}$	Dépendance en fréquence
	$\chi_{lf}$	$\chi_{hf}$	( $\times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ )	$\chi_{FD}$ (%)
2	110,67	98,19	12,48	10,63
5	124,26	115,21	9,05	7,57
6	115,50	101,81	13,69	11,57
9	37,85	34,46	3,39	8,92
13	67,40	39,92	27,48	51,49
15	16,63	18,55	-1,92	11,91
17	19,45	20,33	-0,88	0,84
18	18,49	18,03	0,46	6,50
19	68,39	64,23	4,16	8,43
23	192,33	172,04	20,29	10,73
26	108,52	95,54	12,98	12,30
28	204,80	182,02	22,78	11,47
30	172,25	150,34	21,91	11,53
33	188,44	164,78	23,66	12,96
35	180,56	160,84	19,72	11,85
37	125,25	111,55	13,70	9,28
38	160,61	142,89	17,72	11,07
40	103,91	100,14	3,77	5,80
41	148,64	130,63	18,01	10,49
42	165,88	146,96	18,92	11,33
45	33,84	30,70	3,14	7,00
50	270,50	240,81	29,69	10,96
53	257,83	228,93	28,90	11,11
55	192,93	175,36	17,57	9,82
57	160,25	144,02	16,23	9,98
61	88,22	82,72	5,50	7,11
65	172,85	151,42	21,43	13,94
66	144,53	128,60	15,93	11,82
68	155,29	137,89	17,40	12,01
70	242,15	215,33	26,82	10,99
73	157,23	140,32	16,91	11,10
76	203,21	180,73	22,48	11,22
78	144,55	127,76	16,79	13,80
81	150,37	133,53	16,84	11,48
86	16,31	15,12	1,19	6,95
Max	270,50	240,81	29,69	51,49
Min	16,31	15,12	-1,92	0,84
Moyenne	134,85	120,05	14,81	11,31
Ecart type	68,89	61,15	8,89	7,45

**Tableau 44 : Résultat de l'analyse des indicateurs de la qualité du sol**

<i>Echantillon</i> <i>s</i>	<i>MO</i> (%)	<i>CO</i> (%)	<i>N</i> (kg/ha)	<i>P</i> (kg/ha)	<i>k</i> (kg/ha)	<i>CEC</i> (meq/100g)	<i>Humidité</i> (%)	<i>pH</i>	<i>CaCO3</i> (%)	<i>Argile+Limon</i> (%)	<i>Salinité</i> ( $\mu$ S/cm)	<i>CE</i> ( $\mu$ s/cm)
2	8,46	4,92	100,80	14,336	62,86	31,12	14,2	7,6	15,18	78,80	3970	730
5	7,88	4,58	44,80	32,704	97,32	20,81	18,2	7,4	7,64	74,00	1070	200
6	20,89	10,40	138,88	66,08	115,34	20,30	14,65	7,4	12,67	91,60	1050	200
9	22,14	21,60	13,44	34,944	88,48	23,73	14,5	7,3	11,70	85,40	2990	330
13	3,95	2,30	82,88	14,336	72,73	24,43	16,77	7,5	11,73	83,40	760	140
15	2,50	1,45	136,64	19,712	80,18	21,39	12,6	7,2	10,41	84,80	980	190
17	8,09	4,70	51,52	16,352	79,67	26,54	11,7	7,9	11,85	91,40	1120	210
18	19,15	11,14	33,60	24,192	72,20	26,24	13,9	8,1	16,78	87,00	1050	200
19	21,17	19,86	141,12	40,544	52,27	22,16	11,3	7,8	10,93	86,20	1,89	360
23	2,29	1,33	96,32	61,6	129,38	11,26	9,3	7,9	3,36	93,00	1330	260
26	5,60	3,26	170,24	25,088	67,65	21,65	10,4	8,0	9,33	78,00	1500	280
28	5,26	3,06	132,16	39,424	99,04	16,80	8,6	7,7	6,49	68,80	5440	1010
30	4,91	2,85	82,88	55,552	98,04	22,29	9,7	7,7	7,42	81,20	5740	1110
33	4,67	2,72	69,44	35,84	95,87	12,66	15,94	7,9	4,98	84,20	830	160
35	5,06	2,94	94,08	45,472	74,97	14,09	14,3	7,8	5,51	85,00	1360	260
37	5,51	3,20	26,88	44,576	71,83	14,96	8,9	8,1	5,57	75,40	1830	350
38	5,39	3,14	159,04	43,008	82,15	16,42	12,2	7,9	4,53	83,20	1500	280
40	5,21	3,03	56,00	23,52	48,41	30,94	10,4	7,8	12,70	73,40	970	180
41	6,02	3,50	136,64	30,016	57,13	20,29	13,01	7,8	8,17	63,20	1000	190
42	6,17	3,59	47,04	30,016	73,88	22,86	16,9	7,6	8,18	81,00	4480	820
45	5,81	3,38	44,80	32,032	77,41	23,29	18,9	8,0	10,07	70,20	3130	580
50	7,39	4,30	17,92	54,88	150,91	11,96	5,2	7,4	1,55	85,40	8050	1440
53	5,47	3,18	15,68	25,76	114,26	14,57	4,8	7,9	5,76	80,20	1060	210
55	4,75	2,76	170,24	28,896	85,33	14,75	8,63	7,8	5,17	72,80	540	100
57	4,69	2,72	20,16	21,056	62,88	17,23	7,5	7,9	6,75	78,00	930	180
61	5,01	2,91	78,40	15,904	57,85	21,20	11,5	7,9	3,58	84,40	850	160
65	4,25	2,47	100,80	29,792	80,87	10,52	12,8	7,9	3,79	88,00	1030	200
66	5,46	3,18	120,96	41,216	109,80	12,69	10,3	7,8	2,93	80,00	1310	260
68	5,27	3,07	51,52	69,664	79,68	15,44	12,5	7,9	5,02	80,00	2050	400
70	4,14	2,40	114,24	35,616	61,22	13,95	19,4	8,5	4,81	72,00	850	160
73	6,90	4,01	165,76	24,416	74,66	12,23	16,8	8,1	4,64	68,40	670	130
76	4,82	2,80	105,28	19,936	122,85	16,96	14,9	7,8	6,36	80,40	2840	550
78	5,19	3,02	11,20	23,072	87,78	18,20	15,1	8,0	8,64	79,60	1310	250
81	6,85	3,98	62,72	52,416	149,24	20,22	20	8,1	7,37	76,60	3100	600
86	9,76	2,19	49,28	14,336	66,27	27,68	11,2	8,3	15,50	62,60	1360	260
<b>Min</b>	2,29	1,33	11,20	14,34	48,41	10,52	4,80	7,20	1,55	62,60	540	1440
<b>Max</b>	22,14	21,60	170,24	69,66	150,91	31,12	20,00	8,50	16,78	93,00	8050	100
<b>Moyenne</b>	7,32	4,57	84,10	33,89	85,73	19,20	12,77	7,82	7,92	79,65	2000	370

**Tableau 45 : Pondérations détaillées des critères et sous-critères obtenus à partir la méthode AHP**

Critères	Unité	RC	Poids	Sous critères (avec les classes)	RC	Poids	Σ Poids	Surfaces	
								(ha)	(%)
<b>MO</b>	(%)	0,039	0,141	Mauvaise (<1)	0,004	0,074	0,010	0,00	0,00
				Moyenne (1-2)		0,138	0,019	0,00	0,00
				Bonne (2-3)		0,275	0,039	19,78	0,07
				Excellente (>3)		0,512	0,072	26574,53	99,93
<b>CO</b>	(%)	0,039	0,128	Mauvaise (1-2)	0,005	0,129	0,017	43,71	0,16
				Moyenne (2-4)		0,277	0,035	7629,86	28,69
				Bonne (4-6)		0,595	0,076	18918,93	71,14
<b>N</b>	(Kg/ha)	0,039	0,118	Mauvaise (<95)	0,047	0,087	0,010	20664,23	77,70
				Moyenne (95-180)		0,274	0,032	5929,89	22,30
				Bonne (180-225)		0,639	0,075	0,00	0,00
<b>P</b>	(Kg/ha)	0,039	0,113	Mauvaise (<15)	0,047	0,087	0,010	13,28	0,05
				Moyenne (15-30)		0,274	0,031	4812,26	18,09
				Bonne (30-65)		0,639	0,072	21768,98	81,86
<b>K</b>	(Kg/ha)	0,039	0,113	Mauvaise (<120)	0,047	0,087	0,010	26364,31	99,14
				Moyenne (120-180)		0,274	0,031	229,40	0,86
				Bonne (180-360)		0,639	0,072	0,00	0,00
<b>CEC</b>	(meq/100 g)	0,039	0,075	Mauvaise (<10)	0,005	0,129	0,010	0,00	0,00
				Moyenne (10-25)		0,277	0,021	26018,55	97,84
				Bonne (>25)		0,595	0,045	575,69	2,16
<b>Humidité</b>	(%)	0,039	0,070	Mauvaise (<18)	0,089	0,035	0,002	26487,79	99,60
				Moyenne (18-28)		0,173	0,012	106,52	0,40
				Bonne (28-39)		0,280	0,020	0,00	0,00
				Excellente (>39)		0,512	0,036	0,00	0,00
<b>pH</b>	-	0,039	0,061	Non convenable (<5,5 ; >8,2)	0,047	0	0,000	99,82	0,38
				Mauvaise (5,5-6,5)		0,087	0,005	0,00	0,00
				Moyenne (6,5-7,5)		0,274	0,017	248,33	0,93
				Bonne (7,5-8,2)		0,639	0,039	26246,15	98,69
<b>CaCO<sub>3</sub></b>	(%)	0,039	0,041	Non convenable (>30)	0,086	0,027	0,001	0,00	0,00
				Mauvaise (20-30)		0,106	0,004	0,00	0,00
				Moyenne (0-5)		0,156	0,006	1356,04	5,10
				Bonne (10-20)		0,263	0,011	4672,82	17,57
				Excellente (5-10)		0,448	0,018	20565,03	77,33
<b>Argiles + Limons</b>	(%)	0,039	0,042	Mauvaise (<15)	0,004	0,074	0,003	0,00	0,00
				Moyenne (15-35)		0,138	0,006	0,00	0,00
				Bonne (35-50)		0,275	0,012	0,00	0,00
				Excellente (>50)		0,512	0,022	26593,13	100,00
<b>Type de sol</b>	-	0,039	0,019	Non convenable (Sols hydromorphes)	0,005	0	0,000	4738,83	17,82
				Mauvaise (Sols bruns ; Sols rendzines)		0,129	0,002	14163,70	53,26

			Moyenne (Sols fersiallitiques)		0,227	0,004	4710,20	17,71
			Bonne (Sols iso-humiques)		0,595	0,011	2980,25	11,21
<b>Salinité</b>	(µS/cm)	0,029	Non convenable (>6000)	0,005	0	0,000	32,61	0,12
			Mauvaise (4000-6000)		0,129	0,004	508,00	1,91
			Moyenne (2000-4000)		0,277	0,008	9427,27	35,45
			Bonne (<2000)		0,595	0,017	16626,72	62,52
<b>CE</b>	(µS/cm)	0,026	Mauvaise (>8000)	0,005	0,129	0,003	0,00	0,00
			Moyenne (4000-8000)		0,277	0,007	0,00	0,00
			Bonne (<4000)		0,595	0,015	26593,13	100,00
<b>Profondeur</b>	(cm)	0,014	Mauvaise (0-20)	0,004	0,074	0,001	26593,13	100,00
			Moyenne (20-40)		0,138	0,002	0,00	0,00
			Bonne (40-80)		0,275	0,004	0,00	0,00
			Excellente (>80)		0,512	0,007	0,00	0,00
<b>Pente</b>	(%)	0,009	Non convenable (>20)	0,086	0,027	0,000	22,69	0,09
			Mauvaise (12-20)		0,106	0,001	125,10	0,47
			Moyenne (6-12)		0,156	0,001	1343,74	5,05
			Bonne (2-6)		0,263	0,002	11572,05	43,52
			Excellente (0-2)		0,448	0,004	13524,84	50,87