

Centre d'Étude Doctorales : Sciences et Techniques
Formation Doctorale : **Ressources Naturelles, Environnement et Santé**

THÈSE

Présentée par :

Hakima OUMENSKOU

Pour l'obtention du grade de :

DOCTEUR

Spécialité : **Pédologie**

Option : **Pédologie et environnement**

Évaluation de la pollution en métaux lourds et de la qualité des sols agricoles du périmètre irrigué de Béni Amir (Plaine de Tadla, Maroc).

Soutenue le Samedi 01 Février 2020 à 10h devant la commission d'examen :

Pr. Mohamed MBARKI	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni-Mellal, Maroc.	Président
Pr. Abdellah AIT ADDI	Professeur, Université Cadi Ayyad, F.S.T. Guéliz Marrakech	Rapporteur
Pr. Abderahmene EL GHMARI	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni-Mellal, Maroc.	Rapporteur
Pr. Samir NADEM	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni-Mellal, Maroc.	Rapporteur
Pr. Malika OURRIBANE	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, E.S.T. Béni-Mellal, Maroc.	Examineur
Pr. Mohamed EL BAGHDADI	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni-Mellal, Maroc.	Directeur de Thèse
Pr. Ahmed BARAKAT	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni-Mellal, Maroc	Co-Directeur de Thèse

Remerciements

Au moment d'exposer les résultats de cette thèse, il m'est particulièrement agréable d'adresser ici, mes remerciements à tous ceux qui y ont contribué d'une façon ou d'une autre à son élaboration.

*Ce travail a été effectué sous la direction de Monsieur **Mohamed El BAGHDADI**, professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal et la co-direction de Monsieur **Ahmed BARAKAT**, Chef de l'équipe "Géo-ressources et Environnement", département de géologie et Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal. Je tiens à les remercier sincèrement, pour leurs soutiens et leurs conseils surtout dans les moments difficiles. Un grand merci de m'avoir offert l'opportunité de réaliser cette thèse, de m'avoir fait confiance et finalement, de m'avoir encadrée durant toutes ces années.*

Je remercie vivement les membres du jury qui m'ont fait l'honneur de bien vouloir juger ce travail, et d'assister à la soutenance de ma thèse :

*Monsieur **Mohamed MBARKI**, Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques, Béni Mellal, président du jury. Les professeurs **Abdellah AIT ADDI**, **Samir NADEM**, **Abderahmene El GHMARI** en tant que rapporteurs et professeur **Malika OURRIBANE** en tant que examinatrice.*

*Mes remerciements s'adressent également aux responsables du département de la géologie de la faculté des sciences et techniques de Beni Mellal pour leur sympathie, leur disponibilité, leurs conseils. Un grand merci à tous le personnel de l'administration que j'ai côtoyée durant ces années de thèse. En particulier, M. **Mostafa Arif**, M. **Mohamed Badai**. J'adresse aussi un remerciement spécial à Madame **Samira KRIMISSA** et Monsieur **Mustapha NAMOUS** pour leurs encouragements et leur soutien moral.*

*Je dis merci à tous mes collègues présents ou anciens, doctorants ou docteur: **Widad ennaji**, **mohamed Aadaoui**, **abdessamad hilali**, **lalla aicha karroum**, **aafaf eljazoul**, **el hassania el hamzaoui** et **Hanane El-Halouani**.*

*De tout mon cœur, je remercie mon mari **Saaid OUJANA** de m'avoir fait confiance et de m'avoir soutenue tant au long de mon parcours.*

Enfin, merci à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail.

Merci

Je dédie cette thèse à mes très chers parents décédés

Loin de vous, votre soutien et votre encouragement m'ont toujours donné de la force pour persévérer et pour prospérer dans la vie.

Chaque ligne de cette thèse, chaque mot et chaque lettre vous exprime le respect, l'estime et le merci d'être mes parents.

A mon Père Ihaj Mouha

Aucune dédicace ne saurait exprimer l'amour, l'estime, le dévouement et le respect que j'ai toujours eu de vous.

Ce travail est le fruit de tes sacrifices que tu as consentis pour mon éducation et ma formation.

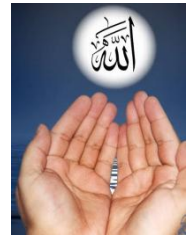
A ma très chère mère Aicha

Aucune dédicace ne saurait être assez éloquente pour exprimer ce que tu mérites pour tous les sacrifices que tu n'as cessé de me donner depuis ma naissance, durant mon enfance et même à l'âge adulte.

Ta prière et ta bénédiction m'ont été d'un grand secours pour mener à bien mes études.



**اللهم ارحمهم تحت الأرض و اغفر لهما، وعافهما،
وأعفوا عنهما، وأكرم نزلهما، ووسع مدخلهما،
واغسلهم بالماء والثلج والبرد، ونقّهم من الذنوب
والخطايا كما ينقى الثوب الأبيض من الدنس.**



À ma belle-famille
À mon mari Saaid Oujana,
À mon fils Abdelali Oujana

*« Le sol est essentiel à la vie ; il
ne pourrait y avoir de vie sans
sol et de sol sans vie »*

Charles Kellogg (1938)

Avant propos

Fiche de thèse

Nom et prénom de l'auteur : Hakima OUMENSKOU

Intitulé du travail : L'impact des activités anthropiques sur la qualité des sols agricoles de Beni Amir (plaine de Tadla, Maroc) et sur l'abondance des métaux lourds (Pb, Zn, Cu, Cd, Cr).

Directeur des travaux de recherche : Mohamed El BAGHDADI, Equipe de Géo-ressources et Environnement, Université Sultan Moulay Slimane, Faculté des Sciences et Technique, Béni-Mellal, Maroc.

Co-Encadrant : Ahmed BARAKAT, Equipe de Géo-ressources et Environnement, Université Sultan Moulay Slimane, Faculté des Sciences et Technique, Béni-Mellal, Maroc

Laboratoires où les travaux de cette thèse ont été réalisés :

- Laboratoire Géoressources et Environnement à la Faculté des Sciences et Techniques de BéniMellal.
- Laboratoire d'analyses agronomiques, alimentaires, d'impact sur l'environnement, études d'agronomie et de pédologie (LABOMAG) à Casablanca.

Publications

Articles publiés

- ☞ Oumenskou, H., El Baghdadi, M., Barakat, A., Aquit, M., Ennaji, W., Karroum, L. A., & 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, 11(22), 692.
- ☞ Oumenskou, H., El Baghdadi, M., Barakat, A., Aquit, M., Ennaji, W., Karroum, L. A., & Aadraoui, M. (2018). **Multivariate statistical analysis for spatial evaluation of physicochemical properties of agricultural soils from Beni-Amir irrigated perimeter, Tadla plain, Morocco.** Geology, Ecology, and Landscapes, 1-12.

Communications orales

- ☞ Hakima Oumenskou*, Mohamed El Baghdadi, Ahmed Barakat, Mohamed Aquit, Widad Ennaji, Lalla Aicha Karroum, Mohamed Aadraoui: **Assessment of the heavy metal contamination using GIS based approach and indices of pollution in agricultural soils from Beni-Amir irrigated perimeter, Tadla plain, Morocco.** International Scientific Conference Precision Technologies Role in the Study of Climate Change Impact and its implications on the Economic and Natural Structure: The reality and suggested solutions, February 12 to 14 2018, Turkey, Istanbul.
- ☞ H. Oumenskou, M. El BaghdadI, A. BARAKAT, W. ENNAJI, M. Aadraoui, L. A. Karroum: **Assessment of heavy metal contamination in agricultural soil of the Beni-Amir perimeter using the pollution indices-Tadla plain, Morocco.** International Conference on Civil Engineering and Material (ICCEM'2017), 11-12 may 2017 in National School of Applied Sciences, Al Hoceima. Morocco.
- ☞ Hakima. OUMESKOU, M. EL BAGHDADI, A. BARAKAT, J.RAIS (2015) : **L'étude des sols de périmètre de Béni-Amir et l'effet anthropique - Tadla-Azilal (Maroc).** 1er Colloque National Climat, Eau et Société CES'2015, 18,19 mars 2015 à la faculté des lettres et des sciences humaines de Beni-Mellal, Maroc.

Communications par affiche

- ☞ Hakima OUMENSKOU*; Mohamed EL BAGHDADI; Ahmad BARAKAT; Widad ENNAJI; Lalla Aicha KARROUM; Mohamed AADRAOUI (2017) : **AGRICULTURAL POLLUTION IN BÉNI-AMIR REGION (TADLA, MOROCCO).** 14th International Conference on Sustainable Use and Management of Soil, Sediment and Water Resources (AquaConSoil), 26-

30 June 2017, Lyon, France.

- ✚ H. Oumenskou, M. El Baghdadi, A. BARAKAT, W. ENNAJI, M. Aadraoui, L. A. Karroum (2017): Use of multivariate statistical and geographic information system (GIS)-based approach to evaluate soil quality in the irrigated perimeter of the Beni-Amir-Tadla plain (Morocco). International Conference on Civil Engineering and Material (ICCEM'2017), 11-12 may 2017 in National School of Applied Sciences, Al Hoceima. Morocco.
- ✚ Hakima OUMENSKOU*, Mohamed EL BAGHDADI, Ahmad BARAKAT, Jamila RAIS (2016): EVALUATION OF HEAVY METALS CONTAMINATION IN AGRICULTURAL SOIL OF THE BÉNI-AMIR REGION (TADLA, MOROCCO). 7th International Scientific Agriculture Symposium "Agrosym", 06th to 09th October on Jahorina Mountain, Bosnia and Herzegovina.
- ✚ H. Oumenskou, M. El baghdadi, A. Barakat, J. Rais (2016) : l'Evolution spatiale des paramètres physico-chimiques des sols de périmètre de Béni-Amir-Plaine du Tadla, Maroc. Le premier congrès International des Etudes sur l'Eau et Environnement (CI3E), Le 21 et 22 avril 2016 à l'école nationale des sciences appliquées d'al Hoceima, Maroc.
- ✚ Oumenskou Hakima, El baghdadi Mohamed, Barakat Ahmed, Rais Jamila, Ennaji Widad, Aadraoui Mohamed, Karroum Lalla Aicha (2016) : contribution à la caractérisation des sols de périmètre irrigué de Béni-Amir à partir des propriétés magnétiques-Plaine du Tadla, Maroc. Le 5^{ème} colloque International Environnement et le développement durable « changement climatique : causes, impacts, atténuation et adaptation » les 10 au 15 Octobre 2016 à rabat et à Kénitra, Maroc
- ✚ H. OUMENSKOU, M. EL BAGHDADI, A. BARAKAT, J. RAIS (2016): Assessment of heavy metals pollution in agricultural soil of the Beni-Amir region (Tadla, Morocco). Le 5^{me} Colloque International du réseau "Eaux et Climats" Les 12 et 13 Octobre 2016 à la Faculté des Sciences et Techniques de Fès, Maroc.
- ✚ Hakima. OUMENSKOU, Mohamed. EL BAGHDADI, Ahmad. BARAKAT, Jamila RAIS, Widad ENNAJI, Mohamed AADRAOUI, Lalla Aicha KARROUM (2016): Determination the degree of pollution in agricultural soil of the Beni-Amir region by two indices: Index of geo-accumulation (Igeo) and enrichment factor (EF) (Tadla, Morocco). Le premier Forum international sur les Changement Climatiques organisé dans le cadre ATLASCOP, les 18 et 19 Octobre 2016 à Université Sultan Moulay Slimane, Maroc.
- ✚ Hakima. OUMENSKOU, Mohamed. EL BAGHDADI, Ahmad. BARAKAT, Jamila RAIS, Widad ENNAJI, Mohamed AADRAOUI, Lalla Aicha KARROUM (2016): Contribution à la caractérisation des sols de perimeter irrigué de Béni-Amir à partir des propriétés magnétiques-plaine de Tadla, Maroc. Le premier Forum international sur les Changement Climatiques organisé dans le cadre ATLASCOP, les 18 et 19 Octobre 2016 à Université Sultan Moulay Slimane, Maroc.
- ✚ Oumenskou Hakima, El baghdadi Mohamed, Barakat Ahmed, Rais Jamila (2015) : l'étude des paramètres physico-chimiques des sols de périmètre de béni-Amir et l'effet anthropique-plaine du Tadla, Maroc. Journal national : JDoc'15, les 26-28 Mars 2015 à la Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, Maroc.
- ✚ Oumenskou Hakima, El baghdadi Mohamed, Barakat Ahmed, Rais Jamila (2015) : évaluation de la pollution métallique dans les sols agricoles de périmètre irrigué de béni-Amir et l'effet anthropique - plaine du Tadla, Maroc. Les 2^{ème} journées nationale sur le Patrimoine Naturel de la région de Tadla-Azilal tenues les 7 ,8 et 9 Mai 2015 à la Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, Maroc.
- ✚ OUMENSKOU Hakima, EL BAGHDADI Mohamed, BARAKAT Ahmed, RAIS Jamila (2015) : CLASSIFICATION ET CARTOGRAPHIE ET L'EFFET DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LES SOLS DE BENI-AMIR– MAROC. La 5^{ème} édition du congrès International Eaux, Déchets, et Environnement (EDE5), Le 24 au 26 Novembre à la Faculté des Sciences et Techniques- université Hassan 1^{er} Settat. Maroc.

Résumé

Dans un contexte de développement durable, la gestion des sols est un enjeu primordial non seulement d'un point de vue environnemental mais aussi socio-économique. Au fur et à mesure que la population augmente, l'intensification agricole impose une pression accrue sur les terres irriguées et productives. Ainsi l'intensification de l'agriculture s'accompagne souvent d'une utilisation excessive des eaux d'irrigation et d'une utilisation incontrôlée de fertilisants minéraux, des engrais et des pesticides, entraînant une salinisation, une perte de matières organiques et une pollution nitrique et métallique des sols.

Cette étude s'intègre dans le cadre des études environnementales entreprises dans la plaine du Tadla. L'objectif principal de ce travail de thèse consiste en l'évaluation de la qualité des sols agricoles de périmètre du Beni Amir. Pour répondre à cet objectif, plusieurs paramètres physico-chimiques du sol ont été mesurés sur 65 échantillons de sols, à savoir le pH, CaCO_3 , CEC, MO, CO, texture, CE, Cations échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+), Azote (N), Azote ammonium (N-NH_4^+), Nitrate (N-NO_3^-), phosphore assimilable (P_2O_5) et le rapport C/N.

Selon les résultats obtenus les sols de Beni Amir sont fortement riches en carbonate, ce qui explique la basicité des ces sols. Ces sols sont classés comme des sols argileux moyennement riches en MO et en cations échangeables et fortement riche en CEC. En se référant au rapport C/N, en montrant qu'il y a une bonne décomposition et minéralisation de la MO. Les sols de Beni Amir sont moyennement fertiles, dont les teneurs moyennes en N et en P_2O_5 sont 0,14 % et 3,6 mg/kg, respectivement. Selon les valeurs de CE, la majorité de la zone d'étude est touchée par la salinitisation.

Pour évaluer la qualité des sols étudiés à travers les paramètres physico-chimiques, nous avons utilisé la méthode AHP visant à identifier le bon emplacement des terres agricoles afin de minimiser les coûts économiques et les dommages environnementaux. Ces résultats ont montré qu'environ 1591,04 ha (3,14 %) de la zone d'étude sont fortement propices à l'agriculture, 3088,61 ha (6,09 %) sont moyennement adaptés à l'agriculture et 42465,02 ha (83,72 %) sont faiblement convenables et seul 3577,78 ha (7,05 %) présentent une qualité médiocre.

Dans un second temps. nous avons évalué la pollution métallique et le degré de contamination de quelques éléments (Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Fe) dans ces sols agricoles via les indices de pollution tels que l'indice de géo-accumulation (Igeo), le facteur d'enrichissement

(FE), l'indice de charge de pollution (IPL), l'indice de pollution de Nemerow (PIN), le degré de contamination (DC) et l'indice de risque écologique potentiel (RI). Les résultats obtenus montrent que ces sols sont très fortement contaminés en Cd, Cr et Fe, mais moyennement riches en Pb, Zn et Cu. Selon les indices calculés cette contamination est liée aux activités anthropiques via l'utilisation des engrais agricoles utilisés pour améliorer la production agricole dans la région. Par conséquent, les applications à long terme de pesticides et le lessivage des produits chimiques utilisés pour le traitement des plantes ont entraîné une accumulation importante en ces métaux.

Mots-clés : sol agricole, qualité, dégradation, paramètres physico-chimique, contamination, métaux lourds.

Abstract

In a context of sustainable development, soil management is a key issue not only from an environmental but also socio-economic point of view. As the population increases, agricultural intensification puts increased pressure on irrigated and productive land. The intensification of agriculture is often accompanied by excessive use of irrigation water and the uncontrolled use of mineral fertilizers, fertilizers and pesticides, leading to salinization, loss of organic matter and nitric and metallic soil pollution.

This study is part of the environmental studies undertaken in the Tadla plain. The main objective of this thesis is to evaluate the quality of agricultural soils in the Beni Amir area. To meet this objective, several soil physico-chemical parameters were measured on 65 soil samples, namely pH, CaCO_3 , CEC, MO, CO, texture, CE, Exchangeable cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ and Na^+), Nitrogen (N), Ammonium nitrogen (N-NH_4^+), Nitrate (N-NO_3^-), available phosphorus (P_2O_5) and C/N ratio.

According to the results obtained, the soils of Beni Amir are strongly rich in carbonate, which explains the basicity of these soils. These soils are classified as clay soils moderately rich in MO and exchangeable cations and highly rich in CEC. Referring to the C/N ratio, showing that there is good decomposition and mineralization of the MO. Beni Amir soils are moderately fertile according to N and P values, with average N and P_2O_5 contents of 0.14 % and 3.6 mg/kg, respectively. Based on EC values, the majority of the study area is affected by salinitization.

To assess the quality of the soils studied through physico-chemical parameters, we used the AHP method to identify the correct location of agricultural land in order to minimize economic costs and environmental damage. These results showed that about 1,591.04 ha (3.14%) of the study area are highly suitable for agriculture, 3,088.61 ha (6.09%) are moderately suitable for agriculture and 42,465.02 ha (83.72%) are weakly suitable and only 3577.78 ha (7.05%) have poor quality.

In a second time, we evaluated the metal pollution and the degree of contamination of some elements (Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Fe) in these agricultural soils via pollution indices such as the Index of Geo-accumulation (Igeo), the enrichment factor (FE), the pollution load index (IPL), Nemerow Pollution Index (PIN), Degree of Contamination (CD), and Potential Ecological Risk Index (RI). The results show that these soils are very heavily contaminated in Cd, Cr and Fe, but moderately rich in Pb, Zn and Cu. According to the calculated indices this

contamination is linked to anthropogenic activities through the use of agricultural fertilizers used to improve agricultural production in the region. As a result, long-term pesticide applications and leaching of chemicals used in plant treatments have resulted in significant accumulation of these metals.

Keywords: agricultural soil, quality, degradation, physico-chemical parameters, contamination, heavy metals.

ملخص

في سياق التنمية المستدامة ، يعتبر تدبير التربة تحدي رئيسي ليس فقط من الناحية البيئية ولكن أيضاً من الناحية الاجتماعية والاقتصادية . و مع تزايد ارتفاع عدد السكان ، يؤدي التكثيف الزراعي إلى زيادة الضغط على الأراضي المسقية المنتجة. و يصاحبها استعمال المفرط لمياه الري ، إضافة إلى الاستخدام المتزايد والغير المنضبط للأسمدة المعدنية ومبيدات الحشرات، مما ينتج عنه تملح التربة وكذلك فقدانها للمواد العضوية علاوة إلى ذلك التلوث المعدني لهذه التربة. تعتبر هذه الدراسة جزء من الدراسات البيئية التي أجريت في سهل تادلة والهدف الرئيسي لهذه الأطروحة هو دراسة و تقييم جودة التربة الزراعية المتواجدة في بني عمير (سهل تادلة). لتحقيق هذا الهدف، تم قياس العديد من المعايير الفيزيائية و الكيميائية على 65 عينة من التربة، ومن بين هذه المؤشرات : قياس الحمضية (pH) ، معدل الكربونات ، CEC، المادة العضوية، CO ، بنية التربة (الملمس) ، EC ، الكاتيونات القابلة للتبديل خاصة (K^+ ، Mg^{2+} ، Ca^{2+}) و Na^+ ، النيتروجين (N) ، النيتروجين الأمونيوم ($N-NH_4^+$)، النترات ($N-NO_3^-$) ، الفوسفور (P_2O_5) ونسبة الازوت على الكربون (C/N).

ووفقاً للنتائج التي تم الحصول عليها ، فإن تربة بني عمير غنية بالكربونات ، وهو ما يفسر قاعدية هذه التربة. و تُصنّف كذلك على أنها تربة طينية غنية بكميات متوسطة من المادة العضوية ومن المواد القابلة للتبديل إضافة إلى كونها تتميز بمعدل جيد ل CEC و بالنسبة إلى معدل الازوت على الكربون (C/N) تبين النتائج أن هناك تحلل جيد وتمعدن للمادة العضوية .كما أظهرت النتائج أيضاً أن تربة بني عمير ذات خصوبة متوسطة، حيث يبلغ متوسط محتويات N و P_2O_5 0.14 % و 3.6 ملغ/كجم على التوالي.و أثبتت النتائج أيضاً أن غالبية هذه التربة ذات ملوحة مرتفعة. لتقييم جودة وخصوبة التربة المدروسة، استخدمنا طريقة AHP لتحديد المواقع الملائمة للزراعية المكثفة و ذلك من اجل تقليل تكاليف الاقتصادية والأضرار البيئية. وأظهرت هذه النتائج أن حوالي 1591.04 هكتار أي ما يعادل (3.14 %) من منطقة المدروسة جيدة للزراعة ، في حين 3088.61 هكتار التي تمثل (6.09 %) صالحة بنسبة متوسطة للزراعة ،وأما 42465 هكتار أي (83.72 %) تتميز بضعف نسبة الخصوبة، و فقط 357778 هكتار أي (7.05 %) تتميز بجودة بضعف جيداً للزراعة.

من جهة الثانية، قمنا بتقييم التلوث المعدني ودرجة تلوث التربة الزراعية بعض العناصر مثل (Cu ، Zn ، Pb) ، عن طريق رصد مؤشرات التلوث مثل مؤشر التراكم الجغرافي (Igeo)، وعامل التخصيب (FE) ، ومؤشر حمل التلوث (IPL)، ومؤشر التلوث (NemerowPIN) ، ودرجة التلوث (DC) ، ومؤشر المخاطر البيئية المحتملة (RI). أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها أن هذه التربة ملوثة كثيراً بالعناصر Cd و Cr وكذلك Fe ، ولكنها تحتوي على نسب متوسطة من Cu و Zn ، Pb. وحسب هذه المؤشرات ، فإن هذا التلوث مرتبط أساساً بالأنشطة البشرية و بالمدخلات الزراعية من خلال استخدام الأسمدة الزراعية لتحسين الإنتاج الزراعي في الجهة . و الاستعمالات المفرطة لمبيدات الحشرية وكذلك تسرب المواد الكيميائية المستخدمة لمعالجة النباتات إلى تراكم كبير لهذه المعادن.

الكلمات المفتاحية: التربة الزراعية ، الجودة ، التدهور، المعايير الفيزيائية و الكيميائية ، التلوث، المعادن الثقيلة.

Table des matières

<i>Remerciements</i>	A
<i>Avant propos</i>	E
<i>Résumé</i>	G
<i>Abstract</i>	I
<i>ملخص</i>	K
Liste des figures	Q
Liste des tableaux	T
Liste des abréviations	V
Introduction générale.....	1
Méthodologie générale.....	2
Objectifs	3
CHAPITRE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	4
I. Introduction	4
II. Définition du sol.....	4
III. Processus de formation du sol	5
IV. Composition du sol.....	6
1. Phase solide	7
a. Fraction organique	7
b. Fraction inorganique	8
2. Phase liquide	9
3. Phase gazeuse	10
4. Fraction biologique du sol.....	10
V. Propriétés du sol	11
1. Propriétés physiques.....	11
a. Texture	11
b. Structure	12
2. Propriétés chimiques	13
a. Complexe argilo-humique (CAH)	13
b. Capacité d'Échange Cationique (CEC).....	14
c. Taux de saturation en cations basiques	15
d. pH.....	15
e. Capacité tampon d'un sol	16
f. Matières organiques	16
VI. Fonctions du sol	17
VII. Fertilité du sol.....	18
VIII. Concept de qualité des sols	19

IX.	Méthodes de traitement des sols.....	20
1.	Aperçu géostatistique	20
2.	Interpolation spatiale	21
3.	Analyse multicritère	22
4.	Analyse statistique multivariée	25
5.	Analyse de la pollution métallique des sols	25
CAPITRE II : ASPECT GÉNÉRAL DE LA ZONE D'ÉTUDE		29
I.	Introduction	29
II.	Contexte géographique.....	29
III.	Aspect géomorphologique.....	30
IV.	Cadre géologique.....	31
V.	Cadre climatique	34
1.	Pluviométrie	34
2.	Température	35
3.	Vent	36
VI.	Caractéristiques hydrologiques et hydrogéologiques.....	36
1.	Eaux de surface	37
2.	Eaux souterraines	37
VII.	Population et activité socio-économique.....	39
VIII.	Données pédologiques de la plaine de Tadla	40
1.	Classification de Sols de la plaine de Tadla	41
2.	Classification des sols du périmètre des Béni Amir.....	41
a.	Sols isohumiques	42
b.	Sols calcimagnésiques	42
c.	Sols fersiallitiques	43
d.	Sols hydromorphes.....	43
e.	Sols peu évolués (sols complexes).....	44
3.	Roches-mères des sols.....	46
4.	Agriculture	46
CHAPITRE III : CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES SOLS AGRICOLAS DE BENI AMIR		49
I.	Introduction	49
II.	Matériels et Méthodes	49
1.	Choix et description des stations d'étude	49
2.	Types d'échantillons	49

3.	Mode de prélèvement des échantillons	49
4.	Échantillonnage	51
5.	Préparation des échantillons	52
6.	Dosages et mesures au laboratoire	53
a.	Détermination du pH (Norme AFNOR NF X31-103)	53
b.	Détermination de la conductivité électrique du sol (Norme AFNOR NF X 31-113)	54
c.	Détermination de la matière organique totale et des carbonates	56
d.	Analyse granulométrique (AFNOR NF X31-107)	57
e.	Analyse de la capacité d'échange cationique (CEC) (AFNOR NF X 31-130)	59
f.	Analyse des cations échangeables (Na_2O , CaO , K_2O , MgO) (AFNOR NF X31-108)	59
g.	Analyse de l'Azote, Nitrates et Ammonium	60
h.	Phosphore assimilable	60
7.	Traitement géostatistique des données	60
a.	Comparaison des différentes méthodes d'estimation	60
b.	Validation croisée des traitements statistiques des résultats de l'analyse de la matière organique (MO)	63
8.	Traitements statistiques des données de sol	66
III.	Présentation des résultats	66
1.	Paramètres physico-chimiques	66
a.	pH du sol	66
b.	Texture du sol	68
c.	Teneur en carbonates CaCO_3	71
d.	Conductivité électrique du sol	73
e.	Capacité d'échange cationique (CEC)	76
2.	Évolution des Cations échangeables dans le sol	78
a.	Calcium (Ca^{2+})	79
b.	Magnésium (Mg^{2+})	81
c.	Potassium (K^{+})	82
d.	Sodium Na^{+}	84
3.	Saturation en bases des sols	85
4.	Fertilité des sols	88
a.	Matière organique des sols	89
b.	Azote	92

c.	Rapport Carbone/Azote (C/N)	95
d.	Phosphore assimilable (P ₂ O ₅)	96
5.	Traitement statistique des résultats	97
a.	Analyse en composante principale (ACP)	97
6.	Évaluation de la qualité des sols de Beni Amir.....	99
a.	Méthode Analyse multicritère hiérarchique (Analytical Hierarchy Process (AHP)).....	99
b.	Vérification de la cohérence des données de AHP	100
7.	Variation des paramètres en fonction de la Texture.....	107
IV.	Conclusion.....	109
CHAPITRE IV : ÉVALUATION DE LA POLLUTION MÉTALLIQUE DES SOLS AGRICOLES DU PÉRIMÈTRE DE BÉNI AMIR		110
I.	Introduction	110
II.	Sources des métaux lourds	111
III.	Définition des métaux lourds	111
IV.	Comportement des métaux lourds dans le sol.....	112
1.	Spéciation.....	112
2.	Mobilité	112
3.	Biodisponibilité	113
V.	Origine de la contamination des sols par les métaux lourds	113
1.	Origine naturelle.....	114
2.	Origine anthropique.....	114
VI.	Effet des propriétés physico-chimiques sur le comportement des métaux lourds dans les sols agricoles	115
1.	pH.....	116
2.	Potentiel d'oxydo-réduction (Eh)	117
3.	Matière organique	117
4.	Capacité d'échange cationique (CEC)	118
5.	Carbonates	118
6.	Processus de transfert des métaux lourds.....	119
7.	Quantification de la pollution du sol.....	119
VII.	Matériel et méthodes	119
1.	Choix et description des stations d'étude.....	119
2.	Mesures et dosages.....	120
3.	Estimation du fond pédo-géochimique naturel local.....	120
VIII.	Résultats	121

1.	Distribution spatiale	121
2.	Distribution des métaux lourds en fonction de la profondeur	124
3.	Traitements statistiques	126
a.	Analyse en Composante Principale (ACP)	126
b.	Test de corrélation de Pearson	129
4.	Évaluation de la qualité des sols agricoles de Beni Amir par les indices de pollution	129
a.	Indice de géo-accumulation (Igeo)	130
b.	Facteur d'enrichissement (FE).....	130
c.	Indice de pollution de Nemerow (IP _N).....	131
a.	Facteur de contamination (FC)	132
b.	Indice de charge de pollution (IPL)	133
c.	Degré de contamination (DC).....	133
d.	Indice de risque écologique potentiel (RI).....	134
5.	Estimation de l'état de dégradation des sols par la susceptibilité magnétique (SM)	135
IX.	Discussion	141
X.	Conclusion.....	143
CHAPITRE V : LES PRINCIPALES FORMES DE DÉGRADATION DES SOLS IRRIGUÉS DE BENI AMIR		
I.	Introduction	145
II.	Salinitisation des sols de la plaine de Tadla	146
III.	Salinitisation et Sodification des sols de Beni Amir	147
1.	Gestion de la salinité	150
IV.	Pollution nitrique des sols de Beni Amir	153
2.	Lessivage de l'azote vers la nappe	156
3.	Impact du pH sur le cycle de l'azote (Solution pour arrêter le lessivage du nitrate)	156
V.	Conclusion.....	157
Conclusion générale et perspectives		158
Références bibliographiques		160

Liste des figures

Figure 1: Méthodologie générale adoptée dans cette étude	3
Figure 2: Représentation schématisque de l'évolution d'un sol	6
Figure 3: Représentation schématisque d'un profil du sol (https://clercsvt.jimdofree.com/).	6
Figure 4: Schéma de l'évolution de la matière organique dans le sol (Duchaufour, 2001).	8
Figure 5: Schéma de la composition (en volume) d'un sol. Les flèches représentent les échanges entre les 2 phases (Hillel, 2004a; Blum et al., 2018).	10
Figure 6: Triangle de texture proposé par l'USDA en 1975 (IUSS Working Group WRB, 2006) d'après Panagos et al., 2012.	11
Figure 7: Organisation hiérarchique des différentes particules organiques et minérales du sol en agrégats, et leur stabilité relative (Whalen et Sampedro, 2010).	13
Figure 8: Formation du Complexe argilo-humique et de la Capacité d'échange cationique (Source : Wiki.laboratoirelca.com).	14
Figure 9: Sol et ses fonctions (INRA, 2009 dans Aubert, 2012).	18
Figure 10: Procédure suivie pour appliquer la méthode AHP (Ennaji, 2018).	24
Figure 11: Situation géographique de la zone d'étude.	30
Figure 12: limites géomorphologique de la région Béni Mellal-Khénifra.	31
Figure 13: Géologie de la plaine du Tadla (Carte géologique du Rabat 1/500 000).	33
Figure 14: Coupe géologique du bassin de Tadla, esquisse de la carte géologique au 1/500000 (MEM, 1978).	34
Figure 15: Répartition annuelle de 2000 à 2014 des précipitations et de la température de la station météorologique de Beni-Mellal (ABHOER, 2014).	35
Figure 16: Répartition des précipitations et de la température en 2014/ 2015 de la station météorologique de Beni-Mellal (ABHOER, 2014).	36
Figure 17: Réseau hydrographique de la plaine de Tadla.	39
Figure 18: Répartition de la population en 2014 selon les provinces (RGPH, 2014).	40
Figure 19: Type de sol du périmètre des Béni Amir.	46
Figure 20: Évolution du rendement de la culture de l'oignon et de tomate dans la plaine de Tadla (ORMVAT, 2015).	47
Figure 21: Évolution du rendement de la culture d'agrumicole dans la plaine de Tadla (ORMVAT, 2015).	48
Figure 22: Prélèvement des échantillons de sols dans le périmètre de Beni Amir.	51
Figure 23: Localisation spatiale des points échantillons dans la zone d'étude.	52
Figure 24: Opération de quartage des échantillons.	53
Figure 25: mode opératoire pour mesurer le pH du sol.	54
Figure 26: préparation de la pâte saturée.	56
Figure 27: Analyse granulométrique par la pépète de ROBINSON.	59
Figure 28: Dosage par spectrométrie d'émission atomique par plasma induit (ICP).	60
Figure 29: schéma général montrant les étapes de la démarche suivie pour le traitement géostatistique des données.	62
Figure 30: Comparaison des cinq méthodes d'interpolation par validation croisée (affichage des statistiques d'erreur et la carte de distribution de la MO).	64

Figure 31: Superposition des corrélations entre les valeurs estimées obtenues par l'interpolation et les valeurs mesurées, pour les méthodes IDW, RBF, GPI, PLI et le OK.....	65
Figure 32: Superposition des corrélations entre les valeurs des erreurs commises lors de l'interpolation et les valeurs mesurées, pour les méthodes IDW, RBF, GPI, PLI et le OK.....	65
Figure 33: évolution du pH des sols de Béni Amir.	67
Figure 34: Variation verticale du pH_{H_2O} de sols de Béni Amir.	68
Figure 35: Distribution spatiale du pH_{H_2O} des sols de Beni Amir.	68
Figure 36: Texture de sols de Beni Amir.	69
Figure 37: Distribution spatiale de la fraction argileuse des sols de Beni Amir.	70
Figure 38: Distribution spatiale de limon des sols de Beni Amir.	70
Figure 39: Distribution spatiale du sable des sols de Beni Amir.	71
Figure 40: Variation spatiale des carbonates de sols de Béni Amir.	71
Figure 41: Variation verticale des carbonates de sols de Béni Amir.	72
Figure 42: Distribution spatiale du carbonate de calcium ($CaCO_3$) des sols de Beni Amir.....	72
Figure 43: Variation latérale de la conductivité électrique du sol de Beni Amir.	75
Figure 44: Variation verticale de la conductivité électrique $CE_{1:5}$ du sol de Beni Amir.	75
Figure 45: distribution spatiale de la CE de l'extrait de la pâte saturée des sols de Beni Amir.	76
Figure 46: Variation latérale de la capacité d'échange cationique de sols de Beni Amir.	77
Figure 47: Variation verticale de la capacité d'échange cationique de sols de Beni Amir.	77
Figure 48: Carte de distribution de la CEC des sols de Beni Amir.	78
Figure 49: Variation latérale du calcium de sols de Beni Amir.	80
Figure 50: Distribution spatiale du calcium des sols de Beni Amir.	80
Figure 51: Variation latérale du magnésium de sols de Beni Amir.	81
Figure 52: Distribution spatiale du magnésium des sols de Beni Amir.	82
Figure 53: Variation latérale du potassium de sols de Beni Amir.	83
Figure 54: Distribution spatiale du potassium des sols de Beni Amir.	83
Figure 55: Variation latérale du sodium de sols de Béni Amir.	84
Figure 56: Distribution spatiale du sodium des sols de Beni Amir.	85
Figure 57: Variation spatiale du taux de saturation en base des sols de Beni Amir.	87
Figure 58: Variation latérale de la matière organique (MO) et du carbone organique (CO) de sols de Beni Amir.	89
Figure 59: Variation verticale de la matière organique (MO) de sols de Beni Amir.	90
Figure 60: distribution spatiale de la matière organique des sols de Beni Amir.	91
Figure 61: Évolution par classe de la matière organique des sols de Beni Amir.	92
Figure 62: distribution spatiale de l'azote (N), de l'azote ammonium ($N-NH_4^+$), de nitrate ($N-NO_3^-$) et de rapport C/N des sols de Beni Amir.	94
Figure 63: Variation latérale du rapport C/N de sols de Béni Amir.	95
Figure 64: teneurs de P_2O_5 des sols étudiés du périmètre de Beni Amir.	96
Figure 65 : Distribution des variables étudiées et la matrice des composantes après rotation.	99
Figure 66.a: Classes des critères choisis dans cette étude pour évaluer la qualité de nos sols pour l'agriculture.	104
Figure 66.b: Classes des critères choisis dans cette étude pour évaluer la qualité des sols. ..	105

Figure 67: Carte de l'aptitude des sols à l'agriculture intensive.	106
Figure 68: Variation des paramètres physico-chimiques en fonction des trois types de textures de sols étudiés.....	108
Figure 69: Interactions entre les métaux lourds et les constituants du sol (Galvez-Cloutier, 1995).....	114
Figure 70: Origine des métaux lourds dans le sol (Bourrelrier et Berthelin, 1998).	115
Figure 71: Fraction de métaux adsorbés (cations et anions) sur une surface d'hydroxyde de fer (III) en fonction du pH (Sigg et al., 2001).	116
Figure 72: Variations des teneurs en métaux lourds étudiés dans les sols agricoles du périmètre de Beni Amir, comparées aux valeurs obtenues du fond pédo -géo chimique de la zone d'étude.	122
Figure 73: Distributions spatiales des métaux lourds étudiés (Pb, Cd, Zn, Cr, Cu, Fe) dans les sols agricoles de Beni Amir.	124
Figure 74: Évolution verticale des métaux lourds le long des profils pédologiques.....	126
Figure 75: Indice de géo-accumulation (Igeo) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.	130
Figure 76: Facteur d'enrichissement (FE) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.	131
Figure 77: Indice de pollution de Nemerow (IP_N) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.	132
Figure 78: Facteur contamination (FC) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir. ..	132
Figure 79: Indice de charge de pollution (IPL) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.	133
Figure 80: Degré de contamination (DC) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.	134
Figure 81: Indice de risque écologique potentiel (RI) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.	134
Figure 82: Valeurs de la susceptibilité magnétique à haute (χ_{hf}) et à basse fréquence (χ_{lf}) mesurées dans les sols de Beni Amir.	138
Figure 83: Relation entre la susceptibilité magnétique à haute (χ_{hf}) et à basse fréquence (χ_{lf}) des sols de Beni Amir.....	138
Figure 84: Variation de χ_{bf} - χ_{hf} en fonction de χ_{bf} des sols de Beni Amir.	139
Figure 85: Diagramme de diffusion schématique montrant les positions typiques des échantillons des sols étudiés de Beni Amir. SP: superparamagnétique, MD: grains magnétiques multi-domaines, SSD: stable single domain (grains monodomaines).	140
Figure 86: Comparaison de la salinité moyenne du sol de Beni Amir pendant les années 2007, 2008 et 2015.	149
Figure 87: Répartition par classe de la salinité du sol de Beni Amir en 2008 et 2015.	150
Figure 88: Relation entre ESP et SAR des sols de Beni Amir.	152
Figure 89: Bilan ionique de l'extrait de la pâte saturée de sol en 2008 et 2015.	153
Figure 90: Schéma simplifié du cycle de l'azote dans l'environnement (Neitsch et al., 2000).	154

Liste des tableaux

Tableau 1: Dimension et propriété des éléments minéraux composants le sol (Hénin, 1976). .	9
Tableau 2 : Classes de pH du sol (USDA, 2017).	16
Tableau 3 : Proposition d'indicateurs physiques et chimiques du sol et leurs valeurs écologiques (d'après Doran et Safley, 1997; Karlen <i>et al.</i> , 1997; Doran et Zeiss, 2000).	20
Tableau 4 : Échelle pour la pondération des facteurs par paires proposée par Saaty (1980)...	23
Tableau 5 : Matrice de comparaison des critères (Saaty, 1990).....	23
Tableau 6 : Indice Aléatoire en fonction du nombre de critères (Saaty, 1980).....	23
Tableau 7 : Classes des indices de pollution Igeo (Muller, 1969), EF (Sutherland, 2000) , CF (Hakanson , 1980) et PI _N (Nemerow,1985).	27
Tableau 8 : Coefficient de réponse à la toxicité de chaque élément (Hakanson, 1980).....	28
Tableau 9 : Classes des indices de pollution DC, Er et RI (Hakanson, 1980).	28
Tableau 10: Classes conventionnelles de la granulométrie d'après le ministre de l'Agriculture et de la Réforme agraire du Maroc, SCET-Maroc (1984).....	57
Tableau 11: temps et profondeur des prélèvements dans une suspension de sol pour l'analyse granulométrique (Température de la de la suspension: 22 °C).	58
Tableau 12: Valeurs de pH du sol étudiés de Beni Amir.	67
Tableau 13 : Fraction granulométrique des sols de Beni Amir.....	69
Tableau 14: effets des différents niveaux de salinité des sols cultivés sur les plantes (d'après Ontario Field Crop Recommendations OMAFRA, 1996).	74
Tableau 15 : Échelle de la salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait 1/5 (Aubert, 1978).	74
Tableau 16: Normes de la CEC en fonction du type de sol (Doucet, 2006).	77
Tableau 17: Cations échangeables dans les sols de Béni Amir.....	79
Tableau 18 : Valeurs seuil de référence des cations échangeables (Howeler, 1996, 2001; Giroux et Audesse, 2004 dans Doucet, 2006).	79
Tableau 19 : Valeurs seuil de référence de taux de saturation en bases échangeables sur le complexe adsorbant des sols (Doucet, 2006).	86
Tableau 20 : Rapports d'équilibre entre les cations échangeables des sols deb Beni Amir.....	87
Tableau 21 : Classes des équilibres entre les cations (Doucet, 2006).	88
Tableau 22: Limites de la matière organique selon la texture du sol.	90
Tableau 23 : Classification de la fertilité des sols à partir du pH et de la teneur en azote total (Dabin, 1970).	93
Tableau 24 : Répartition des classes de nitrate des sols agricole du périmètre de Beni Amir selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008).....	93
Tableau 25 : Classement des sols en fonction de leurs rapports C/N (LCA, 2008).	96
Tableau 26 : Répartition des classes de phosphore assimilable (P ₂ O ₅) des sols agricoles selon les normes de Delaunois (2008).	97
Tableau 27 : Matrice de corrélation Pearson (n), des paramètres physico-chimiques des sols de Beni Amir.	97
Tableau 28 : Contributions aux composantes principales significatives des paramètres physico-chimiques des sols étudiés de Béni Amir.	98

Tableau 29: Rangs attribués au critère.	100
Tableau. 30 : Matrice de comparaison par paires.....	101
Tableau 31 : Pondérations détaillées des indicateurs et des sous-indicateurs obtenus par l’AHP pour les sols de Beni Amir (en gras).	102
Tableau 32: Limites admissibles pour l'accumulation des métaux dans les sols agricoles de divers pays (mg.kg-1).....	119
Tableau 33 : Valeurs du fond pédo-géochimique naturel local de la plaine de Tadla (cette étude).	121
Tableau 34 : Concentrations de métaux lourds analysés dans les sols agricoles (n = 65) du périmètre de Beni-Amir.	121
Tableau 35 : Contributions, après rotation, aux composantes principales significatives de 7 paramètres physico-chimiques (CEC, CO, Carbonate, Ph, Sable, Argile et Limon) et 6 métaux (Cr, Cu, Cd, Zn, Pb et Fe) des sols étudiés de Béni Amir.....	128
Tableau 36 : Matrice de corrélation Pearson (n), des métaux lourds étudiés et quelques paramètres physico-chimiques des sols de Beni Amir.....	129
Tableau 37 : Valeurs des indices de pollution Igeo et FE calculés pour les sols agricoles de la région de Beni Amir.	131
Tableau 38 : Indice de Nemerow pour six métaux des sols de Béni Amir.	132
Tableau 39 : Valeurs des indices de pollution FC, PLI, DC, Er et RI calculés pour les sols agricoles de la région de Beni Amir.....	135
Tableau 40 : Valeurs de la susceptibilité magnétique mesurées pour les sols de Beni Amir.	137
Tableau 41: Classe de la susceptibilité à fréquence dépendante χ_{fd} (%) (Dearing, 1999). ...	139
Tableau 42 : Classification des sols salés (adapté de USDA Salinity Laboratory, 1954).....	148

Liste des abréviations

- ABHOER : Agence du Bassin Hydraulique de l'Oum Er-Rabiaa
- ACP : Analyse en Composantes Principales
- AFNOR : Association française de normalisation
- CE : Conductivité électrique
- CaCO_3 : carbonate de calcium
- MO : Matière Organique
- CO : Carbone Organique
- CEC : Capacité d'Échange Cationique
- CAH : Complexe Argilo Humique (
- ETM : Éléments Traces Métalliques
- NPK : Azote-Phosphore-Potassium
- OMS : Organisation Mondiale de la Santé.
- FAO : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
- ORMVAT : Office Régionale de la Mise en Valeur Agricole de Tadla
- N : Azote
- C/N : Carbone organique/ Azote
- PNUD : Programme des Nations Unies pour le développement
- N-NH_4^+ : Azote ammonium
- N-NO_3^- : Nitrate
- P_2O_5 : Phosphore Assimilable
- SAR : Ratio d'Adsorption du Sodium
- TS : Taux de Saturation
- ESP : Taux de sodium échangeable
- SIG : Système d'Information Géographique
- GPS : Global Positioning System
- IDW : Inverse Distance Weighting,
- AHP : Analytic Hierarchy Process
- SM : susceptibilité magnétique
- SP : grain superparamagnétiques
- MD : grains magnétiques multi-domaines

Introduction générale

Le sol est une ressource naturelle lentement renouvelable à l'échelle d'une génération humaine. Cette couche superficielle, organisée et d'épaisseur variable, couvrant les substrats est indispensables pour la vie, et est très sensible aux activités humaines et se transforme très vite, se dégrade rapidement, dès que les sociétés humaines interviennent sans précautions.

Au fur et à mesure que la population augmente, l'intensification agricole impose une pression accrue sur les terres irriguées et productives, notamment dans les régions arides et semi-arides. Dans ces régions, la surexploitation des ressources en eau de surface et souterraine est les causes principales de la salinité et de la dégradation des sols agricoles (Robert, 1996 ; Badraoui et Merzouk, 1994 ; Farhat, 1995).

Au Maroc, le sol est la ressource la moins connue par rapport aux autres ressources naturelles telles que l'eau, l'air, les mines et les forêts. La superficie totale du Maroc est d'environ 72 millions d'hectares. Mais, seuls 8,5 millions sont cultivables et une grande partie de cette superficie est menacée par différents phénomènes de dégradation.

Le Tadla est parmi les plus anciens périmètres marocains, leur aménagement remonte aux années quarante (les premiers aménagements hydro - agricoles en 1936) (Préfol, 1986 ; Faouzi et Larabi, 2001 ; Ouzza, et Akdim, 2012). Cette région du Maroc central est devenue une zone agricole depuis sa mise en valeur par l'installation d'un réseau d'irrigation en 1936. Le développement de l'activité agricole intensive dans cette zone a pour effet direct sur l'accélération de l'intégration de la plaine dans l'économie nationale. Dans ce périmètre du Tadla, les facteurs de dégradation, les plus marqués, souvent évoqués aussi par les études antérieures, sont essentiellement liés au développement urbain et aux activités agro-industrielles. Ainsi, l'intensification de l'agriculture s'accompagne souvent d'une utilisation excessive des eaux d'irrigation couplée à un réseau de drainage défaillant et d'une utilisation incontrôlée et excessive de fertilisants minéraux, des engrais et des pesticides, entraînant une salinisation, une perte de matières organiques et une pollution nitrique et métallique des sols et des eaux souterraines (ORMVAT, 2014).

La salinisation est un problème majeur de la dégradation des terres agricoles au Maroc, Actuellement, la superficie des sols salés au Maroc est estimée à 350 000 ha dont la majeure partie est localisée dans le Tafilalet, Ouarzazate, Bahira, Tessaout Aval, Moulouya, Tadla, Doukkala et Gharb (Badraoui et al., 2000). Dans la plaine de Tadla et suite aux études faites par les administrations telles que l'ORMVAT, les sols salins couvrent une superficie

d'environ 19 330 ha soit 25 % de la plaine (79 050 ha), ainsi que les sols sodiques occupent une superficie de 12 340 ha soit 15 % de la superficie totale de Tadla (Bellouti et al., 2002 ; Badraoui et al., 2002).

La dégradation des sols est généralement un phénomène complexe, dans lequel peuvent intervenir plusieurs processus de dégradation. Malgré les recherches, les études, les campagnes d'information et de vulgarisation, les problèmes de mise en valeur s'accumulent et s'amplifient de jour en jour.

Méthodologie générale

La méthodologie globale de cette recherche est basée sur la synergie entre le système de positionnement mondial (GPS), le système d'information géographique (SIG), la géostatistique, les méthodes d'interpolation déterministes et les analyses au laboratoire pour la caractérisation des sols de Beni Amir (Figure 1). Pour atteindre nos objectifs, nous avons échantillonné 65 points répartis de façon presque régulière sur notre site d'étude et nous avons élaboré une approche méthodologique illustrée par l'organigramme de la figure. 1, que nous allons présenter sous cinq chapitres qui sont :

- **Chapitre I** : présente une synthèse bibliographique portant sur la nature et les propriétés des différents constituants des sols et il présente aussi les démarches de quelques méthodes utilisées pour le traitement des sols.
- **Chapitre II** : présente une analyse du contexte général de la région d'étude sous différents points de vue : situation géographique et géomorphologique, aperçu socio-économique, conditions climatologiques et la nature pédologique.
- **Chapitre III** : présente les méthodes et le matériel utilisés pour la caractérisation physico-chimique des échantillons prélevés, il expose aussi les résultats obtenus et leurs discussions.
- **Chapitre IV** : présente une analyse bibliographique et quelques définitions et notions scientifiques sur les métaux lourds. Il s'agit également de préciser leurs origines, leurs spéciations chimiques et les facteurs influençant leur mobilité. Il présente aussi le protocole utilisé pour quantifier les métaux lourds, les résultats obtenus et leurs discussions.
- **Chapitre V** : présente les principales sources de dégradation des sols de Beni Amir.

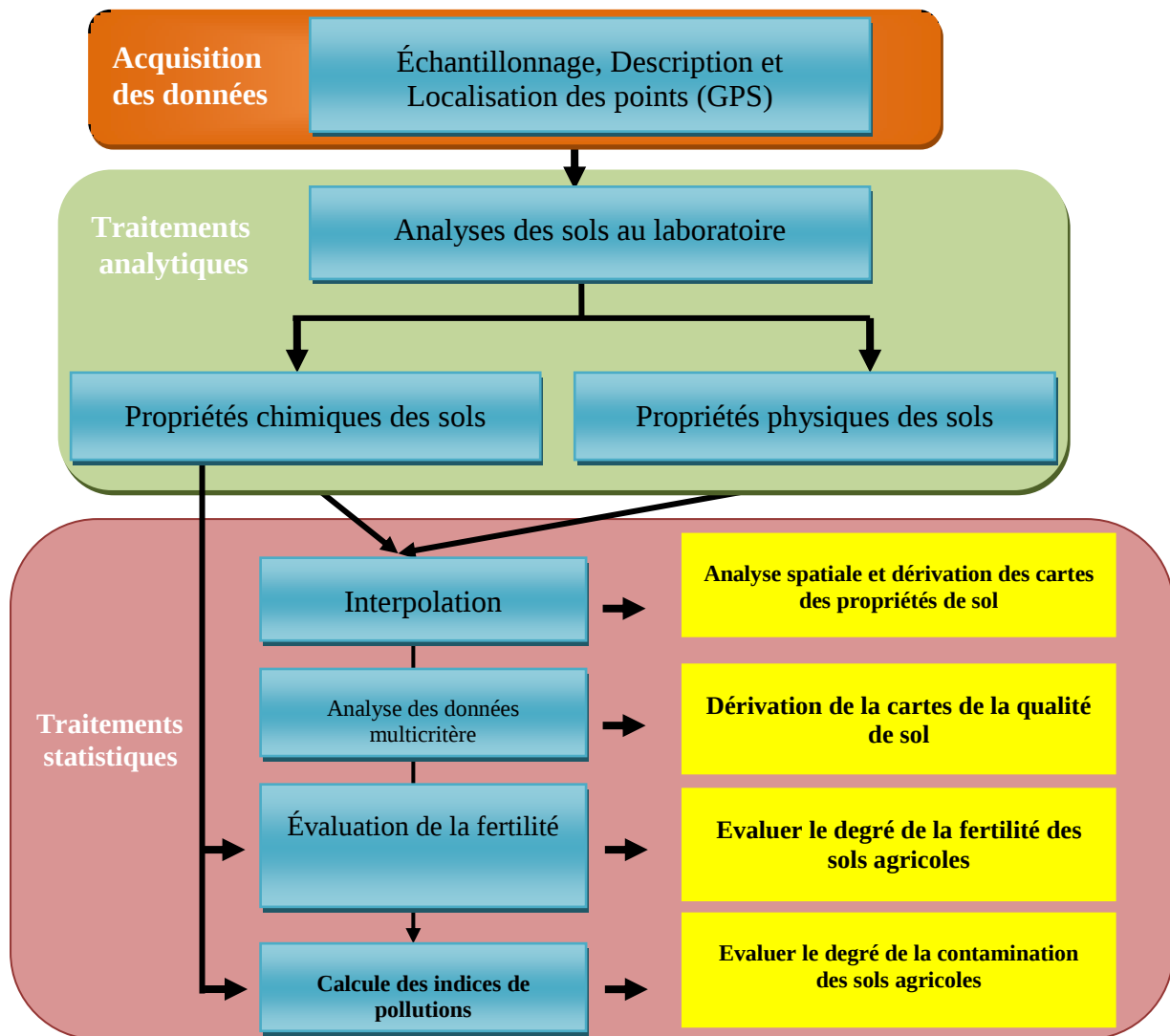


Figure 1 : Méthodologie générale adoptée dans cette étude

Objectifs

L'objectif principal de ce travail de thèse consiste en l'évaluation de la qualité des sols agricoles de périmètre du Beni Amir. Pour atteindre cet objectif principal, plusieurs actions ont été définies :

1. Déterminer la distribution latérale et verticale des paramètres physico-chimiques de ces sols à l'échelle du périmètre ;
2. Évaluer la salinité de ces sols par les résultats de la conductivité électrique.
3. Évaluer la pollution nitrique de ces sols
4. Déterminer la distribution latérale et verticale des métaux lourds dans ces sols en fonction des propriétés physico-chimiques des horizons et des constituants du sol.

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, il s'agit de présenter le sol et sa qualité dans le fonctionnement des écosystèmes terrestres. Cette synthèse bibliographique a été structurée en deux parties : la première porte sur le sol, ses constituants et ses propriétés physiques et chimiques, et la deuxième partie porte sur quelques méthodes utilisées pour la caractérisation des sols.

II. Définition du sol

Le sol peut s'agir, dans sa définition la plus commune, de ce que nous avons sous les pieds, au sens le plus large. Mais depuis Dokuchaev (1873 et 1875) (Boulaine, 1983) et la naissance de la pédologie (1883), de nombreuses définitions du mot sol ont été proposées ; par exemple : Demolon (1949) attire l'attention sur le fait que le sol est situé à la limite de l'atmosphère et de la lithosphère, et qu'il apparaît comme la résultante de l'une sur l'autre. Le sol est alors 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) a donné la définition suivante : « *Le sol est un volume qui s'étend depuis la surface de la Terre jusqu'à une profondeur marquée par l'apparition d'une roche dure ou meuble, peu altérée ou peu marquée par la pédogenèse. L'épaisseur du sol peut varier de quelques centimètres à quelques dizaines de mètres ou plus. Il constitue localement une partie de la couverture pédologique qui s'étend à l'ensemble de la surface de la Terre. Il comporte le plus souvent plusieurs horizons correspondant à une organisation des constituants organiques et/ou minéraux (la terre). Cette organisation est le résultat de la pédogenèse et de l'altération du matériau parental. Le sol est le lieu d'une intense activité biologique (racines, faune et microorganismes)* ».

Enfin, il existe aussi une approche fonctionnelle qui décrit le sol à partir des interactions entre ses différents constituants, qu'ils soient inertes (eau, air, minéraux...) ou qu'ils s'agissent d'êtres vivants végétaux ou animaux.

Chacune de ces définitions fournit des éléments pertinents. En guise de synthèse, dans ce paragraphe le sol désigne 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 (Baize et Jabiol, 1995; Lozet et Mathieu, 1998; USDA, 1951). Il présente la particularité de lier intimement l'organique et le minéral, ce qui lui confère des propriétés émergentes, dépassant la simple addition des propriétés géologiques et biologiques (Gobat et al., 2010).

III. 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 2) (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.

Plus précisément, le sol est décrit comme une superposition et une juxtaposition d'horizons. Un horizon est une « couche » de sol, c'est-à-dire un volume considéré comme homogène dont les dimensions horizontales sont de l'ordre de la dizaine de mètres jusqu'au km, et dont la dimension verticale est de l'ordre du cm jusqu'au mètre (Girard et al., 2005). Les horizons sont généralement visibles à l'œil nu sur des coupes transversales de sol, leurs caractéristiques physico-chimiques, morphologiques et biologiques peuvent varier fortement entre deux horizons voisins. La caractérisation d'un sol consiste le plus souvent à décrire et à définir les propriétés de ses horizons. On désigne les horizons par des symboles abrégés. Généralement, les pédologues utilisent la 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), dont les horizons C et R devraient être considérés non comme des « horizons pédologiques », mais comme des « couches », puisque leurs caractéristiques ne résultent pas de facteurs pédogénétiques. Ils figurent dans la liste des horizons principaux parce que ce sont des éléments importants du profil du sol (Figure 3) (FAO, 1967).

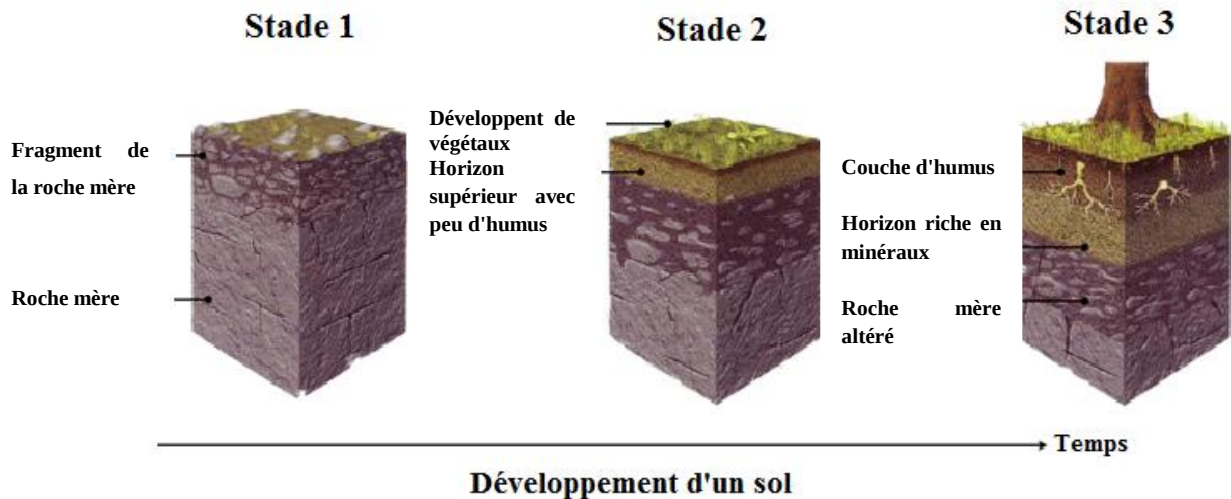


Figure 2 : Représentation schématique de l'évolution d'un sol (<https://clercsvt.jimdofree.com/>).

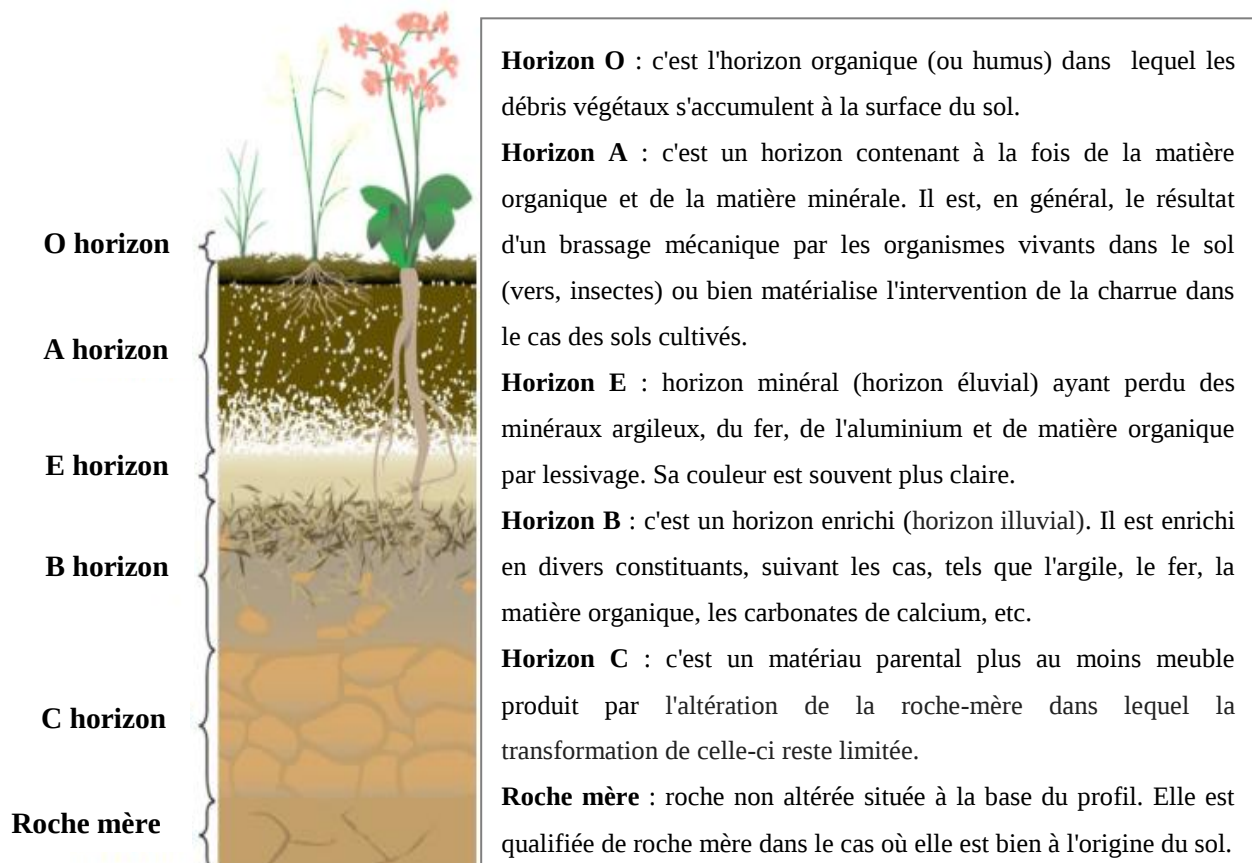


Figure 3 : Représentation schématique d'un profil du sol (<https://clercsvt.jimdofree.com/>).

IV. Composition du sol

Le sol est une entité parfaitement définie et complètement caractérisée sur les plans morphologique, hydrique, minéralogique et biologique. C'est un milieu hétérogène composé

de quatre constituants, dont les trois premières sont définies par les états de la matière (Robert, 1996) : phases solide, liquide et gazeuse. Le dernier constituant est lié à l'activité biologique (Calvet, 2000 ; Calvet, 2003a). Ces quatre constituants sont toujours en interaction entre eux 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 (45 %) et la fraction organique (7 %). 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.

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, alors que d'autres sont très riches en matière organique (MO), comme les tourbes. Ainsi que, les sols cultivés contiennent des pourcentages variables en MO (1 % et 20 %) et en fraction minérale (Sposito, 1989 ; Calvet, 2003a).

a. Fraction organique

C'est une fraction complexe et hétérogène, dont la matière organique (MO) est le terme global utilisé pour désigner l'ensemble des composés de nature organique d'un écosystème naturel. Elle forme des macromolécules naturelles ayant comme les argiles la capacité de rétention des éléments nutritifs. La fraction organique d'un sol est constituée à plus de 80 % de matière organique fraîche (non vivante) (Pankhurst et al., 1996, 1997), constituée de débris d'origine végétale (feuilles mortes, résidus de culture, exsudats) et animale (déjections, cadavres), mais aussi elle est constituée d'une fraction vivante (biomasse) constituée généralement par des bactéries, d'actinomycètes, des champignons de protozoaires, nématodes, insectes, vers de terre (Quénéa, 2004). La matière organique fraîche subit une décomposition microbienne qui libère des composés transitoires simples, le plus souvent solubles (comme sucres, acides aminés...). Ces composés transitoires peuvent alors

suivre deux voies de transformation (Figure 4) : **1) La minéralisation primaire** : les composés simples sont biodégradés et transformés, au cours du temps par des micro-organismes (bactéries et champignons), en composés minéraux solubles ou gazeux (Quénée, 2004). Cette transformation est d'autant plus rapide que le sol est biologiquement actif. Les produits de la transformation totale sont des cations, des anions et des molécules simples. **2) L'humification** : les composés simples sont réorganisés et polymérisés ce qui génère de nouvelles molécules plus complexes et plus stables portant le nom de substances humiques ou d'humus (Paul et Clark, 1996 ; Jobbagy et Jackson, 2000 ; Kabata-Pendias, 2001). L'humus se minéralise à son tour, mais beaucoup plus lentement que la matière organique fraîche : c'est la minéralisation secondaire (Duchaufour, 1984).

La MO constitue la source d'azote naturelle la plus importante pour les plantes, mais également la source principale d'énergie et d'éléments nutritifs (soluble et assimilable) pour les organismes du sol. Elle améliore les propriétés du sol, et aussi la qualité des eaux (comme un filtre) et l'air via les émissions de différents gaz tels que le dioxyde de carbone, le méthane, les composés organiques volatils ou les gaz azotés (ex. N_2O , NO , etc.).

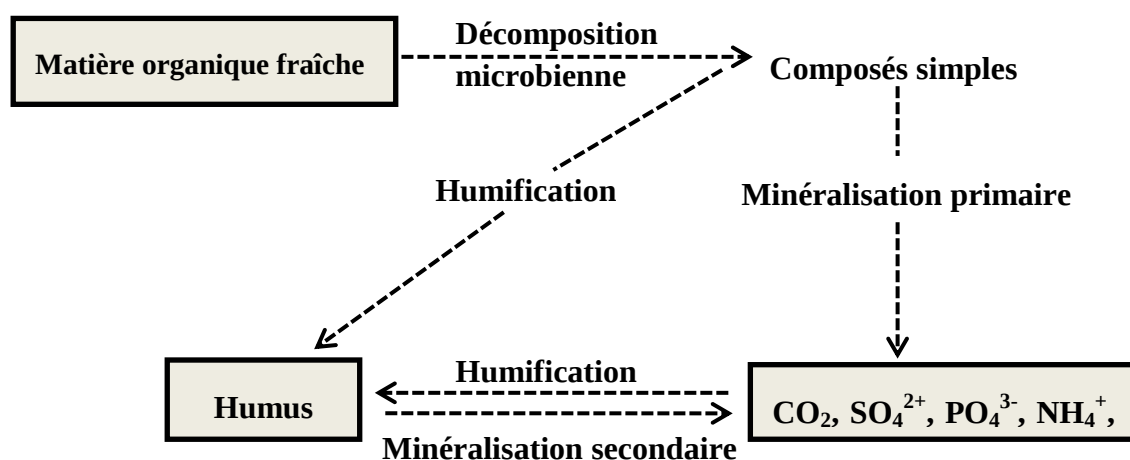


Figure 4 : Schéma de l'évolution de la matière organique dans le sol (Duchaufour, 2001).

b. Fraction inorganique

La fraction inorganique ou la fraction minérale est constituée d'un mélange de minéraux issus de l'altération physique et chimique de la roche mère. Ces minéraux sont de nature très diverse, et ils sont classés en fonction de leur granulométrie (Hénin, 1976 ; Tableau 1). Deux catégories de minéraux peuvent ainsi être rencontrées dans les sols : les minéraux primaires et les minéraux secondaires (Queneau, 2004).

- Les minéraux primaires proviennent directement de l'altération physique de la roche

mère. Ils sont désignés comme étant les minéraux hérités (Duchaufour, 1997). Il s'agit généralement de minéraux silicatés peu altérables, exemple le quartz ou certains feldspaths, mais ils peuvent aussi provenir de roches sédimentaires comme les carbonates de calcium (calcite) ou les carbonates double de calcium et de magnésium (dolomite).

- Les minéraux secondaires (tels que les argiles, les hydroxydes de fer et les ions), de petite taille, découlent de différents types de processus chimiques ayant modifié la composition du matériau d'origine. Ces différents processus peuvent être la dissolution, l'hydrolyse, l'oxydo-réduction, la précipitation, la complexation et la néoformation (Segalen, 1966 ; Duchaufour, 2001 ; Calvet, 2003a) :

Tableau 1 : 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

2. Phase liquide

La phase liquide du sol (solution du sol) se partage la porosité du sol avec la phase gazeuse. Elle est constituée d'eau dans laquelle sont dissous de nombreux composés provenant à la fois d'altération et de solubilisation de la phase solide (Sposito, 1989 ; Bourrié et Lelong, 1994 ; Calvet, 2003a ; Bruand et Coquet, 2005). Ces composés présents sous de multiples formes allant des ions monoatomiques aux particules colloïdales en passant par de nombreuses molécules. Leur concentration dans la solution du sol dépend de phénomènes de dissolution, de désorption, de précipitation et d'adsorption (Calvet, 2003a ; Gobat et al., 2010). La composition de cette solution est principalement liée à la nature du sol avec lequel elle est en contact et aussi avec la composition des eaux de pluie et de surface. D'autres apports sont liés aux activités microbiologiques qui modifient la composition de la phase liquide, ainsi que ceux liés aux activités agricoles (épandage de fertilisants ou traitements phytosanitaires). La phase liquide joue un rôle très important dans la chimie des sols

puisque'elle est le milieu le plus propice aux déplacements de matière et permet aux composés réactifs d'interagir avec leur environnement. Enfin, la solution du sol joue un rôle agronomique important puisque' elle est le siège des éléments nutritifs, qui sont les espèces présentes sous forme solubilisée, généralement désignées par les termes « assimilables » ou « biodisponibles » (Juste, 1988a ; Coïc et Coppenet, 1989 ; Fardeau, 2000).

3. Phase gazeuse

La phase gazeuse du sol est encore appelée l'atmosphère du sol, est constituée principalement de diazote (N_2) et de dioxygène (O_2) dans des proportions sensiblement identiques à celles de l'atmosphère (78 % N_2 et 21 % O_2). Elle est plus riche que l'air en certains composés du fait de l'activité biologique. Deux facteurs principaux influencent sa composition : (1) la profondeur, qui réduit les échanges avec l'atmosphère et (2) l'activité biologique, qui entraîne une consommation de dioxygène et un rejet de dioxyde de carbone par la respiration (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 sa porosité.

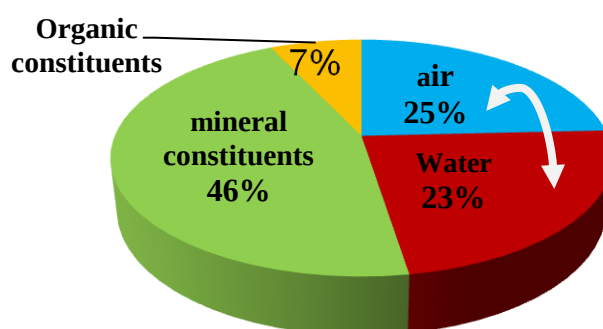


Figure 5 : Schéma de la composition (en volume) d'un sol. Les flèches représentent les échanges entre les 2 phases (Hillel, 2004a).

4. Fraction biologique du sol

La fraction biologique n'étant pas prise en compte dans ces travaux, sa composition et son influence sur le sol ne font ici l'objet que d'une présentation succincte. 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 : 1) les organismes vivants, également appelés la biomasse. Ils peuvent être d'origine végétale, animale ou microbienne ; et 2) la matière organique du sol.

V. Propriétés du sol

1. Propriétés physiques

a. 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 ($< 2\text{ mm}$) qui en fonction de leur granulométrie vont donner trois catégories, qui sont les argiles ($< 2\text{ }\mu\text{m}$), les limons ($2\text{-}50\text{ }\mu\text{m}$) et les sables ($50\text{-}2000\text{ }\mu\text{m}$); le pourcentage de chacun de ces composés minéraux détermine la texture du sol, leur répartition est habituellement représentée par un graphique ternaire ou triangle de texture (Baize, 2000; Ridremont et al., 2011). 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. Par exemple, un sol contenant 40 % d'argile, 30 % de limons et 30 % de sables sera considéré comme un sol argileux (Figure 6). 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).

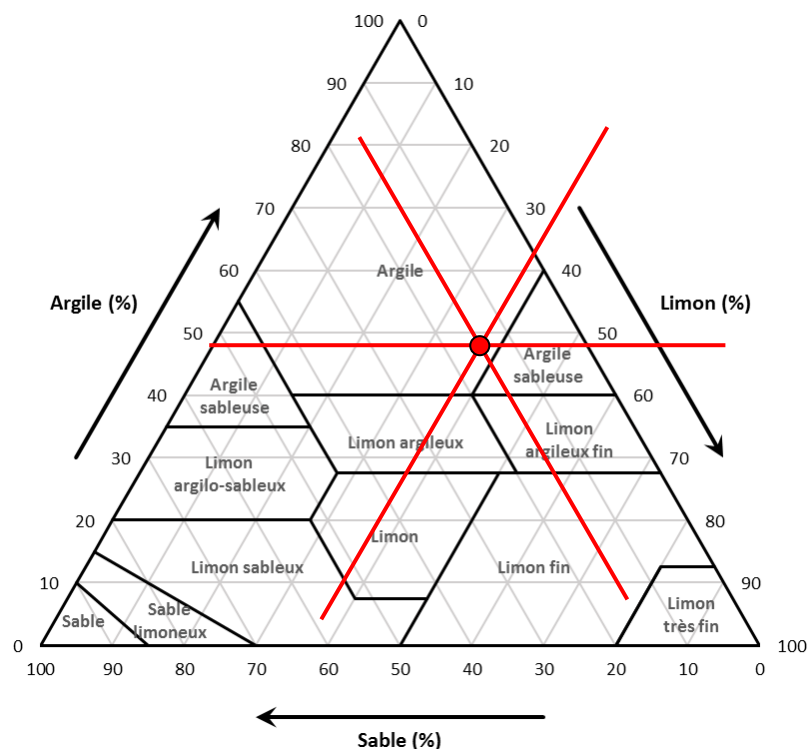


Figure 6 : Triangle de texture proposé par l'USDA en 1975 (IUSS Working Group WRB, 2006) d'après Panagos et al., 2012.

b. 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 (organique ou minérale) et forment des agrégats (Bronick et Lal, 2005). L'assemblage des agrégats suit une organisation structurale hiérarchique, dont les particules fines ($< 20 \mu\text{m}$) 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 $250 \mu\text{m}$). La réunion 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 7). Enfin, les micro et macroagrégats 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).

Selon Amézteka (1999), la structure du sol dépend de nombreux facteurs qui les a classifié en : (i) facteurs intrinsèques, liés à des caractéristiques primaires du sol telles que la texture, la minéralogie, la teneur en matières organiques, le pH, les oxydes etc. Ces facteurs représentent la variabilité d'ordre pédologique qui évolue lentement, (ii) facteurs extrinsèques, liés aux variables climatiques, biologiques, systèmes de culture, etc. Ils sont plus dynamiques à court terme.

En agriculture, la structure d'un sol est une caractéristique importante puisqu'elle impacte aussi la germination et le développement des plantes (Dürr et Aubertot, 2000) via sa capacité à retenir et transférer les fluides et les substances organiques et inorganiques, et sa capacité de servir la croissance et le développement des racines (Bronick et Lal, 2005 ; Jirků et al., 2013).

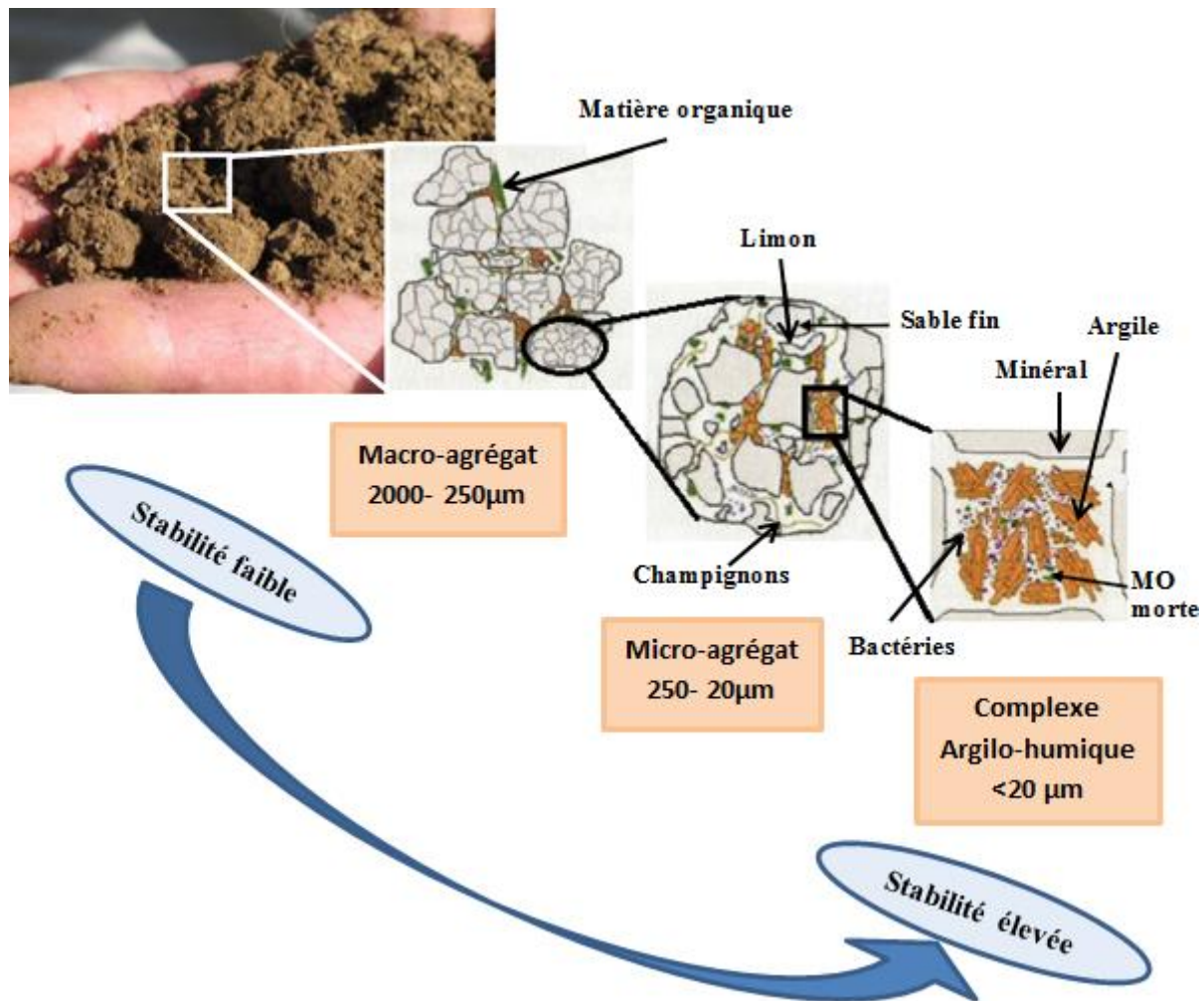


Figure 7 : Organisation hiérarchique des différentes particules organiques et minérales du sol en agrégats, et leur stabilité relative (Whalen et Sampedro, 2010).

2. Propriétés 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 :

a. 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 7). 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 (prélèvement par les racines des plantes), certains 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 minéralisation de carbone du sol et facilite son accumulation dans le sol (Campbell et al., 1999).

b. Capacité d'Échange Cationique (CEC)

La « Capacité d'Échange Cationique » (ou 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 (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) entre ces sites électronégatifs et la solution du sol (Figure 8). 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 méquivalent (me) par 100 g de sol sec.

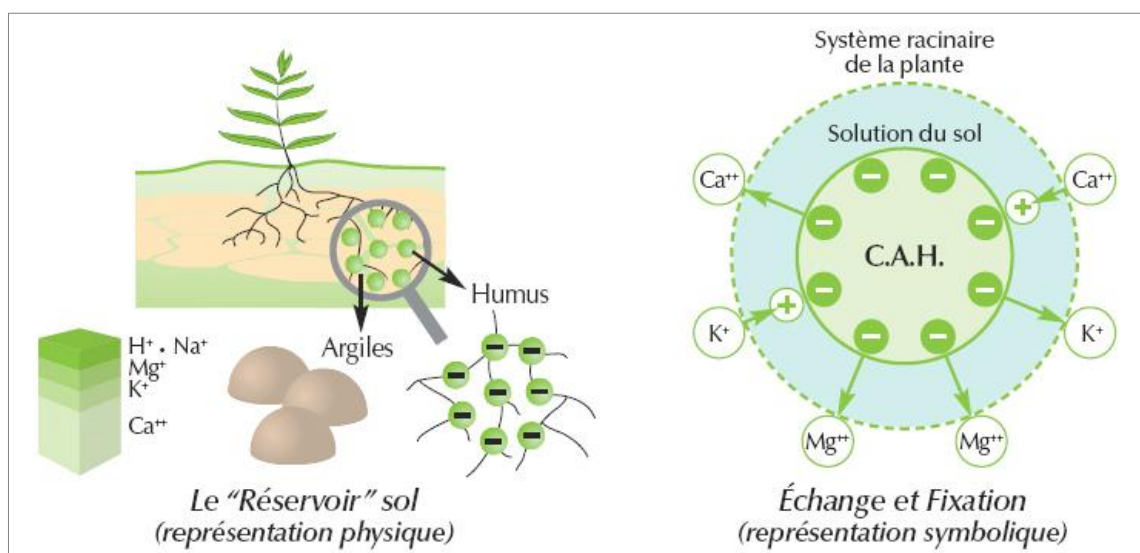


Figure 8 : Formation du Complexe argilo-humique et de la Capacité d'échange cationique (Source : Wiki.laboratoirelca.com).

c. 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 (le sol et ses constituants, 2020).

d. 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 ($\text{pH} < 3,5$) et les sols très fortement alcalins ($\text{pH} > 9$) sont rares (USDA, 2017 ; Tableau 2). Le pH varie en fonction de la teneur du sol en dioxyde de carbone, en sels minéraux et en matières organiques. Le pH du sol est considéré comme une variable maîtresse dans le sol car il affecte de nombreux processus chimiques. Il affecte spécifiquement la disponibilité des nutriments pour les plantes. Afin de permettre la croissance des plantes, un sol ne doit pas être trop acide ou trop basique. Une acidité ou une basicité trop élevée empêche l'absorption des éléments nutritifs contenus dans le sol par les végétaux. Une croissance végétale optimale est possible sur un sol dont le pH se situe entre 5,5 et 7,5 (USDA, 2017), mais certaines espèces végétales ont des exigences de croissance particulières. C'est le cas des conifères qui poussent davantage sur des sols plus acides ($4 < \text{pH} < 6$) (Morrow et al., 2015).

Tableau 2 : Classes de pH du sol (USDA, 2017).

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

e. 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 « 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 OH⁻. Les variations de pH, dans ce type de sol, seront donc moins importantes. De manière générale, les sols sableux (acides) neutralisent difficilement l'acidité, 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).

f. Matières organiques

La matière organique est connue comme agent agrégeant qui augmentant la cohésion entre les particules minérales par la formation de complexes organo-minéraux, soit directement en établissant des liaisons entre leurs charges positives et les charges négatives des argiles, ou par l'intermédiaire de cations notamment Fe³⁺ et Al³⁺ (Bonneau et Souchier,

1987). La partie vivante de la matière organique du sol participe aussi à la formation de la structure du sol, soit par la création d'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 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 limiter la compaction des sols (Stevenson, 1994 ; Arrouays et al, 2002).

VI. Fonctions du sol

Selon Kellogg (1938) « *Le sol est essentiel à la vie ; il ne pourrait y avoir de vie sans sol et de sol sans vie* ». C'est un système complexe, dont la dynamique dépend des interactions entre ces constituants et l'environnement (Lavelle et al., 2007). Il représente un véritable “ carrefour multifonctionnel ” (Lilia, 2004 ; Gobat et al., 2010) (Figure 9). Sa position d'interface avec les autres compartiments de l'environnement (atmosphère, biosphère, hydrosphère, géosphère) lui confère un rôle important dans la régulation des flux des grands cycles biogéochimiques (cycle de l'eau, cycle du carbone...) (Gobat et al., 2010). Il joue un rôle essentiel dans la résilience des écosystèmes (Seybold et al., 1999) et dans la productivité agricole (Lal et al., 2004). Il est à la base de l'alimentation des populations, et constitue la source essentielle d'éléments nutritifs indispensable au développement des plantes ; il maintient ainsi la température et le pH optimal pour les végétaux et la faune microbienne ; il joue aussi un rôle clé dans la protection des ressources en eau par leur capacité à filtrer ou à retenir les polluants (Lal et al., 2004). Et enfin, il joue un rôle socio-économique majeur, en constituant une ressource vitale pour les sociétés (Blum et al., 2006).

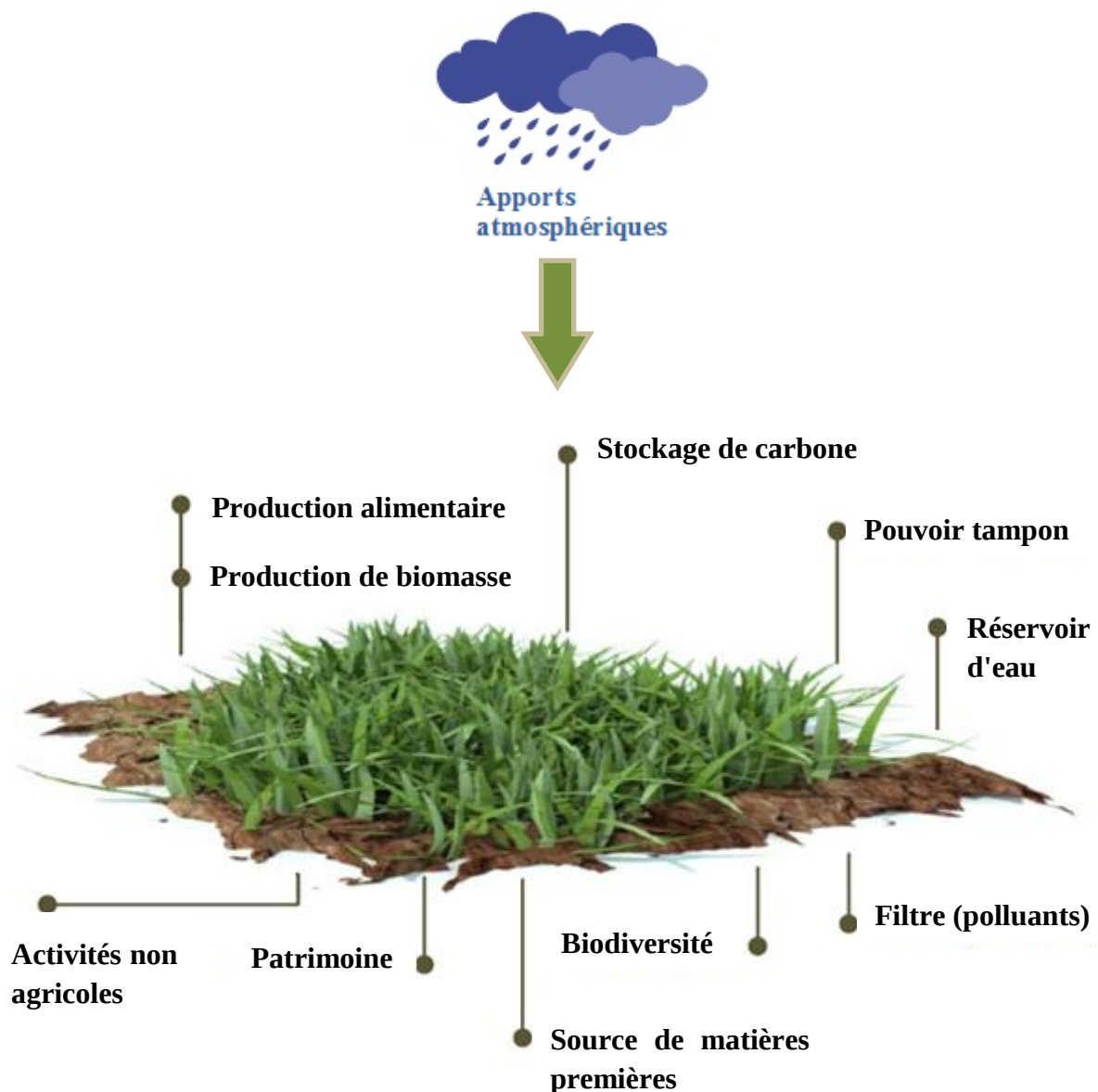


Figure 9 : Sol et ses fonctions (INRA, 2009 dans Aubert, 2012).

VII. Fertilité du sol

Les principaux paramètres qui régissent la fertilité d'un sol sont : le taux de la matière organique, la richesse minérale, sa structure et sa texture (Larson et al., 1992 ; Doran et al., 1994). Les propriétés acido-basiques du sol (pH) et sa capacité d'échange cationique (CEC) dépendent fortement des trois précédents paramètres et sont des indicateurs aussi pertinents à considérer dans l'appréciation de la fertilité d'un sol (Kintche, 2011). Enfin, le rendement des cultures traduit à la fois le niveau de fertilité du sol. Par exemple, lorsque l'agriculteur respecte le calendrier cultural, il améliore en général la production agricole (Angers et al., 1992). Le mil et le sorgho donnent de bons rendements en sols à fertilité médiocre

contrairement au maïs et au cotonnier qui sont fortement sensibles à la déficience minérale et hydrique du sol (de Rouw et al., 2004).

VIII. Concept de qualité des sols

Les préoccupations sur la qualité des sols ne sont pas récentes. Historiquement, elles sont assimilées à la gestion de la fertilité (Mazoyer et Roudart, 1997). La préservation des sols agricoles n'a cessé d'augmenter au cours des siècles. Au début des années 1930, un indice de productivité des terres est développé et permet aux agriculteurs de choisir des pratiques culturales qui garantissent une productivité maximum tout en minimisant l'érosion et les impacts environnementaux (Huddleston, 1984). Néanmoins, les réflexions communes sur une définition scientifique de la qualité des sols ne sont investies que depuis une dizaine d'années. Karlen et al. (1992) ont définis la qualité du sol comme « *l'aptitude du sol à servir de milieu naturel pour la croissance des plantes nécessaires à la vie des animaux et des hommes* ». Leur définition est basée sur le rôle de la qualité du sol dans le maintien de la productivité à long terme et dans la préservation de l'environnement. D'après Mausbach et Tugel (1997) le concept doit intégrer les composantes physiques, chimiques et biologiques du sol.

Par la suite il paraît utile de compléter le concept de qualité d'un sol par la notion de résilience. Seybold et al. (1999) ont définis la résilience comme la capacité d'un système en équilibre à retrouver un nouvel équilibre. La littérature montre une volonté des scientifiques européens d'associer le concept de qualité des sols à la notion plus précise de qualité environnementale des sols (Sims et al., 1997; Bouma, 1997). Holden et Firestone (1997) définissent la qualité dans une perspective environnementale comme étant « *Le degré dans lequel les propriétés physiques, chimiques et biologiques d'un sol servant à atténuer une pollution environnementale* ».

Quelle que soit la définition conceptuelle de la qualité des sols, il apparaît évident que cette qualité dépend de multiples facteurs. Il faut distinguer ceux intrinsèques aux sols (facteurs chimiques, physiques et biologiques), et ceux d'origines externes (climat). L'évaluation de la qualité des sols peut être réalisée par de simples observations ou des mesures qualitatives très complexes (Mausbach et Tugel, 1997). Les indicateurs de la qualité des sols sont des propriétés physiques, chimiques et biologiques (USDA, 1996). Le Tableau 3 montre une liste non exhaustive d'indicateurs physiques et chimiques du sol (Doran et Safley, 1997 ; Karlen et al., 1997; Doran et Zeiss, 2000).

Tableau 3 : Proposition d'indicateurs physiques et chimiques du sol et leurs valeurs écologiques (d'après Doran et Safley, 1997 ; Karlen et al., 1997; Doran et Zeiss, 2000).

Indicateurs de l'état du sol		Relations entre l'état du sol et sa fonction ; mesures prioritaires	Valeur écologiquement significative ; Comparaison pour l'évaluation
Physiques	Texture	Rétention et transport de l'eau et des éléments chimiques ; Modélisation de l'utilisation, de l'érosion et de la variabilité des sols	% sables, limons et argile ; Sites les moins érodés ou la position topographique
	Profondeur du sol, enracinement	Estimation de la productivité potentielle et de l'érosion ; Normalisation de la variabilité des paysages	cm ou m ; Sites non cultivés ou différentes localisations dans le paysage
	Infiltration et densité apparente (Da)	Potentiel de solubilité, de productivité et d'érosivité ; ajustement des mesures en bases volumétriques	min par 2,5 cm d'eau, Mg/cm ³ ; Position topographique
	Capacité de rétention	En relation avec les flux hydriques, le transport et l'érosivité; Eau utile, Da, texture, Mo	% (Mg/cm ³), cm d'eau disponible pour 30 cm ; Intensité des précipitations
Chimiques	Matière organique (C et N org. Totale)	Fertilité, stabilité du sol, érosion ; Utilisé dans le processus de modélisation et de normalisation des sites	kg C et N / ha 30 cm ; Sol non cultivé ou contrôle initial
	pH	Activités biologiques et chimiques ; Essentiel dans les processus de modélisation	Comparaison entre des limites max et min d'activités microbiennes et végétales
	Conductivité électrique	Activités microbiennes et végétales ; Essentiel dans les processus de modélisation	dS/m ; Comparaison entre des limites max et min d'activités microbiennes et végétales
	N, P et K extractibles	Nutriments phyto-disponibles et potentiels de perte d'azote ; Productivité et indicateurs de la qualité environnementale	kg / ha 30 cm ; Niveau de suffisance saisonnière pour la croissance des plantes

IX. Méthodes de traitement des sols

1. Aperçu géostatistique

La géostatique remonte aux travaux faits par Kolmogorov et Wiener sur la théorie des fonctions aléatoires entre 1930 et 1950. En 1955, Daniel Krige, un professeur de l'université du Witwatersrand en Afrique du Sud s'est mis à une approche statistique pour corriger les problèmes de biais conditionnel observés dans les mines. Entre 1960 et 1970, Georges Matheron (ingénieur français du corps des mines au centre de géostatistique de l'École des Mines de Paris à Fontainebleau), Matern (en foresterie) et Gandin (en météorologie) ont

développé les théories et les outils utilisés précédemment par Krige (1951). Matheron (1962) a développé une méthode d'estimation de "*krigeage*". Il a aussi été le premier à utiliser le terme « géostatistiques » pour désigner la modélisation statistique de données spatiales (Cressie, 1993 ; Stein, 1999).

Le couplage des techniques de modélisation spatiale à celles des SIG a beaucoup évolué ces dernières années, grâce aux progrès de l'informatique. D'une part, les logiciels de traitement géostatistique se sont enrichis d'outils simplifiés de représentation géographique, voire, plus récemment, de fonctions d'import/export pour communiquer avec des logiciels SIG ; d'autre part, les logiciels SIG ont intégré des outils de modélisation spatiale à travers des extensions spécialisées. Ainsi, les anciens modules tels que GRID d'Arc/ Info, commercialisés au début des années 1990, ont été remplacés par les applications de la gamme ArcGIS avec les extensions Spatial Analyst, 3D Analyst, plus récemment complétées par Geostatistical Analyst (GA) (Thomas, 2003). Cette extension propose une large gamme de fonctions de modélisation spatiale plus ou moins développées susceptibles de répondre aux besoins d'interpolation de valeurs à partir de données mesurées (Johnston et al., 2001). Les applications d'interpolation sont nombreuses (Drapeau, 2000). La sélection de l'une ou l'autre est logiquement conditionnée par la représentativité espérée des résultats que l'on recherche et des objectifs que l'on se fixe (Renard et Comby, 2006 ; Martin et al., 1989; Rogers, 2003).

2. Interpolation spatiale

L'interpolation est une procédure d'estimation de la valeur d'une variable dans un endroit déterminé à partir d'un jeu de données (x, y, z) distribuées aléatoirement. Deux approches de méthodes d'interpolation, l'une déterministe et l'autre probabiliste, sont envisageables et peuvent être adaptées au problème de cartographie des sols (El morjani, 2003): 1) Les méthodes déterministes, qui sont fondées sur des fonctions mathématiques qui expriment soit un facteur de pondération des valeurs d'entraînement (Inverse Distance Weighting, IDW), soit une surface de tendance (polynômes, splines) (Rogers, 2003). La méthode dite de « IDW » calcule, pour chaque point à estimer, la moyenne des valeurs expérimentales de ses voisins, en privilégiant les points les plus proches (Shepard, 1968). Les facteurs de pondération sont donc calculés proportionnellement à l'inverse de la distance : $(1/d)$. Les méthodes polynomiales constituent des surfaces polynomiales d'un ordre donné reliant les points d'entraînement (Akima, 1970). De la même manière, la méthode des réseaux radiaux de la fonction de base (Radial Basis Function, RBF) permet d'interpoler ou à partir de

données réparties aléatoirement (Poggio et al., 1989 ; Hwang et al., 1997 ; Hernandez, 1999 ; Mustawi et al., 1992 ; Zemouri et al., 2002b), et 2) Les méthodes probabilistes, qui sont fondées sur la modélisation de la structure spatiale à partir des données expérimentales; les paramètres de l'estimation dépendent de la variabilité spatiale (De Fouquet, 1994). Il existe toute une série des méthodes d'interpolation géostatistiques qui peuvent être réalisées en mode uni-varié (krigeage) (Matheron, 1962) ou multi-varié (co-krigeage) (Rogers, 2003). Ces méthodes sont applicables aussi bien aux variables qui indiquent une certaine homogénéité des caractéristiques dans l'espace (variables stationnaires) qu'aux variables dont la structure spatiale présente des tendances bien marquées dans certaines directions (variable non stationnaire) (Martin et al., 1989).

3. Analyse multicritère

Le recours à des analyses multicritères permet de prendre en compte de nombreuses variables afin d'aider à la prise de décision. Dans le contexte de la qualité de sol, ces analyses sont couramment couplées à l'utilisation d'un SIG pour améliorer la prise de décision multicritère spatiale. Dans la littérature, de nombreuses techniques multicritères ont été proposés, tels que la technique de compromis d'indifférence (Keeney et Raiffa, 1993) et le processus de la hiérarchie analytique (Analytic Hierarchy Process (AHP) ; Saaty, 1980).

AHP est une des méthodes de prise de décision complexe multicritères développée par Saaty en 1980. La méthode est basée sur la comparaison, deux par deux, des différentes caractéristiques (critères). Elle permet d'attribuer des poids aux différents critères en fonction de leur importance, à partir de la construction d'une matrice carrée (Tableau 4) et à partir d'une échelle proposée par Saaty en 1990 (Tableau 5).

Sa mise en œuvre s'est faite selon les étapes suivantes (Figure 10) :

- 1) Formulations hiérarchiques multicritères : toute analyse multicritère implique tout d'abord la spécification des critères qui influencent la prise de décision finale en une hiérarchie.
- 2) Représentation et modélisation des données : attribuer des poids aux différents critères en fonction de leur importance et tester la cohérence des données à travers l'indice de cohérence (IC) et le Ratio de Cohérence (RC) :

Le ratio de cohérence (RC) se calcule par l'équation suivante : **RC= IC / IA**

Avec (RC) ratio de cohérence, (IA) indice aléatoire et (IC) l'index de cohérence calculé par l'équation suivante :

$$IC = \lambda_{\max} - n / n - 1$$

Avec $\lambda_{\max}$: valeur propre maximale de chaque facteur dans le tableau de la matrice et n la taille de la matrice. D'après Saaty (1990), pour une bonne cohérence dans les comparaisons, il faut que la valeur de (RC) soit inférieure à 0.1 (10 %). Le nombre IA représente la moyenne des indices calculés à chaque réplication pour différente grandeur de matrice carrée. Saaty (1980) a élaboré une échelle des indices aléatoires IA selon plusieurs nombres des critères.

- 3) Analyse spatiale des différentes couches et cartographie décisionnelle : toutes les couches thématiques ont été intégrées les unes aux autres dans les SIG en utilisant la technique de superposition pondérée pour produire la carte finale.

Tableau 4 : Échelle pour la pondération des facteurs par paires proposée par Saaty (1980).

Degré d'importance	Définition
1	Importance égale des deux éléments.
3	Faible importance d'un élément par rapport à un autre.
5	Importance forte ou déterminante d'un élément par rapport à un autre.
7	Importance attestée d'un élément par rapport à un autre.
9	Importance absolue d'un élément par rapport à un autre.
2, 4, 6, 8	Valeurs intermédiaires entre deux appréciations voisines

Tableau 5 : Matrice de comparaison des critères (Saaty, 1990).

Critères	C_1	C_2	C_3	...	C_n	W_i
C_1	$1/\sum C_1$	$W_{21}/\sum C_2$	$W_{31}/\sum C_3$	...	$W_{n1}/\sum C_n$	$\sum C_{1/n}$
C_2	$W_{12}/\sum C_1$	$1/\sum C_2$	$W_{32}/\sum C_3$	...	$W_{n2}/\sum C_n$	$\sum C_{2/n}$
C_3	$W_{13}/\sum C_1$	$W_{23}/\sum C_2$	$1/\sum C_3$	...	$W_{n3}/\sum C_n$	$\sum C_{3/n}$
...	...	...	...	...	...	...
C_n	$W_{1n}/\sum C_1$	$W_{2n}/\sum C_2$	$W_{3n}/\sum C_3$	...	$1/\sum C_n$	$\sum C_{n/n}$

C : Critères, W : Poids et n : Nombre d'éléments comparés

Tableau 6 : Indice Aléatoire en fonction du nombre de critères (Saaty, 1980).

Nombres des critères	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Indice Aléatoire	0	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,51	1,48	1,56	1,57	1,59

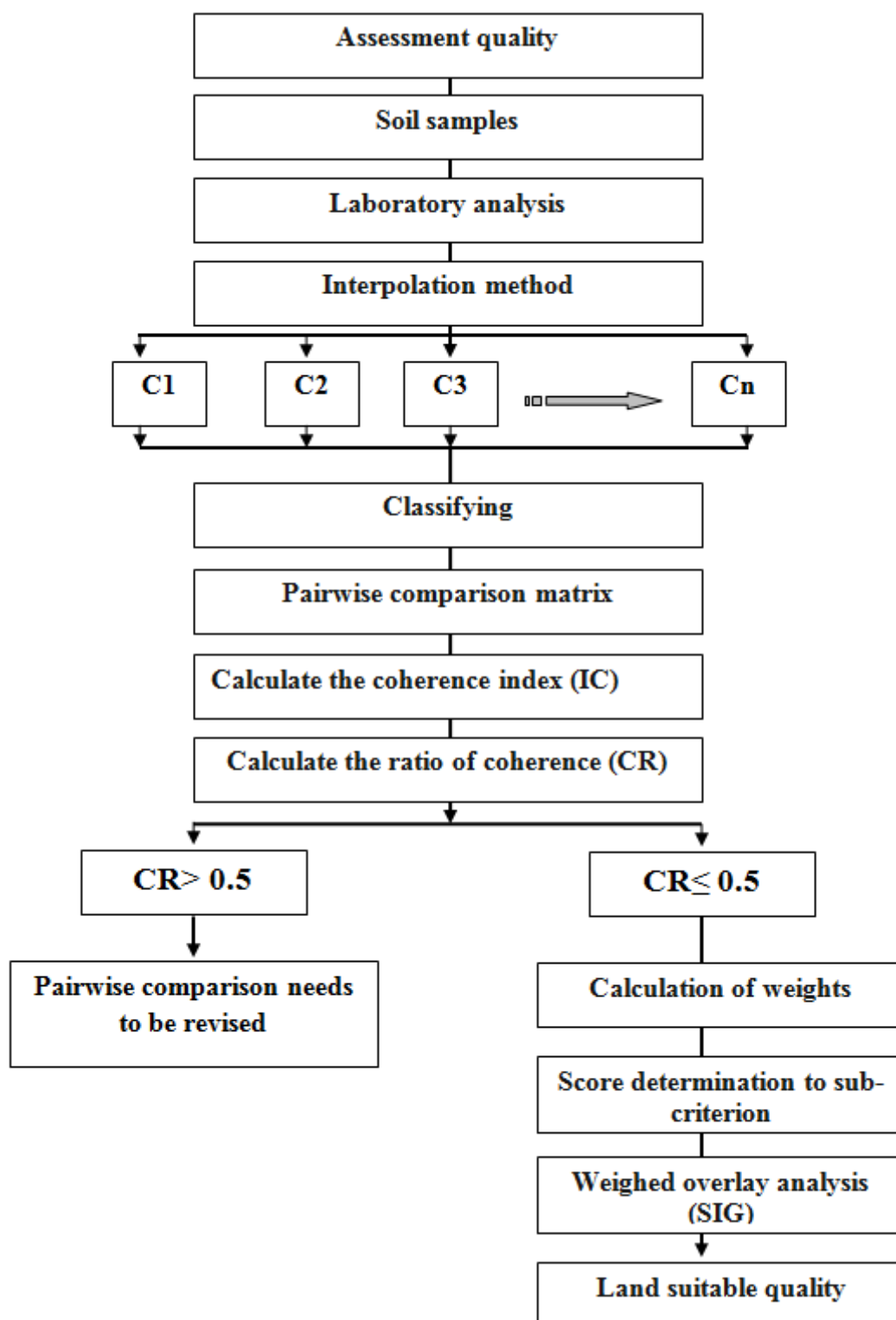


Figure 10 : Procédure suivie pour appliquer la méthode AHP (Ennaji, 2018).

4. Analyse statistique multivariée

L'analyse statistique multivariée constitue un ensemble de méthodes statistiques qui ont pour but de résumer les données issues de plusieurs variables en minimisant la déperdition de l'information. Ainsi, ces méthodes multivariées constituent un ensemble d'outils statistiques permettant aux utilisateurs de structurer, simplifier et classer les données issues de plusieurs variables. Il existe différents groupes de méthodes multivariées. Nous présentons ici, les méthodes factorielles (telles que l'analyse en composantes principales, et les méthodes de classification telles que la classification hiérarchique ascendante ou descendante, qui font partie des méthodes multivariées couramment utilisées (Daviet, 2009).

La classification hiérarchique ascendante (ou descendante) consiste à regrouper les individus selon leur ressemblance (ou dissemblance) (Zimina, 2000). Elles sont complémentaires avec les précédentes pour synthétiser et analyser les données et répondre plus particulièrement à l'objectif de caractériser les proximités entre individus et celles entre variables. L'analyse en composantes principales (ACP) est l'une des méthodes les plus employées. Elle est particulièrement adaptée aux variables quantitatives, continues, a priori corrélées entre elles. Une fois les données projetées dans différents plans, les proximités entre variables s'interprètent en termes de corrélations, tandis que les proximités entre individus s'interprètent en termes de similitudes globales des valeurs observées (Saporta, 1976).

5. Analyse de la pollution métallique des sols

La surveillance de la concentration de métaux lourds dans les sols agricoles est devenue très importante pour identifier la distribution spatiale et la source potentielle de métaux lourds. Plusieurs indices de pollution ont été appliqués pour évaluer la qualité des sols et estimer le degré d'enrichissement en métaux lourds dans les sols (Guan et al., 2014; Kowalska et al., 2016).

- **L'indice de géoaccumulation (I_{geo})** a été défini par Müller en 1969. Il a été largement utilisé pour estimer la contamination en métaux lourds dans les sols agricoles et urbains (Kowalska et al. 2016). Cet indice est calculé selon l'équation suivante :

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1.5 * B_n} \quad (1)$$

Avec, **C_n** est la concentration mesurée de l'élément dans l'échantillon de sol et **B_n** est la valeur du fond géochimique (background) dans le sol. La constante 1.5 nous permet

de minimiser l'effet des variations possibles du fond géochimique (background). Muller (1969) a défini une échelle de sept classes en fonction de l'intensité de la pollution (Tableau 7).

- **Le facteur d'enrichissement (FE) :** il a été calculé dans le sol pour évaluer le degré de pollution du sol, ainsi que l'impact possible des activités anthropiques sur les concentrations de métaux lourds dans le sol (Antisari et al., 2011). La méthode FE normalise la teneur en métaux lourds mesurée par rapport au fond géochimique (background) (Buat-Menard et Chesselet, 1979). Un élément de référence est celui caractérisé par une faible variabilité d'occurrence telle que l'Aluminium (Al) ou le Fer (Fe). Dans cette étude, le Fe a été utilisé comme élément de référence (l'élément immobile dans le sol). Le EF a été calculé à l'aide de l'équation (2) proposée par Buat-Menard et Chesselet en 1979 (Mohamed et al., 2014; Parizanganeh et al., 2012; Antisari et al., 2011; Qingjie et al., 2008; Sutherland et Tolosa, 2000).

$$FE = \frac{(C/Fe) \text{ échantillon}}{(C/Fe) \text{ background}} \quad (2)$$

Avec C est la concentration en métal, $(C/Fe)_{\text{échantillon}}$ est la teneur en métaux lourds dans l'échantillon, $(C / Fe)_{\text{background}}$ est la teneur en métaux lourds dans le fond géochimique. Cinq classes ont été définies selon Sutherland (2000) (Tableau 7).

- **L'indice de charge de pollution (IPL) (pollution load index) :** Une bonne évaluation de la contamination de sols agricoles a été également réalisée à l'aide de l'indice de charge de pollution. Cet indice proposé par Tomlinson et al. (1980) est obtenu comme la racine énième du produit des n du facteur de contamination (FC) (Angulo, 1996; Galan et al. 2008) :

$$FC = C_{\text{metal}} / C_{\text{background}} \quad (3)$$

$$PLI = \sqrt[n]{(FC_1 \times FC_2 \times FC_3 \times \dots \times FC_n)} \quad (4)$$

Avec n : nombre de métaux

Les classes de PLI sont (Tomlinson et al., 1980):

$PLI \leq 1$: pas de pollution

$PLI > 1$: présence de pollution

- **L'indice de pollution de Nemerow (PI_N)** (Nemerow, 1985) : Il a été utilisé pour évaluer le niveau de contamination totale des métaux lourds dans le sol de la zone d'étude. L'indice de pollution de Nemerow a été calculé à l'aide de l'équation suivante

$$: \quad \mathbf{PI}_N = \sqrt{\frac{(\mathbf{FC}_{i \text{ average}})^2 + (\mathbf{FC}_{i \text{ max}})^2}{2}} \quad (5)$$

Avec :

$\mathbf{FC}_{i \text{ average}}$: la valeur moyenne du facteur de contamination de chaque métal.

$\mathbf{FC}_{i \text{ max}}$: la valeur maximale du facteur de contamination de chaque métal.

Cinq classes ont été détectées selon Nemerow (1985) (Tableau 7).

Tableau 7 : Classes des indices de pollution Igeo (Muller, 1969), EF (Sutherland, 2000) , CF (Hakanson , 1980) et $\mathbf{PI}_N$ (Nemerow,1985).

Igeo	Classes	EF	Classes	CF	Classes	$\mathbf{PI}_N$	Classes
≤ 0	Non pollué	< 2	Enrichissement minimal	< 1	Faible contamination	< 0.7	Non pollué
0-1	Non polluée à modérément polluée	2-5	Enrichissement modéré	1-3	Contamination modérée	0.7 - 1	Légèrement pollué
1-2	Moyennement polluée	5-20	Enrichissement significatif	3-6	Contamination considérable	1 - 2	Modérément pollué
2-3	Moyennement à fortement polluée	20-40	Enrichissement très élevé	>6	Contamination très élevée	2- 3	Très pollué
3-4	Fortement pollué	> 40	Enrichissement extrêmement élevé.			> 3	Très fortement pollué
4-5	Fortement à très fortement pollué						
≥ 5	Très fortement pollué						

- **Le degré de contamination (DC)** : est la somme des FC, permet l'estimation de la contamination *a priori* polymétallique pour chaque point de prélèvement. Il est calculé selon la formule suivante (Hakanson, 1980) :

$$\mathbf{DC} = \sum_{i=1}^n \mathbf{FC} \quad (6)$$

Quatre classes ont été définies selon Hakanson (1980) (Tableau 9).

- **L'indice de risque écologique potentiel (RI)** : Cette présente étude a utilisé l'indice de risque écologique potentiel proposé par Hakanson (1980) pour évaluer le risque potentiel des métaux lourds pour l'écologie. Cette méthode prend en compte de manière exhaustive la synergie, le niveau de toxicité, la concentration en métaux lourds et la sensibilité écologique des métaux lourds (Nabholz, 1991 ; Singh et al., 2010; Douay et al., 2013). L'indice de risque écologique potentiel (RI) peut être

calculé à l'aide des équations suivantes :

$$RI = \sum_{i=1}^n Er_i \quad (7)$$

$$Er_i = Tr_i * FC_i \quad (8)$$

avec :

RI : l'indice de risque écologique potentiel complet.

Er : l'indice de risque écologique potentiel.

Tr : le coefficient de réponse au toxique biologique (Toxicity response coefficient) (Tableau 8).

FC : le facteur de contamination.

Quatre classes ont été définies selon Hakanson (1980) (Tableau 9).

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

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

Tableau 9 : Classes des indices de pollution DC, Er et RI (Hakanson, 1980).

DC	Classes	Er	Classes	RI	Classes
< 6	Contamination faible	<40	Faible risque	≤ 150	Risque écologique potentiel faible
6-12	Contamination modérée	40-80	Risque modéré,	150 - 300	Risque écologique potentiel modéré
12-24	Contamination considérable	80-160	Risque considérable	300-600	Risque écologique potentiel considérable
≥ 24	Contamination très élevée	160-230	Risque élevé	≥ 600	Risque écologique potentiel très élevé
		≥ 320	Risque très élevé.		

CAPITRE II : ASPECT GÉNÉRAL DE LA ZONE D'ÉTUDE

I. Introduction

Cette étude s'intègre dans le cadre des études environnementales entreprises dans le périmètre irrigué de Béni Amir de la plaine de Tadla. Cette région du Maroc central est devenue une zone agricole depuis sa mise en valeur par l'installation d'un réseau d'irrigation. Le développement de l'activité agricole intensive dans cette zone a pour effet direct de l'accélération de l'intégration de la plaine dans l'économie nationale.

De plus, dans ce périmètre, l'utilisation accrue des eaux d'irrigation salines, couplée à l'intensification agricole conduit à la dégradation de la qualité des sols en particulier par la salinisation et les métaux lourds, ce qui conduit à la diminution de la production agricole de la région.

II. Contexte géographique

La plaine de Tadla est une vaste dépression de direction ENE–WSW située à 200 km au sud-est de Casablanca et limitée au Nord par le plateau des phosphates (rebord du plateau crétacé de Oued Zem), au Sud par la chaîne du Moyen Atlas (Atlas de Béni-Mellal), à l'Est, par les reliefs des pays de Zaïan où la plaine se rétrécit en coin le long l'oued Oum Er Rbia, et à l'Ouest, l'oued El Abid constitue la limite régionale avec la Bahira (Province de Kalaa Srahna) (Figure. 11) . Elle se déploie sur une longueur de 125 km et une largeur moyenne de 50 km. De point de vue irrigation, cette plaine se divise en deux parties distinctes : 1) la zone *bour* (137 500 ha) : à l'origine, le mot *bour* désignait les aires dont l'agriculture est strictement pluviale. Elle se compose alors de *bour* cultivés mais également de forêts, de parcours et de terres incultes, et 2) la zone de la grande hydraulique du Tadla (périmètre irrigué de Tadla) qui comporte deux parties distinctes séparées par l'oued Oum Er Rbia (Hammani et al, 2004 ; Figure. 11):

- La zone des Béni-Moussa sur la rive gauche couvre une superficie de 69 500 ha entièrement irriguée par le barrage Bin El Ouidane (1,5 Milliards de m³ de capacité), construit sur l'Oued El Abid. Cette vaste zone se subdivise en Béni Moussa Est et Ouest.
- La zone des Béni-Amir en rive droite (la zone d'étude de la présente recherche), avec une superficie de 33 000 ha ; jadis irriguée par une dérivation de l'Oum Er Rbia mais, depuis la campagne 2001-2002 est irriguée à partir du barrage Ahmed El Hansali (800

Millions de m³ de capacité), édifié sur le même fleuve (la zone d'étude) (Figure 11).

Le périmètre irrigué de Tadla est parmi les plus anciens périmètres marocains. La superficie totale irriguée de ce périmètre est d'ordre de 124 000 hectares (Faouzi et Larabi, 2001), dont l'irrigation, est essentiellement gravitaire, se fait à partir des eaux de surface et des eaux souterraines.

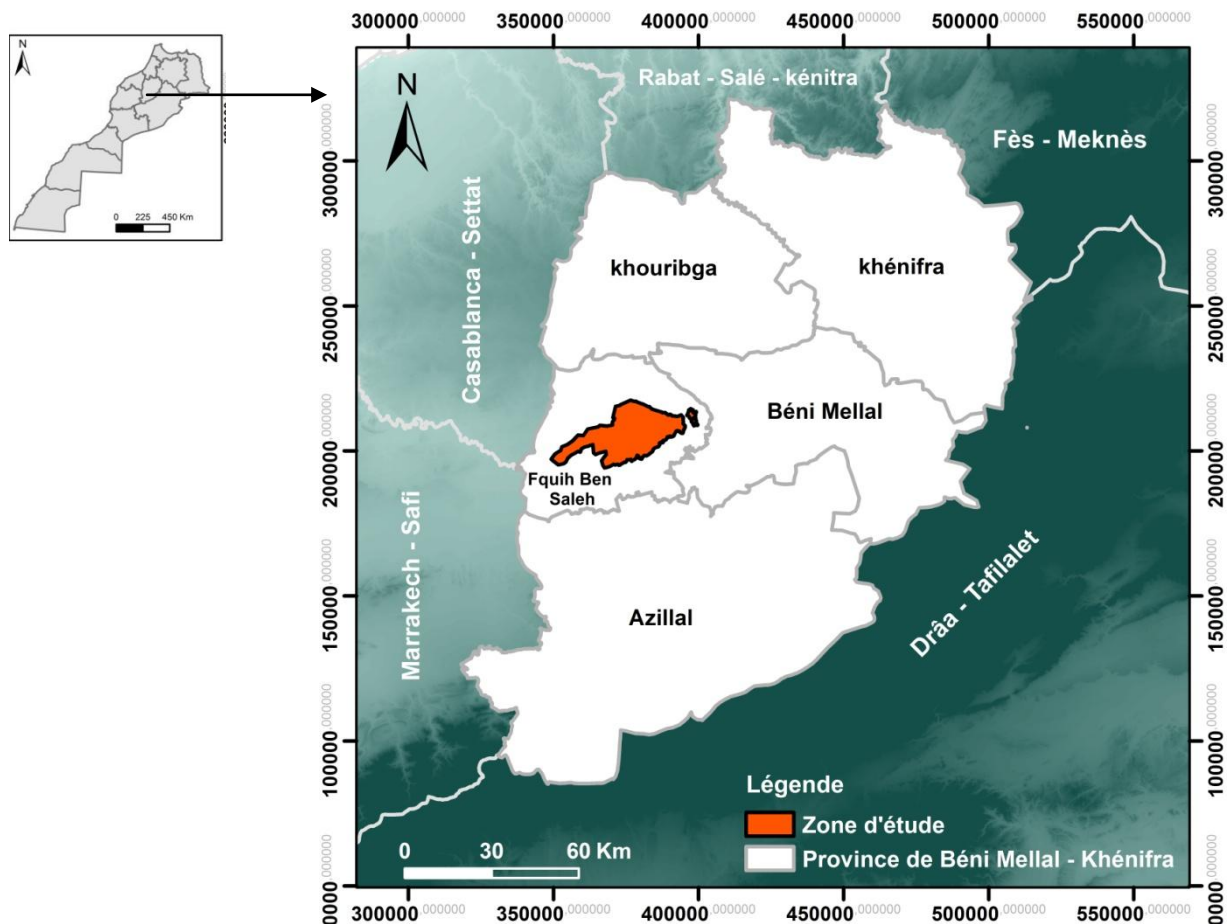


Figure 11 : Situation géographique de la zone d'étude.

III. Aspect géomorphologique

Le territoire de la région de Béni Mellal-Khénifra est composé de quatre unités géomorphologiques majeures distinctes. Elles entretiennent des relations d'échange, de complémentarité et des formes de solidarité notamment dans le domaine de l'agriculture et de l'élevage (SUD- Ansar, 2020; Figure 12): **1) Le massif montagneux** qui s'étend sur la totalité des provinces de Khénifra et d'Azilal et couvre une partie non négligeable des provinces de Béni Mellal; **2) Le piémont ou le Dir** qui présente une étroite bande du territoire à pente douce, théoriquement définie comme étant l'intersection entre la montagne et la plaine. Généralement, il est difficile de délimiter le Dir sur le terrain ; **3) la zone plaine (la plaine de Tadla)** occupe une partie de la province de Béni-Mellal et la totalité de la superficie de la

province de Fquih Ben Saleh. Cette vaste plaine ne présente aucun relief. La topographie est généralement régulière sauf le long des oueds et dans la zone du piémont de l'Atlas où apparaît une série de cônes de déjection, dont l'altitude moyenne est d'ordre de 400 m ; **4) Le plateau des phosphates**, occupe la province de Khouribga, en pratique, cette zone se caractérise, d'une part, par sa richesse minière (phosphate) et, d'autre part, par sa pauvreté en eau souterraine.

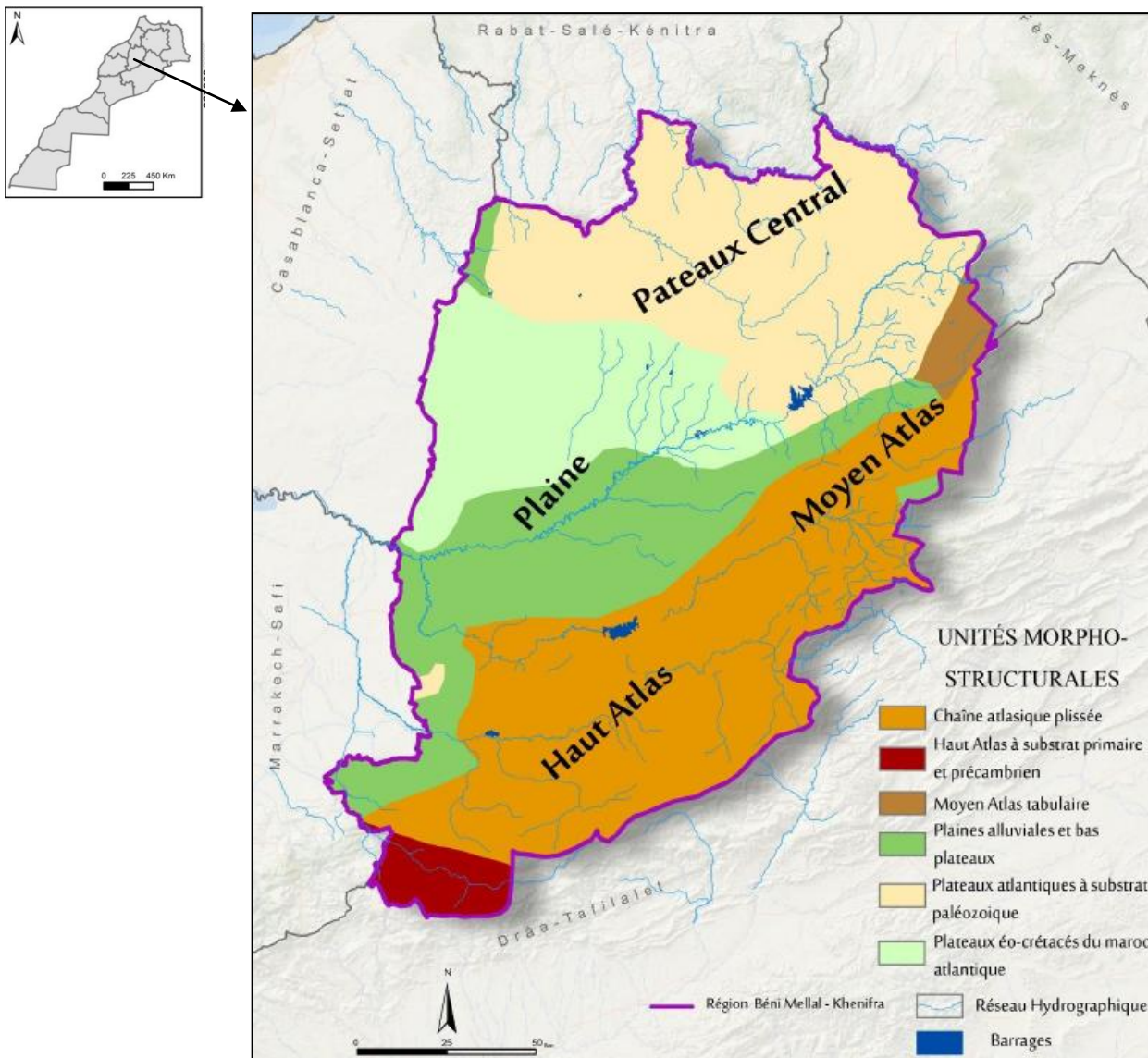


Figure 12 : limites géomorphologique de la région Béni Mellal-Khénifra (SUD- Ansar, 2020).

IV. Cadre géologique

De point de vue géologique, la région de Tadla est caractérisée par une grande diversité lithologique (Figure 13). Le domaine atlasique au sud est constitué par une

prédominance des formations calcaires. La série stratigraphique synthétique atlasique est représentée à sa base par un socle paléozoïque sur lequel repose en discordance, une série sédimentaire allant du Trias supérieur jusqu'au Quaternaire (Martin, 1973 et 1981 ; Fedan, 1989 ; Charrière, 1990). Le contact entre la plaine et la montagne se fait par l'intermédiaire de failles chevauchantes d'orientation nord-est/sud-ouest (Taibi et al., 2015). Le Dir correspond à une zone d'accumulation d'alluvions déposées en cônes de déjection au débouché des oueds provenant des reliefs de l'Atlas. Le bassin du Tadla se présente comme une cuvette synclinale asymétrique remplie par une série sédimentaire du Trias au Quaternaire (Choubert et Faure-Muret, 1956 ; Taibi et al., 2015). Dans l'ensemble du bassin, les recouvrements quaternaires masquent totalement les terrains sous-jacents si bien que les informations géologiques disponibles proviennent de quelques forages profonds. Les résultats de ces sondages carottés révèlent que la série sédimentaire du Tadla, surmontant en discordance un socle paléozoïque épais schisto-quartzitique, fortement plissé et faillé (Bourcart, 1942 ; Bouchaou, 1995). Cette série est constituée généralement par une alternance de marnes argileuses, marno-calcaires, calcaires lacustres, grès et conglomérats présentant une multitude d'horizons aquifères (Bourcart, 1942 ; Bouchaou, 1995) (Figure 14).

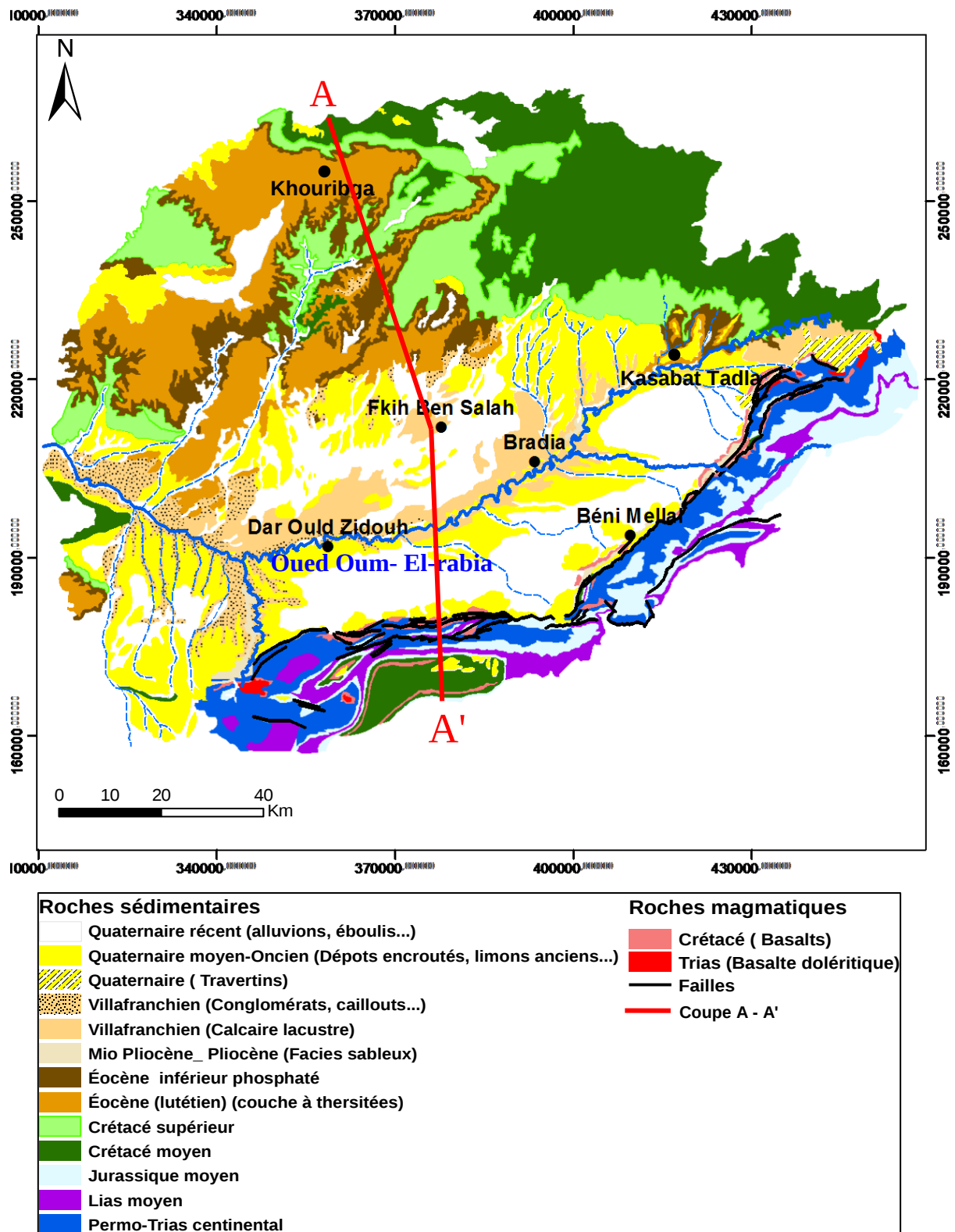


Figure 13 : Géologie de la plaine du Tadla (Carte géologique du Rabat 1/500 000).

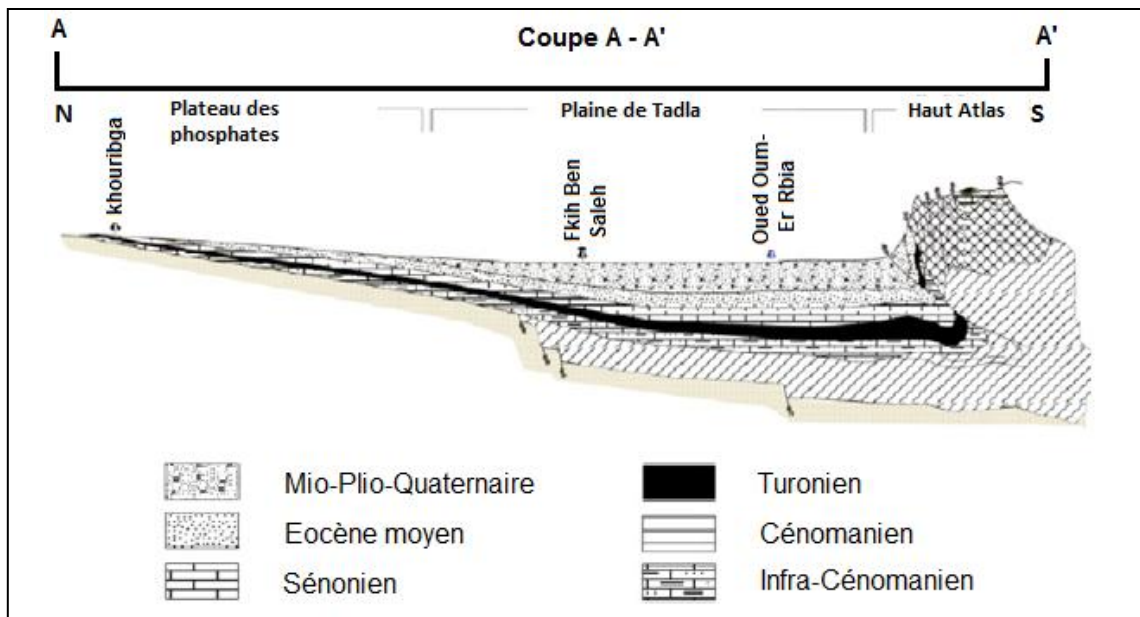


Figure 14 : Coupe géologique du bassin de Tadla, esquisse de la carte géologique au 1/500000 (MEM, 1978).

V. Cadre climatique

L'augmentation de l'altitude de l'ouest et du centre de la plaine vers ses limites nord, est et sud, se traduit par une augmentation des précipitations et, dans une moindre mesure, par une diminution des températures.

La plaine du Tadla est caractérisée par un climat du type méditerranéen aride à semi-aride avec un caractère continental marqué par un hiver froid et pluvieux de novembre à mars et un été chaud et sec d'avril à octobre.

Les caractéristiques climatiques sont basées sur les données fournies par la station météorologique de Beni Mellal (x : 409165 et y: 193045).

1. Pluviométrie

Une tendance de variation spatiale des précipitations est notée au sein du périmètre : elles diminuent d'Est en Ouest, et vers la plaine. Les précipitations moyennes annuelles sont d'ordre de 400 mm / an (Bouchaou, 2009) avec des répartitions non uniformes dans le temps et dans l'espace. Le volume des précipitations croît de 300- 350 mm au centre de la plaine à 400-450 mm au nord et à l'est, 450-600 au sud, pour atteindre 1000 mm dans l'atlas (Figure 15). La répartition des pluies est extrêmement irrégulière d'une année à l'autre, selon les valeurs obtenues durant la période 2000 à 2014, les faibles précipitations ont été enregistrées en 2004, 2006 et 2007 (Figure 15).

L'irrégularité des pluies au cours de l'année est également notable, durant l'année 2014-2015, les fortes précipitations tombent de novembre à mars, avec deux maxima, l'un en novembre et l'autre en mars, séparés par un minimum relatif en février (Figure 16). Le minimum absolu se situe en juin. L'été est caractérisé par l'absence des précipitations à l'exception de rares averses brutales sur le piémont.

2. Température

Dans la Plaine de Tadla, les températures connaissent des variations saisonnières importantes. Les maxima d'été se situent entre juillet et août et les minima observés en hivers, dont la valeur maximale observée est d'ordre de 47°C en 2011, ainsi que la température minimale observée est d'ordre de -8.2°C en 2004 (El Harti et al., 2016). La température moyenne annuelle dans la région se situe autour de 20°C (Figure 14). L'été est généralement très chaud s'accompagne d'une forte évaporation, dont la valeur moyenne annuelle est d'ordre de 1800 mm (Figure 16).

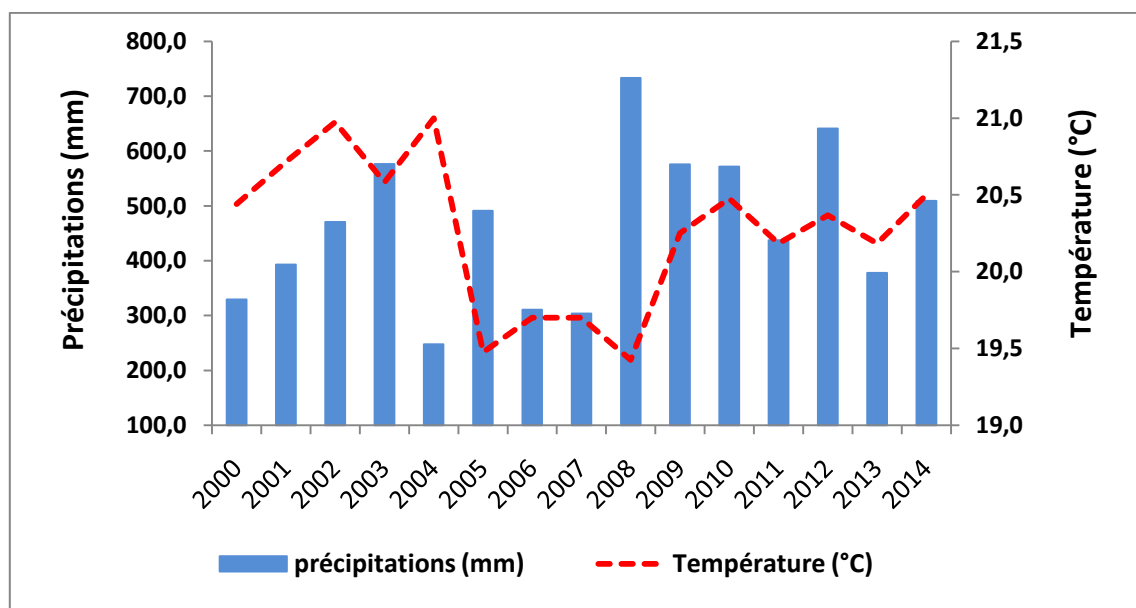


Figure 15 : Répartition annuelle de 2000 à 2014 des précipitations et de la température de la station météorologique de Beni-Mellal (ABHOER, 2014).

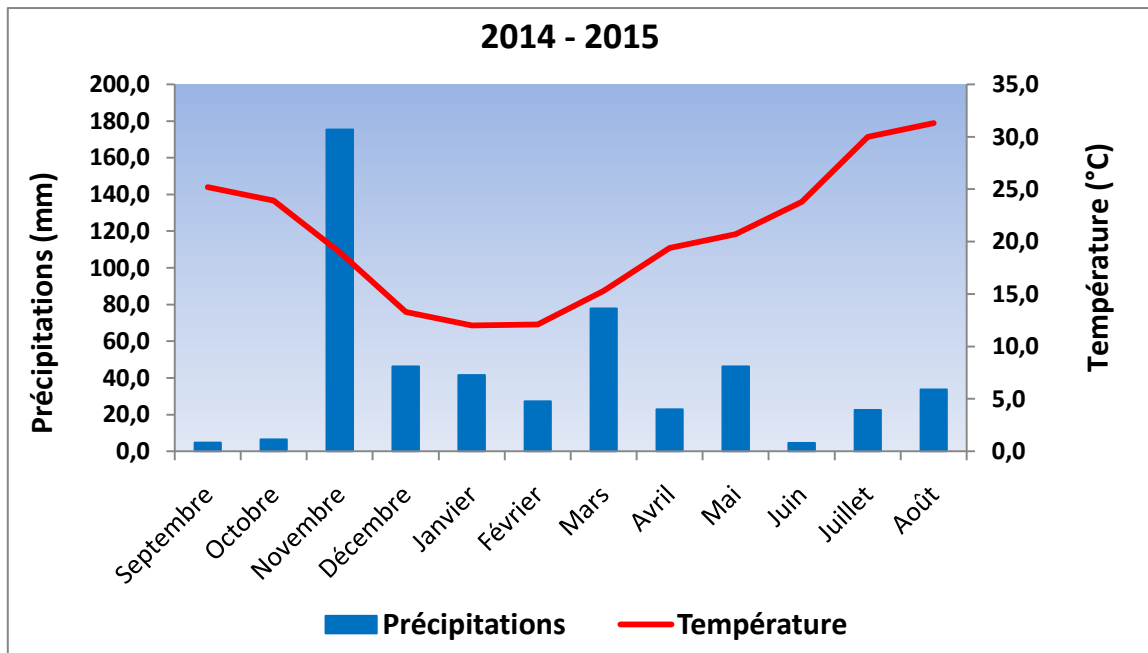


Figure 16 : Répartition des précipitations et de la température en 2014/ 2015 de la station météorologique de Beni-Mellal (ABHOER, 2014).

3. Vent

Les vents dominants de l’Ouest au Sud-Ouest sont faibles à modérés, suivis de vents de secteur est, connus, dans la région, sous le nom de Chergui qui, pendant l’été, amène de l’air sec et très chaud sur la région (Massont et al., 1967). Les gelées ne sont pas rares en hiver. L’été est très chaud à cause des vents brûlants « chergui » qui font augmenter le mercure au-dessus des 40 °C. Ces vagues de chaleur se terminent parfois par de violents orages qui rafraîchissent le sol (Mohamed et al., 2014).

VI. Caractéristiques hydrologiques et hydrogéologiques

Le périmètre du Tadla (107 000 ha irrigué en grande hydraulique) a été créé à partir des années 1940 pour réaliser le premier grand aménagement hydro-agricole au profit de petits agriculteurs avec l’introduction de techniques agricoles modernes (Préfol, 1986). Ce périmètre irrigué dispose de deux types de ressources en eau : d’une part, les eaux de surface provenant des barrages de Bin El Ouidane sur l’oued El Abid (1500 Mm³) et celles d’Ahmed El Hansali sur l’oued Oum Er Rbia (740 Mm³) (Hammani, 2004) et d’autre part, les eaux souterraines d’un système aquifère multicouche (Bellouti et al., 2002; Aghzar et al., 2002; Berdai et al., 2004; El Hammoumi et al., 2012).

1. Eaux de surface

Les ressources en eau dans la Plaine du Tadla sont irrégulières et mal réparties (Figure 17). Cette plaine est traversée par l'oued Oum Er Rbia à environ 160 km, selon une direction ENE-WSW. Il s'agit de l'un des plus importants fleuves du pays qui partage la plaine en deux régions de superficies inégales qui offrent des caractéristiques hydrologiques et hydrogéologiques différentes (Beni Moussa et Beni Amir) (Figure 17). Cet oued est caractérisé par un débit annuel moyen de $35 \text{ m}^3/\text{s}$, avec un maximum de $1700 \text{ m}^3/\text{s}$ et un minimum de $8 \text{ m}^3/\text{s}$ (Taibi et al, 2015). Les eaux, salées ($3,5 \text{ mS/cm}$) (Barakat et al., 2016 ; Faouzi et Larabi, 2001) de cet oued, sont utilisées pour l'irrigation du périmètre des Beni Amir). Tout au long de sa traversée du Tadla, l'oued Oum Er Rbia ne reçoit aucun apport, sauf durant les périodes pluvieuses. Par contre, il présente de nombreux affluents sur sa rive gauche, à savoir, l'oued Derna et l'oued El Abid, dont le débit moyen est généralement supérieur à celui d'oued Oum Er Rbia. Les eaux d'oued El Abid, de bonne qualité, sont utilisées pour l'irrigation du périmètre des Beni Moussa. Les autres affluents tels que, oued Day et El Arich, se disparaissent dans les zones marécageuses avant la mise en valeur du périmètre. Ces petits cours d'eau, malgré leur caractère saisonnier et leur faible calibre, permettent à l'heure actuelle l'irrigation des vallées pour les cultures maraîchères et l'arboriculture fruitière. La zone Dir de la plaine se caractérise par plusieurs sources karstiques (plus de 20 sources) émergentes au pied de l'Atlas central (l'Atlas de Beni Mellal). Elles sont alimentées par les infiltrations des pluies et des écoulements dans les séries calcaires de l'Atlas. Cependant, Aïn Asserdoun reste la plus importante source de la ville de Beni Mellal, avec un débit moyen d'environ 1450 l/s (Finigue, 2017).

2. Eaux souterraines

Le système aquifère multicouche du Tadla est constitué principalement par deux types de nappes. Les nappes phréatiques des Beni Moussa, des Beni Amir et les nappes profondes de l'Éocène, du Sénonien et du Turonien (Hammani et al, 2004). Les nappes sont généralement séparées par des formations semi-perméables, ce qui favorise des transferts verticaux entre elles (Hammani et al, 2004). La superficie de la nappe phréatique est la même que celle de la plaine de Tadla est d'environ 3600 km^2 . Ses épaisseurs restent mal connues et varient de 10 m à 400 m, et diminuent en allant du sud-est au nord-ouest (Belhacen et Chayat, 1992). L'oued Oum Er Rbia représente une limite entre les nappes phréatiques, et les rend

indépendantes sur le plan hydraulique. Cela peut être justifié par le parallélisme des écoulements des nappes par rapport à l'oued (Hammani et al., 2005).

La nappe phréatique des Beni Amir circule dans un complexe plio-quaternaire 4 (0 à 50m), composé essentiellement de calcaires, de marno-calcaires, qui reposent sur des argiles imperméables. Cette nappe est naturellement alimentée par des apports, très faibles, venant du NE et par des précipitations également assez faibles (Hamman et al., 2004 ; Hammani et Kuper, 2007). Il y a quelques années cette nappe était assez profonde et atteignait jusqu'à 30 à 40 m de profondeur. Mais la mise en eau du périmètre des Beni Amir, équipé de canaux en terre, a entraîné une remontée rapide du niveau piezométrique de la nappe jusqu'à moins de 2m sur la totalité de la surface. L'importance de ces remontées s'explique également par la présence, à l'aval du périmètre, d'un seuil argileux qui freine l'écoulement d'eau. Dans cette nappe, l'écoulement des eaux souterraines s'effectue globalement du Nord-Est vers le Sud-Ouest (Massoni, 1967 ; Etienne et Guessab, 1975).

Les déficits accrus en eaux de surface ont entraîné, pour les agriculteurs, le recours à l'eau souterraine par la mise en place de puits et forages privés. Pendant la sécheresse du début des années 1980, l'État a subventionné le creusement de puits et l'installation de stations de pompage et plus de 7 000 puits ont été installés. Depuis 1995, la promulgation de la loi sur l'eau 10-95 a défini le cadre juridique pour une réglementation de l'exploitation des eaux souterraines (Hammani et al., 2006). Même si cette loi classe les ressources en eaux souterraines dans le domaine de l'hydraulique publique, le nombre de stations de pompage privées continue d'augmenter mettant en cause la durabilité de ces ressources et de leur exploitation et permettant aux agriculteurs une meilleure intensification agricole et une atténuation des pénuries des eaux de surface (Hammani et al., 2006).

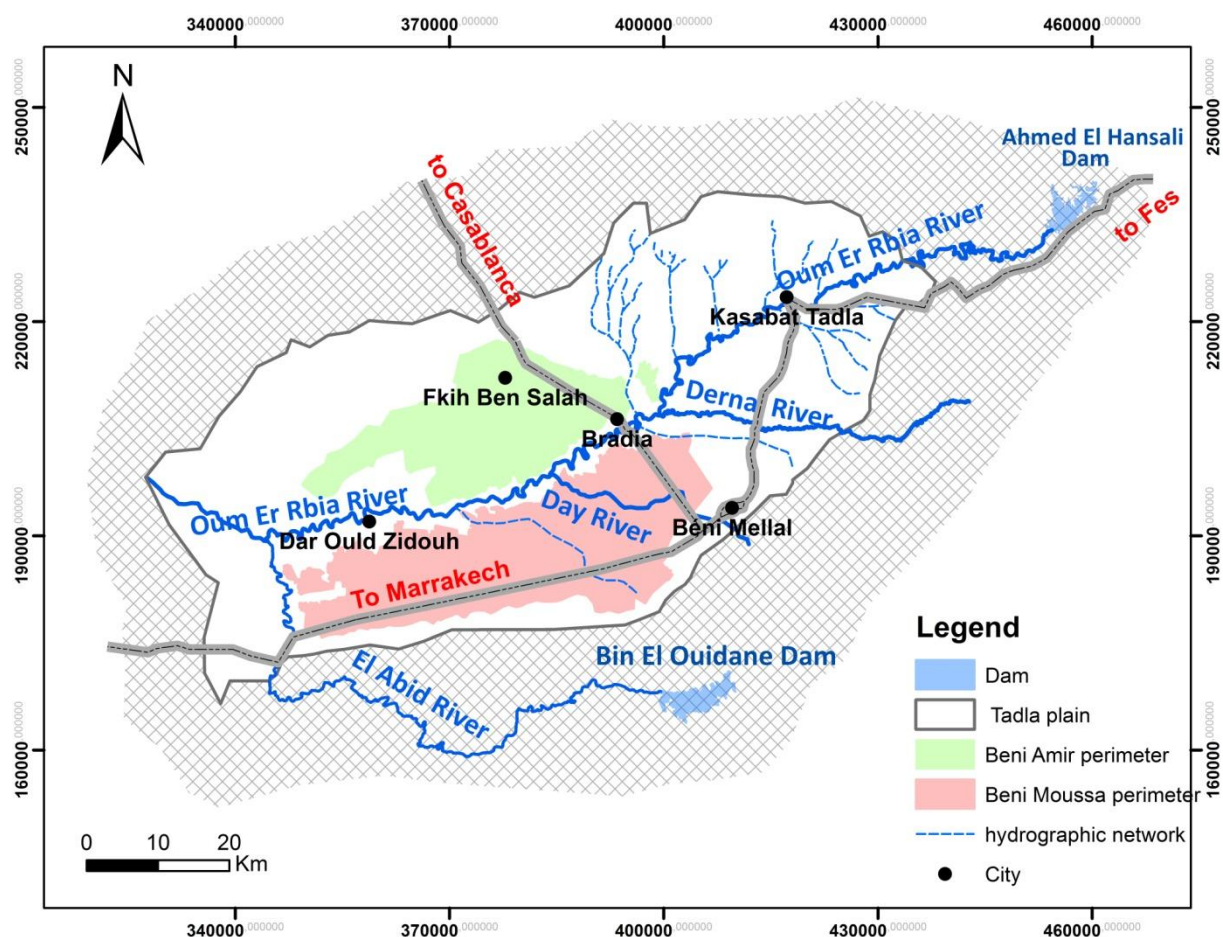


Figure 17 : Réseau hydrographique de la plaine de Tadla.

VII. Population et activité socio-économique

La zone d'étude fait partie de la région de Béni-Mellal-Khénifra. Selon les résultats du recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH) en 2014 et du Centre d'Études et de Recherches Démographiques (CERED) en 2017 (CERED, 2017), la région de Beni-Mellal-Khénifra compte 2520776 habitants dont 49,14 % sont urbains (Cette population se concentre principalement dans les zones de Dir (piémont) et dans les plaines (plaine de Tadla) suivant les ressources en eau et les offres d'emplois (MGRBMK, 2015). La répartition de la population entre la plaine et la montagne a été favorisée après la création du périmètre irrigué de Tadla ; de Béni-Amir et de Béni-moussa en 1936 (Préfol, 1986 ; Faouzi et Larabi, 2001 ; Ouzza et Akdim, 2012). En revanche, cette population est répartie aussi d'une manière équilibrée entre les provinces (Figure 18).

- La province de Khénifra 15 %,
- Les provinces d'Azilal et de Beni-Mellal 22 % chacune,
- La province de Fquih Ben Salah 20 %,

- la province de Khouribga 21 %.

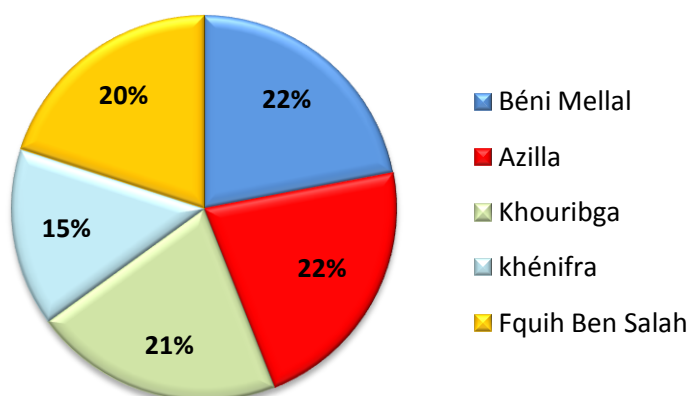


Figure 18 : Répartition de la population en 2014 selon les provinces (MGRBMK, 2015).

La densité de population de la province de Beni Mellal était de 136,1 habitants au km² en 2008 et 141,87 en 2014 (MGRBMK, 2015). Malgré ces fortes densités, la majorité des agglomérations du Dir se vident au profit des centres urbains, traduisant des processus de migration depuis les zones rurales vers les centres urbains locaux puis nationaux et même internationaux. En 2014, la population urbaine de la région de Beni Mellal était de 325 026 habitants et la population rurale présente 224 403 habitants (MGRBMK, 2015).

Dans la province de Beni-Mellal l'emploi est réparti selon les secteurs suivants :

- ✎ L'agriculture et l'élevage sont les secteurs principaux de l'emploi dans la région. Ils embauchent environ 52.7 % de la population active,
- ✎ Le commerce, le transport et l'administration correspondent au secteur secondaire et emploient 28.3 % de la population active,
- ✎ L'industrie, BTP, l'eau, l'énergie forment le secteur tertiaire avec une population active d'environ 18.4 %.

VIII. Données pédologiques de la plaine de Tadla

Le sol est un milieu naturel terrestre où naît la vie, aussi bien animale que végétale. C'est une mince couche de « terre » d'épaisseur variable (quelques cm à quelques m). Ce matériau meuble est formé de manière très lente à partir d'une roche mère. Le sol est donc le résultat des dégradations et des altérations que subit la roche sous l'action de l'air et de l'eau. Les sols sont donc très divers, distribués en fonction des reliefs, des roches, des végétations, des climats... et, en plus, des activités humaines (Ruellan, 2006).

Naturellement, le sol est une ressource lentement renouvelable. Par contre, il est très sensible aux activités humaines : il se transforme très vite, et en particulier se dégrade rapidement, dès que les sociétés humaines interviennent sans précautions.

1. Classification de Sols de la plaine de Tadla

La classification des sols appliquée au Maroc est la « Classification française des sols » (Aubert, 1965, CPCS, 1967). Le concept de base de cette classification est fondé sur les conditions morphologiques du sol en relation avec les conditions climatiques, les caractéristiques topographiques, la roche-mère, etc.

Les principaux types des sols qui dominent le périmètre de Tadla sont (Loukili et al., 1999; Bellouti et al., 2002; Badraoui, 2003) :

- Les sols isohumiques subtropicaux, comprennent des sols bruns, châtaîns subtropicaux modaux et des sols subtropicaux salins et salin-sodiques, sont de loin les plus répandus. Ils se rencontrent au centre de la plaine et couvrent près de 83 % du périmètre irrigué (Badraoui, 2003). Ces sols présentent une texture argileuse ou équilibrée et sont favorables à la mise en valeur agricole sous l'irrigation.
- Les sols calcimagnésiques comprenant les sols bruns calcaires et les rendziniformes. Ce sont des sols peu profonds, très calcaires, caillouteux, mais de texture équilibrée. On les rencontre en particulier à la bordure nord du plateau des phosphates, au piémont de l'Atlas et le long des Oueds. Ces sols occupent 11 % de la couverture pédologique du périmètre du Tadla (Bellouti et al., 2002; Badraoui, 2003).
- Les sols faiblement représentés dans le périmètre sont les sols à sesquioxyde de fer (1 %), les sols hydromorphes (1 %), les sols peu évolués (4 %) et les sols fersiallitiques argileux profonds (Aghzar, 2002). Une faible superficie est occupée par les vertisols et les sols rouges méditerranéens en particulier le long de la bordure du Moyen-Atlas et dans les Béni Moussa.
- Enfin, le domaine atlasique qui présente des sols squelettiques.

2. Classification des sols du périmètre des Béni Amir

Selon la classification pédologique française des sols (Aubert, 1965), l'ensemble du bassin des Béni Amir est couvert par cinq principaux types de sols (Figure 19) :

a. Sols isohumiques

Dans la plus grande partie des plaines et des vallées du Maroc, on retrouve, sur les alluvions et colluvions du Quaternaire, toute une série de sols qui, d'après la classification française sont des sols isohumiques subtropicaux (Aubert, 1963). D'après les descriptions classiques, ces sols sont caractérisés par une répartition profonde, lentement décroissante, d'une matière organique bien évoluée d'origine steppique (l'isohumisme), ainsi par une argilisation, une faible rubéfaction et une accumulation en calcaire sous forme de nodules individuels en profondeur (Ruellan, 1966, Billaux et Bryssine 1967, Jebbour, 1995).

Ces sols isohumiques sont les sols les plus répandus dans la majorité des zones irriguées (83 %) de la plaine de Tadla. Ils sont favorables à la mise en valeur sous l'irrigation en raison de leur profondeur et de leur texture équilibrée. Ils sont répartis en trois sous-groupes, qui se différencient typiquement de la façon suivante (Ruellan, 1966, Billaux et Bryssine, 1970)

- **Sols Bruns subtropicaux modaux (74 %) :** Ils sont profonds, ayant une bonne réserve en eau facilement utilisable qui dépasse 60 mm et une texture équilibrée argileuse. Ils présentent un gradient calcaire croissant avec la profondeur (10 à 20 %) et d'une structure polyédrique en profondeur. Sous la végétation naturelle, les sols bruns auraient 1 à 2 % de matière organique en surface (Ruellan, 1966, Billaux et Bryssine, 1970).
- **Sols Bruns subtropicaux salins et/ou alcalins (7 %) :** Ce sont des sols profonds à moyennement profonds, reposant sur une dalle épaisse ou croûte friable. Leur texture est argileuse et argilo-limoneuse et leur réserve en eau facilement utilisable est en moyenne de 40 à 50 mm (Ruellan, 1966, Billaux et Bryssine, 1970).
- **Sols Châtains modaux (2 %) :** Ils sont très argileux (plus de 40 % d'argile), fortement rubéfiés sur l'ensemble du profil, et totalement décalcarisés en surface. Ils sont très profonds, de texture équilibrée et de réserve en eau utilisable qui 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 châtons auraient 2 à 3 % de matière organique en surface (Ruellan, 1966, Billaux et Bryssine, 1970).

b. Sols calcimagnésiques

Les sols calcimagnésiques sont formés généralement sur des roches calcaires. Ce sont des sols peu profonds, très calcaires, caillouteux, de texture équilibrée et ayant une réserve en

eau facilement utilisable variant entre 20 et 25 mm. Dans cette classe les sols sont formés sur des alluvions calcaires. Suivant leur degré d'évolution ils font partie soient des sols peu évolués, soient des sols isohumiques (Badraoui et al., 1989). Ces sols se caractérisent par une décalcarisation 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). Ils sont rencontrés en particulier le long d'Oued Oum El Rbia et répartis en deux sous-groupes :

- **Rendzines (ou rendosols) :** 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.
- **Sols bruns carbonatés (ou calcosols) :** Ce sont des sols peu caillouteux, reposants 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.

c. Sols fersiallitiques

Les sols fersiallitiques (sols à sesquioxydes de fer) sont très vieux par rapport aux autres types des sols de la région, moyennement profonds, graveleux en surface reposant sur des argiles rouges à silex dont la teneur en calcaire est nulle. La particularité de leurs profils texturaux est sablonneuse en surface et argileuse en profondeur avec une abondance en fer libre (Badraoui et al., 1989). Dans la plaine de Tadla, on retrouve les sols fersiallitiques en bordure du plateau des phosphates (Figure 19). Ils sont rougeâtres, non calcaires, argileux, caillouteux, riches en oolithes phosphatés et en phosphore assimilable. La tendance prismatique de leur structure les rapproche des sols châtaîns isohumiques (Massoni et al., 1970). Ils présentent souvent un pavage superficiel de cailloux résultant d'un décapage par ruissellement ou érosion éolienne. Localement, cette érosion a totalement dégagé le substratum calcaire. On observe également des sols rouges méditerranéens sur les conglomérats terminaux des cônes de déjection au pied du Moyen Atlas (Massoni et al., 1970). Les sols fersiallitiques représentent 1% des sols de la plaine (Badraoui et al., 1989).

d. Sols hydromorphes

Les sols hydromorphes existent partout au Maroc lorsque les conditions locales de

topographie le permettent (Massoni et al., 1970; Billaux et Bryssine, 1970). Toutefois, ils ne sont largement représentés que dans le Maroc atlantique, où ils sont surtout localisés sur les bas plateaux littoraux de la Méséta côtière, sur le pourtour de la plaine du Gharb et un peu dans la plaine de Tadla (Massoni et al., 1970; Billaux et Bryssine, 1970).

Dans la plaine de Tadla, un type particulier de sols hydromorphes se développe dans de petites vallées mal drainées. Ces sols sont profonds, peu graveleux et moyennement ou peu organiques, reposant sur des alluvions ou une croûte fortement calcaire. La localisation de ces sols dans des zones en cuvette ou bas-fonds engorgées d'eau par une nappe phréatique haute, temporaire ou permanente entraîne une accumulation de sels dans la majorité du profil. La salure est bien exprimée dans les horizons supérieurs. Ces sols, qui ne couvrent que de petites surfaces (1%) sont vraiment intéressants, car ils posent le problème de l'hydromorphie en milieu très calcaire (Massoni et al., 1970; Billaux et Bryssine, 1970).

e. Sols peu évolués (sols complexes)

Dans les zones à pente irrégulière, au Nord du Tadla (en bordure du plateau des Phosphates), au Sud dans la zone de piedmont de l'Atlas et le long des vallées des principaux oueds, la topographie favorise l'érosion (Figure 19). On trouve donc dans ces régions des sols peu évolués d'origine non climatique dont la formation est liée surtout à l'érosion. Parfois, le maintien d'une certaine végétation naturelle freine l'érosion et fournit un certain apport de matière organique (MO); les sols prennent alors un type rendziniforme des sols calcimagnésiques (Missante, 1963)

Une partie des matériaux érodés s'accumule à faible distance, au fond des vallons, sur les basses terrasses de l'Oum er Rbia et dans les zones d'alluvionnement récent au pied de l'Atlas, donnant des sols peu évolués d'apport (Massont et al., 1967):

- **Sols peu évolués d'érosion :** C'est un complexe de sols peu évolués formés sur une roche-mère calcaire et sur les flancs de petites collines (dalles). Ce sont des sols peu épais, brun clair, très calcaires, avec une dominance des débris de dalle, des cailloux calcaires et du calcaire fin (Massont et al., 1967). La structure de ces sols est particulière ou à tendance polyédrique. Ces sols sont les sols les plus répandus dans la région de Fkih Ben Salah, de point de vue agricole ces zones sont favorable aux cultures céréalières, ainsi les fonds des vallées humides pourraient être destinés à des cultures fourragères.

- **Sols peu évolués d'apport** : Dans la plaines du Tadla, on retrouve, sur les alluvions et colluvions du Quaternaire, toute une série de sols qui, d'après la classification française (Aubert, 1963) sont des sols peu évolués d'apport, due à l'érosion alluvio-colluviale (Badraoui et al., 1989). Deux sortes de sols ont été intrigués, les sols formés sur les alluvions argilo-calcaire récentes originaires de l'Atlas et les sols peux profonds reposant sur poudingue (Massont et al., 1967).

Les sols peu évolués d'apport sont des sols généralement profonds, brun-clair, très calcaires, argilo-sablonneux, avec parfois quelques lits caillouteux (Massoni et al., 1970). Ces sols se caractérisent par une faible altération, leurs épandages varient de 0,5 à 1 m d'épaisseur. Ils représentent 4 % des sols du périmètre de Beni Amir (Figure 19). Ils sont propres à l'agriculture. Deux types de sols ont été distingués qui sont : 1) **Les sols alluviaux** formés sur des alluvions récentes aux débouchés de petits oueds atlasiques. Ces sols sont profonds à très profonds, formés sur une roche mère complexe et 2) **Les sols colluviaux** formés sur des colluvions récentes en zone de piedmont de l'Atlas, là où l'érosion a été facilitée par les déboisements. Ces sols sont en général formés sur une roche mère complexe, dont le substratum est soit la dalle conglomératique, soit un paléosol brun ou faiblement tirsifié, recouvert par ces colluvions. Leur profil est alors calcaro-sableux d'aspect fondu, massif. Ce type de sol a été observé dans la région de Dar OuldZidouh (Missante, 1963) (Figure 18).

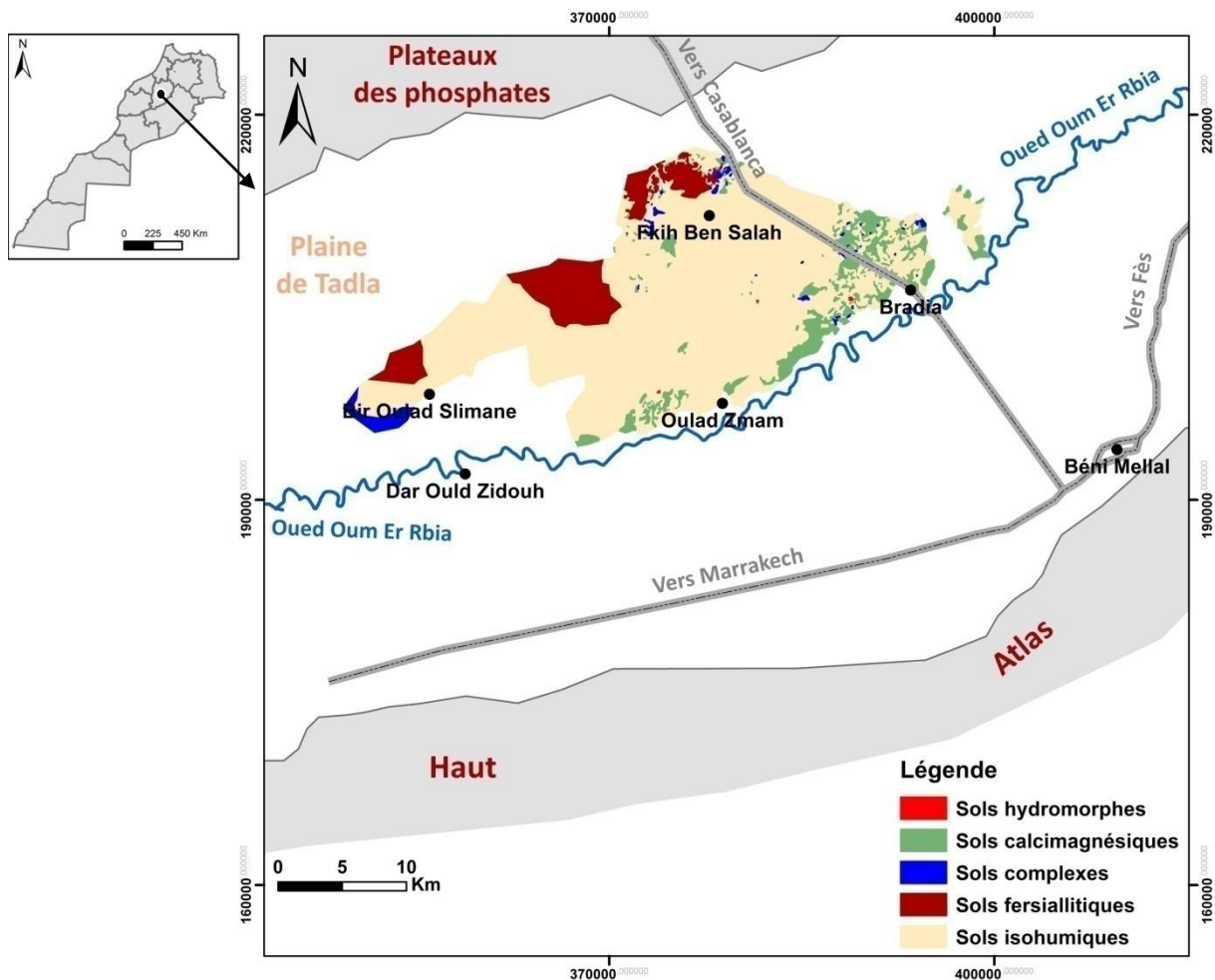


Figure 19 : Type de sol du périmètre des Béni Amir.

3. Roches-mères des sols.

Les roches-mères des sols des Beni Amir peuvent être rattachées à des dépôts géologiques continentaux et lacustres (Massoni, 1967). Elles sont généralement très calcaires, contenant des limons rouges calcaires et des calcaires rosés qui apparaissent fissurés et sans encroûtements.

4. Agriculture

Avec la croissance démographique dans la région de Tadla, on assiste à une augmentation des besoins alimentaires dont la satisfaction passe par l'intensification de l'activité agricole. Il en découle une pression sur les terres cultivables qui engendre une diminution de la fertilité surtout organique des sols (Roose et al., 2010).

La plaine du Tadla s'étend sur une superficie totale d'environ 960 000 ha avec un potentiel irrigable de 205 000 ha. La superficie équipée actuellement est de 124 000 ha, dont

101 000 ha sont irriguées par gravitaire et 23 000 ha sont irrigués par goutte-à-goutte (ORMVAT, 2015). Cette situation résulte du fait que cette technique n'est pas très complexe à mettre en œuvre et moins exigeante en termes de moyens que l'irrigation localisée de goutte-à-goutte.

Le secteur agricole est l'un des secteurs prometteurs de la région et constitue l'essentiel de l'activité économique de la région. Les principales filières de production agricole au niveau de la zone d'action de l'ORMVA du Tadla sont la betterave, la multiplication de semences de céréales, l'olivier, les agrumes et le grenadier. Ces filières participent respectivement avec 25 %, 30 %, 8 %, 14 % et 40 % de la production nationale. Par ailleurs, ces cultures jouent un rôle socio-économique important au niveau de la région de Tadla par les valeurs ajoutées qu'elles génèrent et la création de l'emploi.

La zone irriguée de l'ORMVAT demeure parmi les zones les plus performantes en matière de productivité des céréales dont le rendement est autour de 50 Qx/ha enregistrés annuellement. Au niveau du secteur des Ouled Abdellah, le grenadier s'étend sur une superficie de près de 860 ha, localisée en totalité au Béni Amir Est. Le patrimoine oléicole constitue la principale fruitière au niveau du périmètre du Tadla, il couvre une superficie de 28.600 ha représentant ainsi 64 % de la superficie arboricole totale de la zone avec un rendement moyen d'ordre de 3 T/ha. La culture de l'oignon a connu une évolution progressive durant ces dernières campagnes en atteignant un maximum de 2747 ha durant la campagne agricole 2013/2014 (Figure 20). Le rendement moyen entre les campagnes 2008/2009 et 2014/2015 s'élève à 47,6 T/ha avec un maximum de 50,3 T/ha en 2013/14 et un minimum de 43,4 T/ha en 2010/11.



Figure 20 : Évolution du rendement de la culture de l'oignon et de tomate dans la plaine de Tadla (ORMVAT, 2015).

Les superficies occupées par la culture de la tomate industrielle ont connu des variations importantes d'une campagne à l'autre depuis l'année 2009. On note une variation des rendements moyens allant de 77 T/ha à 109 T/ha. À ce niveau, on note également que la zone de l'ORMVA du Tadla dispose d'un potentiel important de production de la tomate industrielle. À titre d'exemple, un rendement de 108 T/ha a été obtenu dans la zone de Béni Amir au titre de la campagne 2009/2010. Pour la filière agrumicole compte parmi les principales filières de production au niveau de la zone d'action de l'ORMVA du Tadla, qui contribue avec près de 14 % à la production agrumicole nationale (Figure 21). C'est pour cela que cette filière a bénéficié d'une attention particulière lors de l'élaboration du Plan Agricole Régional dont les projets programmés visent à développer davantage cette filière particulièrement sur le plan valorisation de la production. Sa production connaît des fluctuations d'une campagne à une autre en fonction des conditions climatiques ; toutefois cette production a nettement progressé au cours des dernières campagnes depuis 2012.

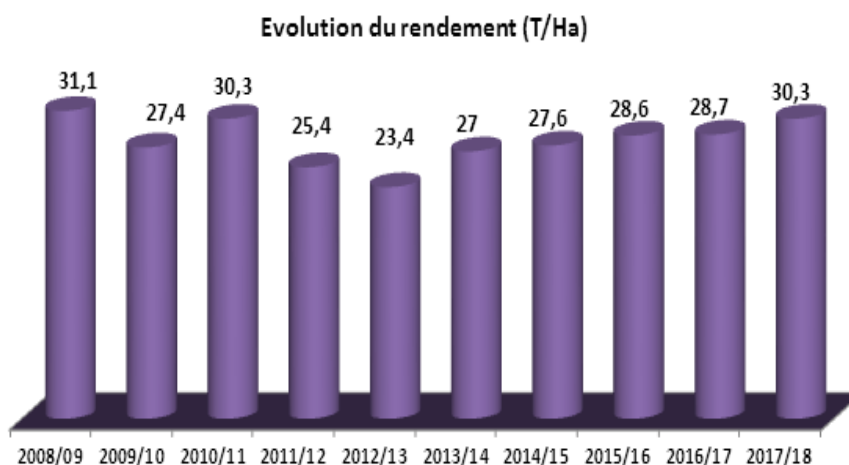


Figure 21 : Évolution du rendement de la culture d'agrumicole dans la plaine de Tadla (ORMVAT, 2015).

CHAPITRE III : CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES SOLS AGRICOLES DE BENI AMIR

I. Introduction

Ce chapitre décrit la démarche expérimentale et scientifique suivie dans ce travail de thèse. Il présente d'une part, les échantillons de sols étudiés et leurs origines, et d'autre part, les protocoles expérimentaux et les techniques utilisés pour caractériser ces sols. Ce chapitre présente aussi les résultats obtenus des sols de Beni Amir.

II. Matériels et Méthodes

1. Choix et description des stations d'étude

En agriculture, comme dans bien d'autres domaines, il n'est pas envisageable de transporter la totalité de la terre de la zone d'étude, pour réaliser une analyse, mais il est nécessaire de fixer une stratégie d'échantillonnage qui définit le plan d'échantillonnage, qui permet de localiser en plan ou en coupe les différents prélèvements de même qu'à définir le type des échantillons à prélever.

Généralement, avant d'entreprendre une campagne d'échantillonnage, il est important de faire une revue des données existantes, incluant l'historique de notre zone d'étude et les renseignements concernant la topographie du terrain, type de culture et aussi type de sol. Certains de ces renseignements ont été obtenus à partir de cartes topographiques (1/50000) et géologiques (1/100000) de Beni Mellal, Quasbat Tadla et Afourer, et aussi à partir de photos aériennes et des images du Satellite LANDSAT. Toutefois, une inspection du terrain a été effectuée dans notre zone d'étude afin de mieux localiser les zones cibles à échantillonner.

2. Types d'échantillons

Deux types d'échantillons peuvent être prélevés lors de la caractérisation des sols : les échantillons ponctuels et les échantillons composés. Dans cette étude, nous nous sommes basés sur le type d'échantillon ponctuel qui consiste à prélever un échantillon à un emplacement précis sur le terrain.

3. Mode de prélèvement des échantillons

Les différentes approches de prélèvement des échantillons sont décrites dans le *Cahier*

1 Généralités du *guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales* (Gouvernement de Québec, 2008). Les approches les plus utilisées lors de campagnes d'échantillonnage de sols sont :

1. **L'échantillonnage ciblé** : consiste à prélever des échantillons de sols à un endroit précis où les renseignements obtenus nous font soupçonner une contamination.
2. **L'échantillonnage aléatoire systématique** : consiste à prélever des échantillons selon une structure régulière. Il existe différentes configurations de maillage mais celle faite à partir d'un maillage carré est la plus courante. Dans cet exemple, les échantillons sont prélevés à chacune des intersections du maillage, au centre de celui-ci ou au hasard à l'intérieur de chacune des mailles. Le point de départ et l'orientation du maillage peuvent être choisis au hasard ou en tenant compte des renseignements disponibles (obstacles, sens de migration soupçonnée, etc.). Cette méthode permet une couverture uniforme du terrain à l'étude et elle est simple à réaliser.
3. **L'échantillonnage aléatoire simple** : consiste à prélever des échantillons à des endroits choisis au hasard sur le terrain. Cette approche (non combinée à une autre méthode) n'est pas recommandée pour localiser des stations d'échantillonnage. D'un point de vue statistique, elle peut permettre d'évaluer la contamination moyenne d'un milieu. Cependant, en raison de la variabilité intrinsèque des sols, elle ne peut donner une précision élevée que si le sol est contaminé de façon homogène. De plus, la mise en plan et l'interprétation des résultats d'analyse provenant d'échantillons prélevés de façon aléatoire simple peuvent s'avérer laborieuses.

Ces approches peuvent également être combinées pour améliorer la qualité de l'information recueillie lors de l'échantillonnage.

Dans cette étude, nous avons combiné entre ces approches pour caractériser de façon optimale notre zone d'étude. Pour réaliser cet échantillonnage, plusieurs règles ont été respectées : i) le prélèvement a été effectué sur les échantillons représentatifs faiblement altérés, il s'effectue en enlevant la partie visible de la végétation, mais en prenant soin de conserver la partie organique sous la végétation. ii) les échantillons sont prélevés de façon à limiter les possibilités de contamination lors de leur prélèvement. L'échantillonnage a été effectué autant que possible à partir de l'endroit le moins contaminé jusqu'à l'endroit le plus contaminé. Ceci a pour effet de minimiser les risques de contamination liés à l'équipement d'échantillonnage. iii) chaque échantillon d'environ 1 kg a été prélevé à partir de la couche supérieure du sol, puis localisé géographiquement à l'aide de GPS, unités WGS 84 °/ minutes,

assurant une précision planimétrique de ± 5 m. iiiii) les échantillons ont été décrits et identifiés correctement surtout pour éviter les ambiguïtés lors de l'analyse au laboratoire (Figure 22).

Une fiche descriptive de chaque échantillon et un cahier de terrain compilant toutes les investigations ont été réalisés au cours de la campagne d'échantillonnage, tels que les données de température, les conditions météorologiques, le recouvrement végétal et les espèces végétales majoritaires. La prise de photographies a été réalisée à l'aide d'une caméra numérique. Après l'échantillonnage du sol, la surface est restaurée au mieux avec une partie de la terre excavée et des pierres jetées, ceci afin de limiter au possible l'impact de notre prise d'échantillon.

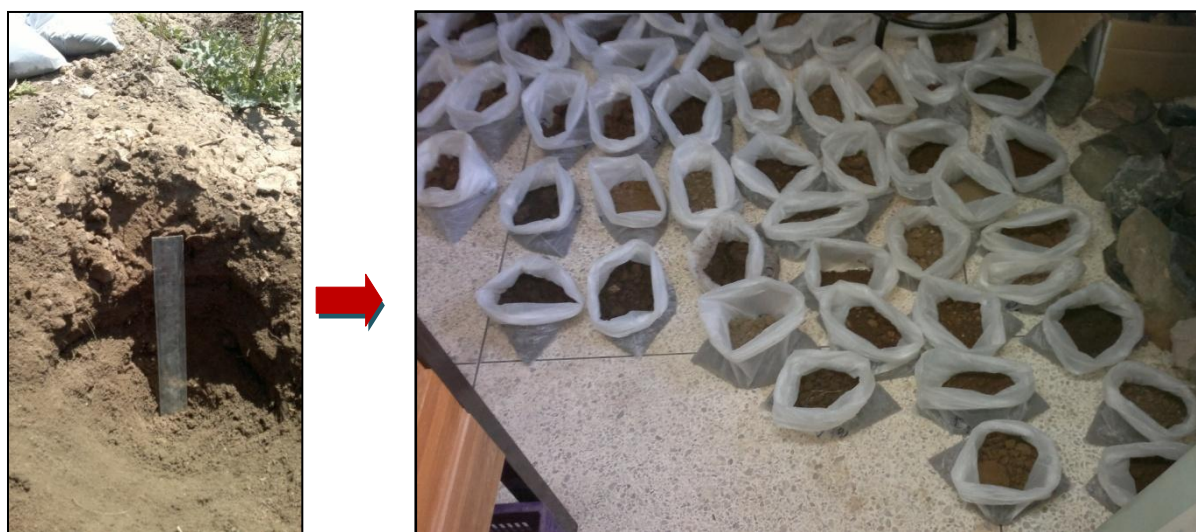


Figure 22 : Prélèvement des échantillons de sols dans le périmètre de Beni Amir.

4. Échantillonnage

Une stratégie d'échantillonnage a été mise en place pour caractériser les sols agricoles de notre zone d'étude et pour montrer l'impact possible de la pollution par les métaux lourds. Nous avons réalisé une campagne d'échantillonnage au cours du mois de mai 2015. Nous étions dans l'obligation de répartir nos points de prélèvement dans la totalité du périmètre choisi. Au total, 65 points ont été échantillonnés de façon presque régulière à tous les 1000 à 1500 m en considérant toutes les classes de sols couvrant notre site d'étude (Figure 23). Les coordonnées des différents points de prélèvement ont été prises.

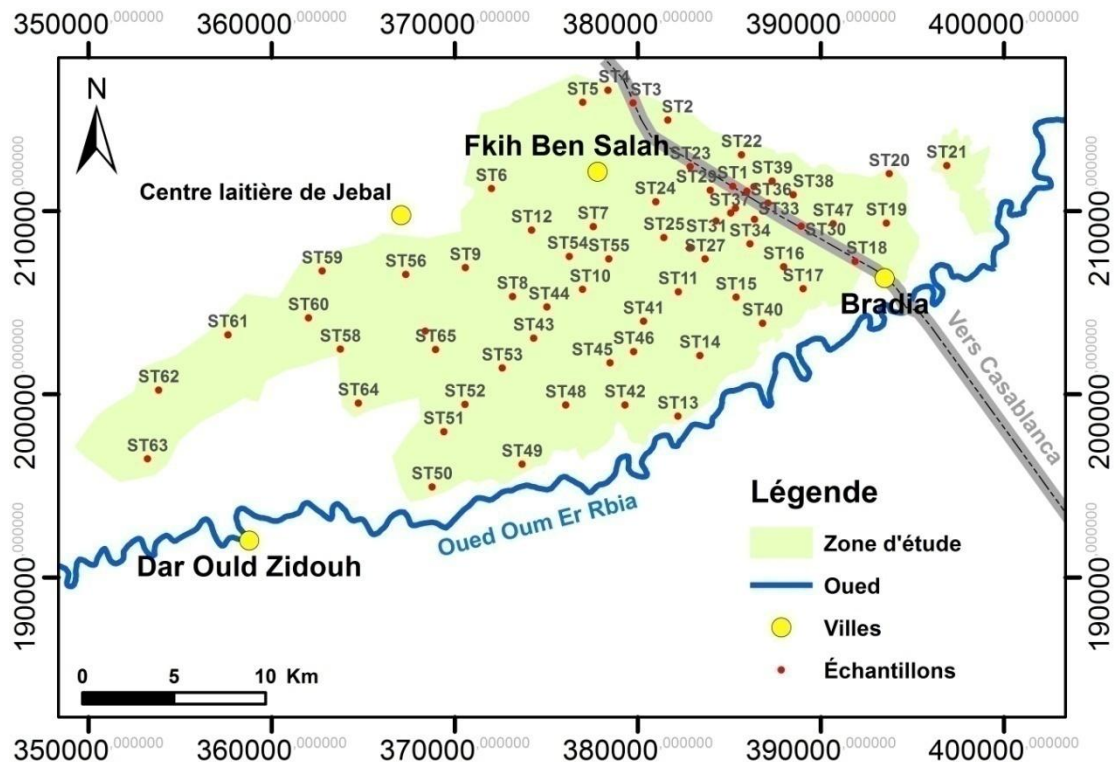


Figure 23 : Localisation spatiale des points échantillons dans la zone d'étude.

5. Préparation des échantillons

La notion de sol sec est basée sur la référence d'un séchage effectué, en couche mince, à la température ambiante et à l'abri de la lumière directe du soleil pendant trois jours. Après ce premier séchage, la quantité de sols prélevée a été collectée à travers un tamis de 5 mm pour écarter les éléments grossiers (cailloux, feuilles, racines, coquilles d'escargots, etc.). Dans son état sec, le sol contient une faible quantité d'eau dite hygroscopique. Ainsi, les échantillons séchés à l'air conservent une humidité hygroscopique, pour éliminer toute l'eau, les échantillons ont ensuite été séchés dans une étuve à 105 °C durant 24h.

Les échantillons ont été ensuite émiettés, homogénéisés et tamisés à l'aide d'un tamis de 2 mm (NF ISO 11464, 2006). Le tamisât a été réduit par la méthode de quartage (Figure 24) pour obtenir l'échantillon réduit nécessaire à l'analyse. Cette méthode consiste à diviser chaque échantillon de sol en quatre parties égales dont on ne retient que la moitié en réunissant deux quarts opposés. Cette sélection est homogénéisée et un nouveau quartage est effectué, l'opération a été répétée trois fois. On obtient ainsi un échantillon bien représentatif du matériau initial. Les échantillons ont été stockés dans des sacs en polyéthylène à température ambiante avant l'analyse.

La figure 24 montre la répartition spatiale des points d'échantillonnage du sol. Afin

d'étudier une caractérisation à l'échelle verticale, nous avons procédé à un prélèvement en profondeur dans les horizons 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm et 60-80

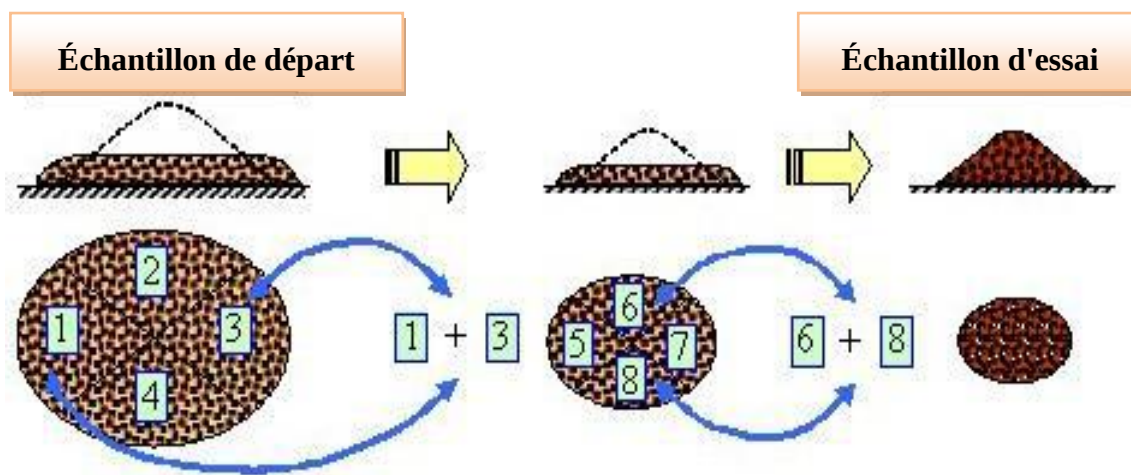


Figure 24 : Opération de quartage des échantillons.

6. Dosages et mesures 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 la caractérisation des sols agricoles du Béni Amir. Pour cela, des analyses physico-chimiques de sol ont été effectuées aux différents laboratoires de pédologie :

- Laboratoire Géoressources et Environnement à la faculté des sciences et techniques de Béni Mellal.
- Laboratoire d'analyses agronomiques, alimentaires, d'impact sur l'environnement, études d'agronomie et de pédologie (LABOMAG) à Casablanca.

L'ensemble des analyses au laboratoire ont été réalisées à la température ambiante : 20 ± 2 °C. Les solutions ont été préparées avec de l'eau distillée. Les réactifs utilisés sont de qualité analytique. L'ensemble du matériel (verrerie, flacons en polyéthylène...) est systématiquement décontaminé au moyen de l'acide nitrique à 10 % puis rincé à l'eau distillée, afin d'éviter toute contamination.

a. Détermination du pH (Norme AFNOR NF X31-103)

Le pH du sol est l'abréviation du potentiel hydrogène qui est un paramètre servant à définir l'acidité ou la basicité d'un sol. Deux sortes d'acidité ont été mesurées ; l'acidité active de eau (pH_{H_2O}) et l'acidité d'échange (pH_{KCl}).

Le pH-eau de chaque échantillon a été mesuré dans une suspension de 10 g de sol agitée dans 25 ml d'eau distillée pendant une heure sur une plaque d'agitation. Ensuite, après de fortes agitations, la solution a été laissée pendant 2 heures. Le pH de nos sols agricoles a été réalisé à l'aide d'une électrode en verre du pH-mètre. En plus d'être très utile, le pH-mètre (Thermo Scientific Orion 4-Star Plus) a été étalonné à l'aide des solutions tampons pH = 4.00 et pH = 7.00 à une température ambiante. Le pH_{KCl} a été également mesuré afin d'obtenir une idée sur l'acidité d'échange après ajout d'une solution de chlorure de potassium KCl (1M). 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.

Les mesures du pH du sol dans l'eau et dans une solution de KCl (1M) ont été faites, respectivement, selon les normes AFNOR X 31-103 et AFNOR X 31-104 (Figure 25).

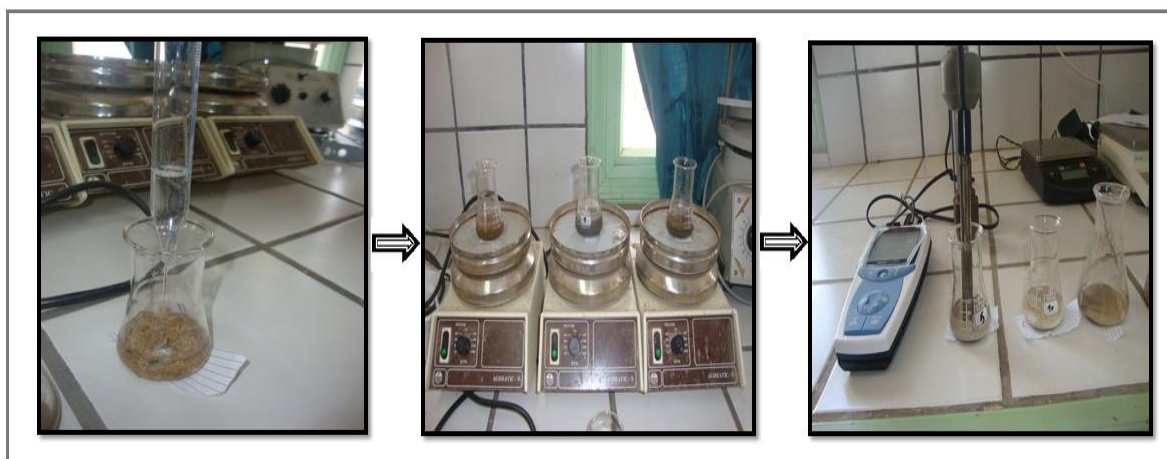


Figure 25 : mode opératoire pour mesurer le pH du sol.

b. Détermination de la conductivité électrique du sol (Norme AFNOR NF X 31-113)

La conductivité électrique du sol (CE) est une méthode qui permet de doser les sels dissous dans une solution du sol. Au laboratoire, la conductivité électrique est mesurée sur des échantillons de sol préalablement séchés, tamisés à 2 mm. La teneur en eau, de l'échantillon varie selon le mode de préparation de l'extrait du sol. On distingue deux techniques d'extraction couramment utilisées :

1. **L'extrait dilué** (la norme utilisée est la NF X 31-113 (1986)): la conductivité électrique du sol est déterminée dans une suspension de 1/5 (v. sol / v. eau), en utilisant 10 g de sol et 50 ml d'eau distillée. La solution est agitée pendant 30 min ; pour obtenir un équilibre entre la phase solide et la phase liquide, puis elle a été

laissée reposer pendant 2 heures avant l'analyse. La mesure de la $CE_{1/5}$ a été réalisée à l'aide d'une électrode en verre spécifique du Conductivimètre. Les résultats exprimés en déciSiemens par mètre (dS/m) (Figure 25).

2. **L'extrait saturé** (pâte saturée) : cette méthode consiste à fabriquer une pâte saturée en eau (US Salinity Laboratory Staff ; Richards, 1954). Généralement lorsque la $CE_{1/5}$ est supérieure à 0,5 mS/cm, il convient de passer à la mesure de l'extrait de la pâte saturée. L'extraction des sels solubles dans le sol a été réalisée à l'aide d'une centrifugeuse selon le mode opératoire suivant (Figure 26) :

- Mettre 100 g de sol dans une capsule,
- Ajouter de l'eau distillée progressivement, tout en remuant constamment avec une spatule, jusqu'à l'obtention d'une pâte saturée en eau. La pâte obtenue doit satisfaire les conditions suivantes : pas d'eau libre dans les dépressions, sa surface doit être brillante. Elle doit couler lentement quand on incline la capsule,
- Couvrir la capsule et laisser la pâte se reposer pendant 24 heures afin d'avoir un équilibre total entre le sol et l'eau (tous les ions seront mobiles dans la solution),
- Ajouter de l'eau si nécessaire,
- Centrifuger à 2500 tours/min pendant 20 min,
- Récupérer le liquide surnageant dans une éprouvette,
- Verser ensuite l'extrait dans un petit bécher et effectuer la mesure de la CE_e par la sonde du Conductivimètre.



Figure 26 : préparation de la pâte saturée.

c. Détermination de la matière organique totale et des carbonates

La teneur en matière organique totale (MOT) et la teneur en carbonate (CaCO_3) ont été mesurées selon le protocole de la méthode de calcination à différentes températures à l'aide du four thermolyne (Méthodes par calcination, NF EN 13039 (décembre 2011) Ex : NF EN 12879 (novembre 2000) (AFNOR, 1996). L'analyse et la détermination de la matière organique et de carbonate ont été faites au laboratoire, en utilisant la procédure suivante :

- Sécher l'échantillon de sol pendant 24 heures à 105 °C.
- Prendre le poids du creuset vide, ajouter le sol séché, et puis noter le poids final.
- Mettre ensuite le sol au four sous une température de 550 °C pendant 4 heures.
- Laisser le sol se refroidir et repeser le creuset.
- Mettre le même sol au four sous une température de 930 °C pendant 2 heures pour déterminer les carbonates.

- Laisser le sol se refroidir et peser le poids final de l'échantillon.

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

$$\text{M.O. (\%)} = [(P_{105}-P_0)-(P_{550}-P_0)] / ((P_{105}-P_0))*100$$

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

Où **M.O** : Matière organique,
P₀ : Poids du creuset vide,
P₁₀₅ : Poids de l'échantillon chauffé à 105 °C,
P₅₅₀ : Poids de l'échantillon chauffé à 550 °C.
P₉₃₀ : Poids de l'échantillon chauffé à 930 °C,

d. Analyse granulométrique (AFNOR NF X31-107)

L'analyse granulométrique du sol (sable, limon, argile) est réalisée suivant la méthode internationale de Robinson. Après l'élimination des particules organiques par l'action de l'eau oxygénée et des carbonates par l'attaque à l'acide fort (HCl), la terre fine est dispersée dans l'eau additionnée d'un agent dispersant (Hexamétaphosphate de sodium). Selon cette méthode de ROBINSON, des prélèvements à l'aide d'une pipette ont été effectués à différentes profondeurs de la suspension dans une éprouvette (Figure 27). Durée et profondeur sont déterminées à l'aide de la loi de stokes (NF X 31-107, 2003). Cette méthode permet de déterminer les valeurs des particules fines (argile et limons). 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 10 résume les classes conventionnelles de la granulométrie (SCET-Maroc, 1984).

Tableau 10 : Classes conventionnelles de la granulométrie d'après le ministre de l'Agriculture et de la Réforme agraire du Maroc, SCET-Maroc (1984).

Classe	Diamètre des particules
Argiles	< 2 µm
Limon fin	2 - 20 µm
Limon grossier	20 - 50 µm
Sable fin	50 - 200 µm
Sable grossier	200 - 2000 µm (2mm)

Le protocole expérimental de cette méthode d'analyse granulométrique passe par les étapes suivantes :

- Peser 10 g de sol récupéré après tamisage humide (limon et argile) ;
- Ajouter 25 ml de la solution d'hexametaphosphate ;
- Laisser le mélange une nuit pour permettre une séparation des particules granulométriques ;
- Agiter le mélange pendant 2 heures ou plus à l'aide d'un agitateur magnétique ;
- Ajouter un peu de l'eau à la solution et verser le contenu dans un cylindre de 1 litre, puis compléter le remplissage par l'eau pour avoir un litre exactement ;
- Mesurer la température de l'eau à l'intérieur du cylindre (ne pas dépasser 26 °C) ;
- Agiter bien le cylindre, puis le déposer et prélever rapidement à l'aide d'une pipette de 10 ml une quantité de la solution, en se basant sur le tableau des mesures choisi (Tableau 11).
- Verser l'échantillon dans un bécher, puis le mettre dans le four pour séchage complet à 105 °C, à la sortie du four laisser les béchers refroidir, puis peser ces béchers avec une balance de précision
- Prendre les autres prélèvements soigneusement sans agiter le cylindre, toujours en se basant sur le tableau des mesures.
- **NB :** les béchers vides doivent être déjà marqués et pesés à sec.

Tableau 11: temps et profondeur des prélèvements dans une suspension de sol pour l'analyse granulométrique (Température de la de la suspension: 22 °C).

	Fractions granulométriques			
	Limons grossiers	Limons moyens	Limons fins	Argiles
Temps de prélèvement	00h 00min 24s	00h 04min 26s	00h 44min 41s	03h 41min 30s
Profondeur de prélèvement	10 cm	10 cm	10 cm	5 cm



Figure 27 : Analyse granulométrique par la pépité de ROBINSON.

e. Analyse de la capacité d'échange cationique (CEC) (AFNOR NF X 31-130)

La détermination de la CEC selon la méthode de Metson comprend trois étapes :

- 1) L'échantillon est d'abord saturé en ions ammonium (NH_4^+) par percolations successives d'une solution d'acétate d'ammonium ($\text{CH}_3\text{CO}_2\text{NH}_4$) à 1 mol/L. Le pouvoir tampon de cette dernière permet de ramener le pH du milieu aux environs de 7, ce qui constitue une des caractéristiques essentielles de cette méthode.
- 2) Après avoir éliminé l'excès d'ions ammonium par percolations d'alcool éthylique et 3) on procède ensuite à leur échange par une solution de chlorure de sodium à 1 mol/L. Les ions ammonium déplacés sont dosés par spectrophotométrie sur la solution précédente. Les concentrations trouvées sont en méq/100g. La prise d'essai est de 2,5 g de sol broyé à 2 mm.

f. Analyse des cations échangeables (Na_2O , CaO , K_2O , MgO) (AFNOR NF X31-108)

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) (Figure 28). Cette analyse est réalisée simultanément avec celle du potassium échangeable.



Figure 28 : Dosage par spectrométrie d'émission atomique par plasma induit (ICP).

g. Analyse de l'Azote, Nitrates et Ammonium

Les concentrations en Azote "total", en nitrates et en ammonium ont été déterminées à l'aide de la méthode Kjeldahl selon la norme NF ISO 11261 au sein du laboratoire d'analyses agronomiques, alimentaires, d'impact sur l'environnement, études d'agronomie et de pédologie (LABOMAG) à Casablanca.

h. Phosphore assimilable

Le phosphore assimilable est mesuré suivant la méthode Olsen. Le sol est mis en contact avec une solution d'hydrogénocarbonate de sodium (extraction sur 2,5 g de sol séchés et tamisés à 2 mm), suivant la norme internationale NF ISO 11263. L'extrait obtenu est dosé par spectrophotocolorimétrie.

7. Traitement géostatistique des données

a. Comparaison des différentes méthodes d'estimation

Le but de cette partie vise une étude et une analyse comparative afin de faire la mise au point sur la méthode d'interpolation spatiale qui semble la plus adaptée et la plus appropriée pour caractériser et cartographier la distribution spatiale des différents paramètres de sol dans notre zone d'étude. Généralement, les méthodes d'interpolation choisies sont :

- Inverse Distance Weighting (IDW) : L'outil Pondération par l'inverse de la distance (IDW) utilise une méthode d'interpolation qui évalue les valeurs des cellules en

calculant la moyenne des valeurs des points d'échantillonnage dans le voisinage de chaque cellule de traitement. Plus un point est proche du centre de la cellule en cours d'analyse, plus il a d'influence (ou poids) sur la procédure de calcul de la moyenne.

- Global Polynomial (GPI) : En mathématiques, en analyse numérique, l'interpolation polynomiale est une technique d'interpolation d'un ensemble de données ou d'une fonction par un polynôme. En d'autres termes, étant donné un ensemble de points (obtenu, par exemple, à la suite d'une expérience), on cherche un polynôme qui passe par tous ces points, et éventuellement vérifie d'autres conditions, de degré si possible le plus bas
- Radial Basis Functions (RBF):
- Local Polynomial (LPI):
- Ordinary Kriging (OK) : Le krigeage est une procédure géostatistique avancée qui génère une surface estimée à partir d'un ensemble dispersé de points avec des valeurs Z. Plus que les autres méthodes d'interpolation, une investigation approfondie du comportement spatial du phénomène représenté par les valeurs Z doit être effectuée avant de sélectionner la meilleure méthode d'estimation pour la génération de la surface en sortie

L'utilisation des logiciels SIG tels que ArcGIS est essentielle au projet de cartographie des sols. Ce logiciel comprend une suite d'applications intégrées : Arc Map, Arc Catalog et Arc Toolbox. À l'aide de ces trois applications, on peut effectuer toutes les tâches SIG, de la plus simple à la plus avancée. Les méthodes de cartographie utilisées dans ce travail sont celles proposées par l'extension Geostatistical Analyst d'ArcGIS 10.2.2. En se basant sur les données bibliographiques, pour chaque méthode, la taille des pixels de sortie a été fixée à 30 m. Évidemment, la méthode de la géostatistique a été exploitée en se basant sur l'analyse du semi-variogramme. La Figure 29 décrit la démarche suivie pour déduire la méthode d'interpolation spatiale la plus adaptée. Cette démarche comprend plusieurs étapes : la collecte et l'intégration des données existantes, l'exploration des données, le choix des méthodes d'interpolation spatiale et finalement la comparaison des résultats cartographiques obtenus par validation croisée. Nous rappelons ici que la variable d'intérêt étudiée est la matière organique (MO).

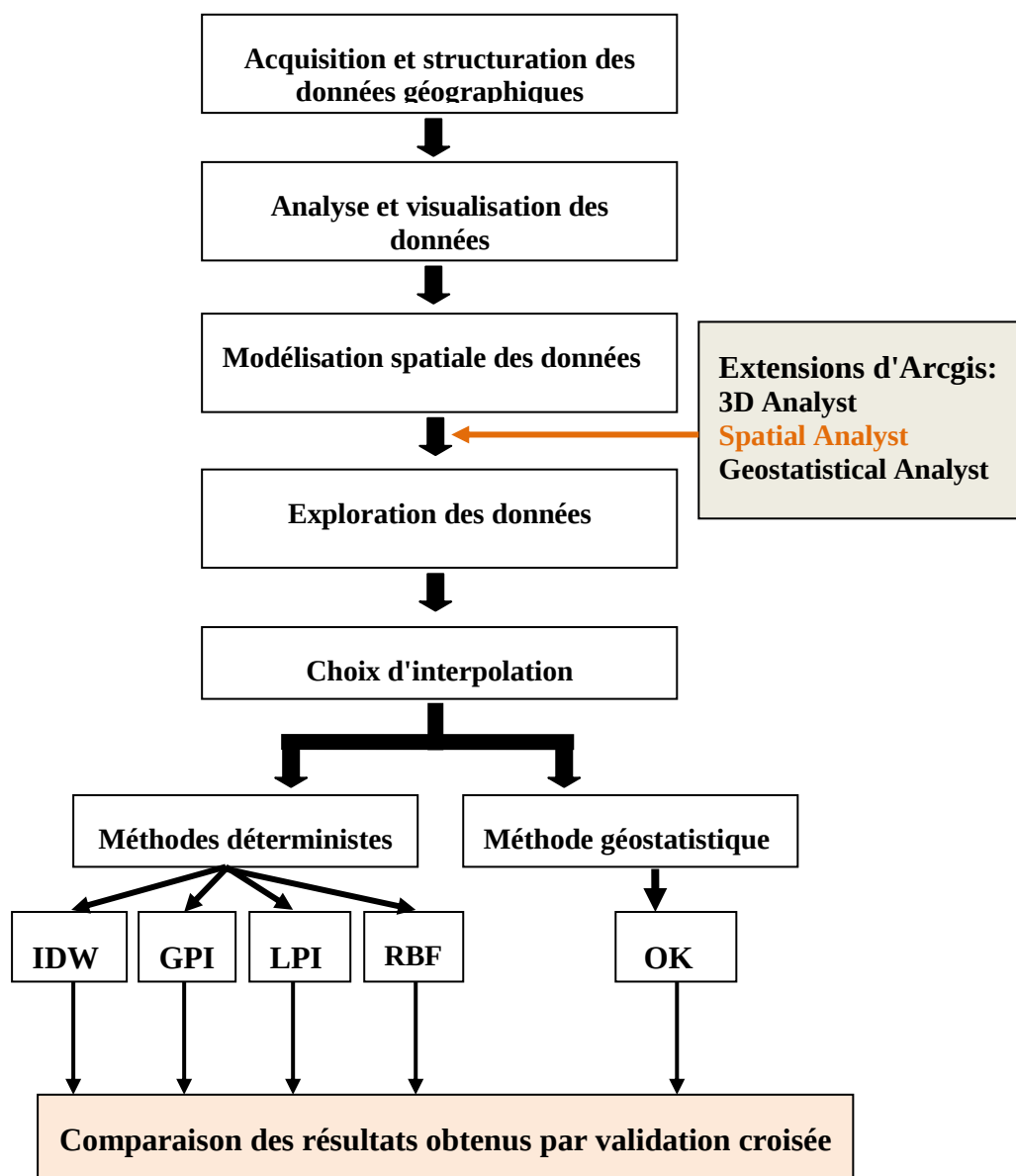


Figure 29 : schéma général montrant les étapes de la démarche suivie pour le traitement géostatistique des données.

La validation croisée est la dernière étape avant la création de la surface interpolée qui sera intégrée à la carte. Pour comparer les méthodes d'interpolation, il est nécessaire de vérifier les résultats obtenus dans la rubrique «Prediction Errors», et qui est un récapitulatif des statistiques sur l'erreur d'estimation.

- La première ligne « Mean » est l'erreur moyenne, c'est la moyenne des erreurs d'estimation, une bonne estimation fait tendre ce terme vers 0.
- La seconde ligne « Root Mean Square » est l'écart type des erreurs d'estimation, une bonne estimation fait tendre ce terme vers 1.
- La troisième ligne « Average Standard Error » est la moyenne de l'écart type de

krigeage, une bonne estimation va donc tendre à minimiser ce terme.

- La quatrième ligne « Mean Standardized » est la moyenne de l'erreur réduite, une bonne estimation approche ce terme de 0.
- La dernière ligne « Root Mean Square Standardized » est l'écart type de l'erreur réduite, pour une bonne estimation, ce terme tend vers 1.

b. Validation croisée des traitements statistiques des résultats de l'analyse de la matière organique (MO)

Cinq techniques d'interpolation sont effectuées dans le but de retenir la carte de répartition quantitative de la MO, qui paraît la plus représentative de la réalité (Figure 30). Pour cela, il faut comparer les résultats de validation croisée illustrés sur la Figure 24. Le récapitulatif des statistiques de l'erreur d'estimation montre que le krigeage ordinaire est plus précis, car la moyenne des erreurs est plus proche de zéro (-0,0172) et l'écart type des erreurs d'estimation est plus faible par rapport aux autres types interpolation étudiés.

Les courbes de corrélations entre les valeurs mesurées (Measured values) et les valeurs estimées (predicted values), nous a permis de sélectionner, parmi les cinq méthodes d'interpolation utilisées, l'estimateur qui est le plus adapté à notre cas. En effet, plus le nuage est proche de la première bissectrice, plus le résultat est meilleur. La méthode donnant le résultat optimal est la méthode de krigeage ordinaire, avec un coefficient de corrélation de l'ordre de 0,193 ; la méthode IDW montre un coefficient de corrélation de l'ordre de 0,152. Les deux méthodes PLI et RBF donnent une corrélation faible avec un coefficient de corrélation de l'ordre de 0,146 et 0,148 respective. Par contre, la méthode GPI montre un nuage de corrélation plus éloigné de la première bissectrice ($r^2 = 0,115$) (Figure 31). Par ailleurs, la superposition des nuages des erreurs commises lors de l'interpolation en fonction des valeurs mesurées, pour les cinq méthodes, montre que des nuages autour de la droite $y = 0$ avec des coefficients de corrélation de l'ordre de 0,724, 0,761, 0,820, 0,769 et 0,788 pour OK, IDW, GPI, PLI et RBF, respectivement (Figure 32). En conclusion, la méthode de krigeage ordinaire s'est révélée plus représentative que les autres méthodes. La méthode IDW donne un résultat sensiblement meilleur que les trois autres méthodes PLI, GPI et RBF. L'usage conjoint de méthodes géostatistiques et de modèles déterministes montre que l'interpolation géostatistique permet de produire une carte plus réaliste que celle obtenue par les méthodes d'interpolation déterministes. Par exemple la méthode IDW permet d'obtenir des grilles très rapidement, mais crée des zones circulaires autour des valeurs observées.

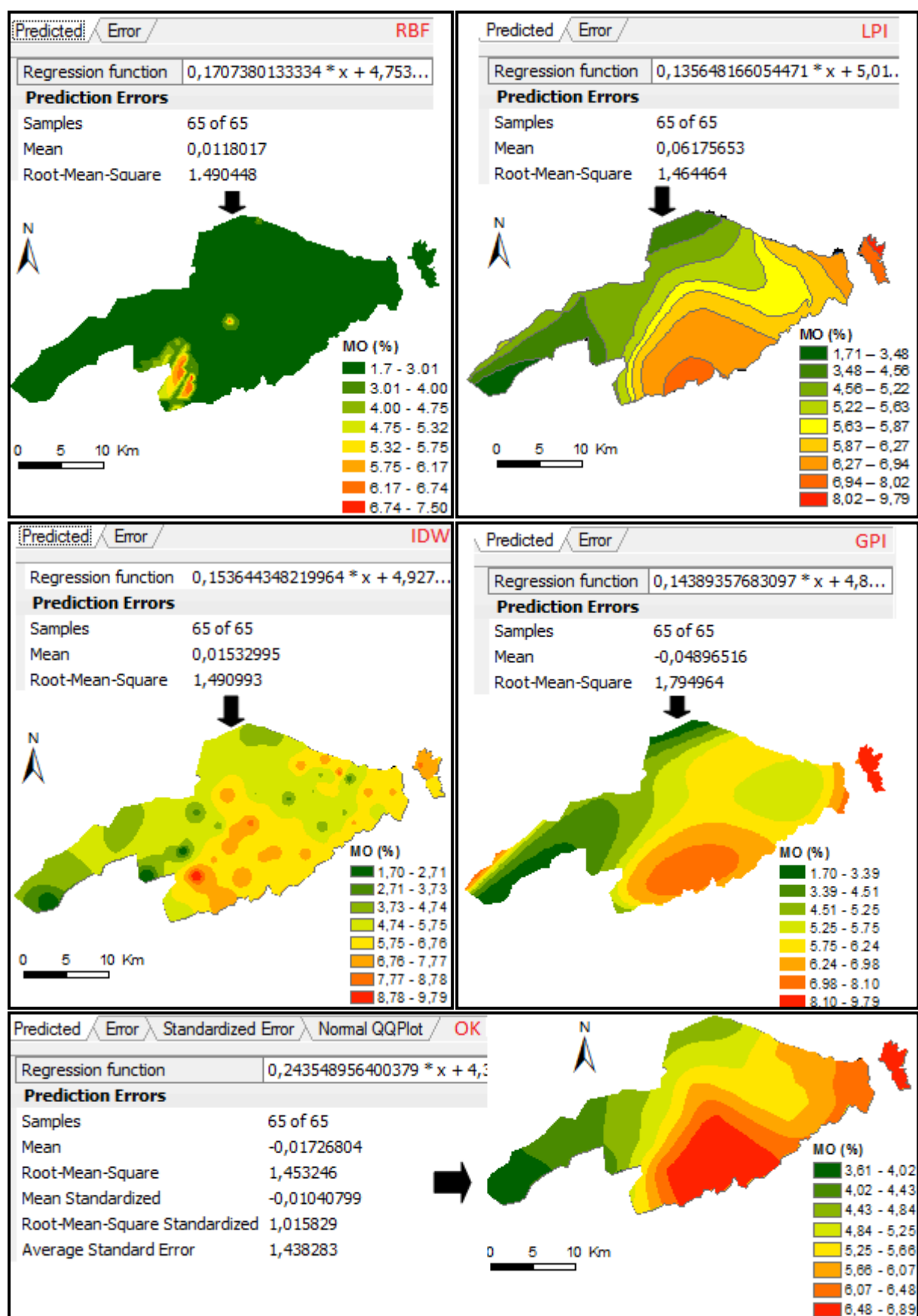


Figure 30 : Comparaison des cinq méthodes d'interpolation par validation croisée (affichage des statistiques d'erreur et la carte de distribution de la MO).

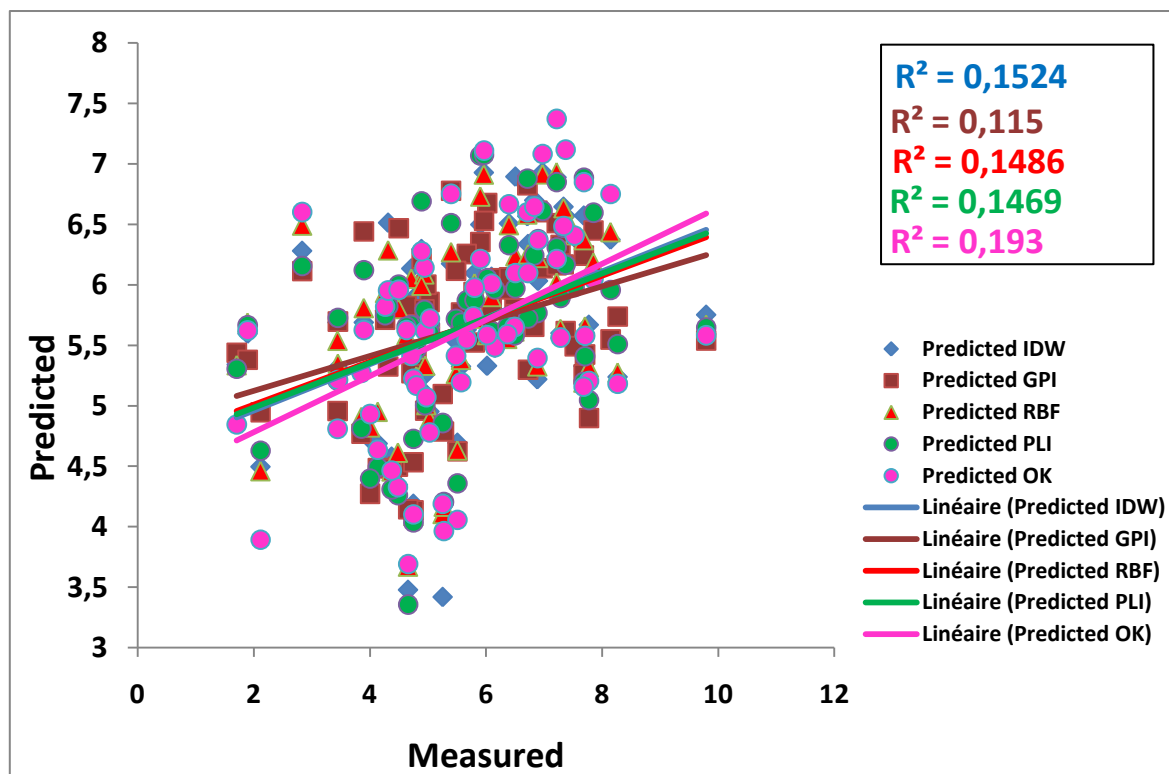


Figure 31 : Superposition des corrélations entre les valeurs estimées obtenues par l'interpolation et les valeurs mesurées, pour les méthodes IDW, RBF, GPI, PLI et le OK.

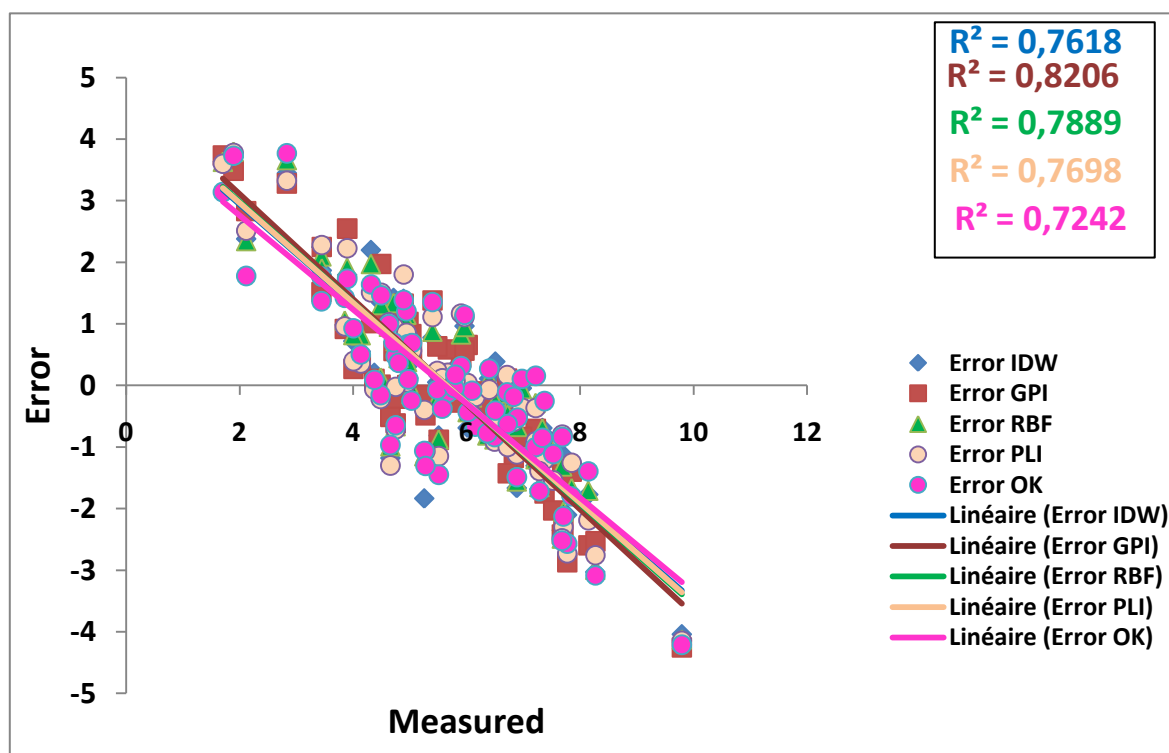


Figure 32 : Superposition des corrélations entre les valeurs des erreurs commises lors de l'interpolation et les valeurs mesurées, pour les méthodes IDW, RBF, GPI, PLI et le OK.

8. Traitements statistiques des données de sol

Nous avons commencé les traitements statistiques par le calcul des éléments statistiques de base tels que les moyennes, valeurs minimales, valeurs maximales, les écarts-types, etc; relatifs à chaque paramètre physico-chimique mesuré à l'aide du logiciel Excel (version 2007).

L'application de différentes approches statistiques multivariées pour l'interprétation de ces données offre une bonne compréhension de la qualité du sol (Douaoui, 1995 ; Bensouna, 2014). En raison de l'existence de différents facteurs pouvant affecter la qualité du sol, ces méthodes ont été appliquées aux données physico-chimiques afin d'étudier les variables qui influencent la qualité de sol dans la zone d'étude. Tous les calculs mathématiques et statistiques ont été réalisés à l'aide des logiciels SPSS et XL-Stat (version 2014).

Les méthodes factorielles ont été appliquées pour examiner les relations entre les variables (Robain, 1992). Tandis que la méthode de classification hiérarchique a été appliquée aux sols en vue de regrouper les sites d'échantillonnage similaires (variabilité spatiale) en utilisant la méthode de " Ward " et la distance type "euclidienne" (Beaulieu-Prévost et al., 2005; Gonzalez, 2008; Cassor et Le Roux, 2014). Ces techniques ont été appliquées à des données expérimentales, normalisées pour éviter les erreurs de classification résultant des différents ordres et des différentes unités entre les variables.

III. Présentation des résultats

1. Paramètres physico-chimiques

a. 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 d'une basicité remarquable. Leurs pH de l'eau s'échelonnent entre 7,8 et 9,1 avec une moyenne de l'ordre de 8,60 pour le pH- H_2O et le pH- KCl varie entre 6,9 à 7,5 avec une moyenne de 7,1. Nous remarquons que les valeurs du pH- KCl sont inférieures

aux valeurs mesurées pour le $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ (Figure 33). Ceci est dû au fait que l'acidité réelle prend en compte uniquement les ions H_3O^+ libérés dans la solution par le sol, alors que l'acidité potentielle (K^+) prend en compte également les ions H_3O^+ (et Al^{3+}) échangeables et adsorbés à la surface des colloïdes (Tapernoux, 1928).

Verticalement cette alcalinité change aléatoirement avec la profondeur. Sur tous les sites étudiés l'alcalinité croît, généralement, de la surface en profondeur des horizons (Figure 28). Cela peut être lié aux variations des teneurs en CO_2 et en carbonates dans les horizons du sol.

Selon la classification d'USDA (2017), les sols du périmètre de Béni Amir sont modérément à fortement basiques.

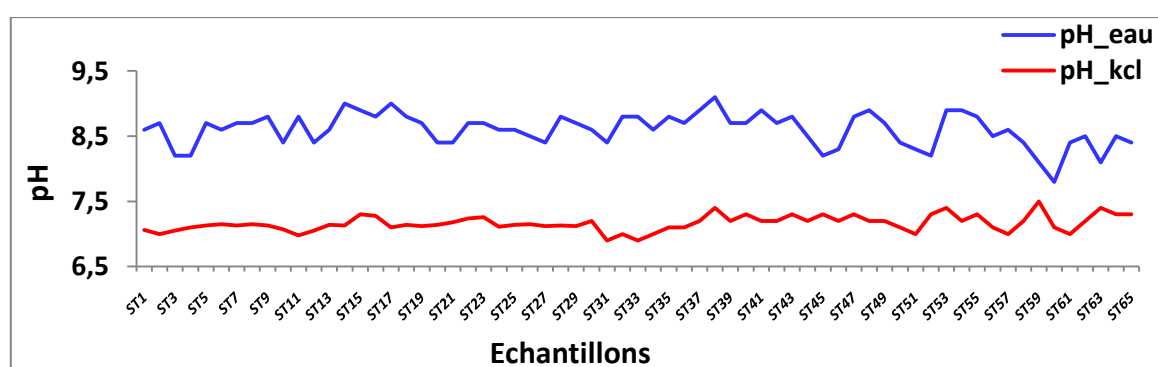


Figure 33 : évolution du pH des sols de Béni Amir.

La différence entre le pH d'échange et le pH de l'eau $\Delta\text{pH} = (\text{pH}_{\text{Kcl}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}})$ est un paramètre utile pour apprécier la réactivité du complexe absorbant du sol (Olayossimi et al., 2018). Pour le cas de nos échantillons, ΔpH 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 pH_{Kcl} et $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ est inférieure à 1 donc ces sols sont saturés en minéraux, et influencés par le calcaire (Tableau 12).

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 35).

Tableau 12 : Valeurs de pH du sol étudiés de Beni Amir.

Stations	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	pH_{Kcl}	$\Delta\text{pH} = (\text{pH}_{\text{Kcl}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}})$
<i>Mean</i>	8,60	7,16	-1,44
<i>Maximum</i>	9,1	7,5	-0,6
<i>Minimum</i>	7,8	6,9	-1,9

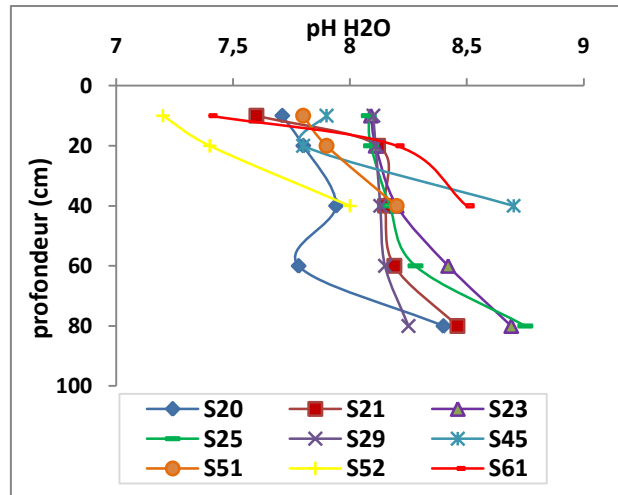


Figure 34 : Variation verticale du $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ de sols de Béni Amir.

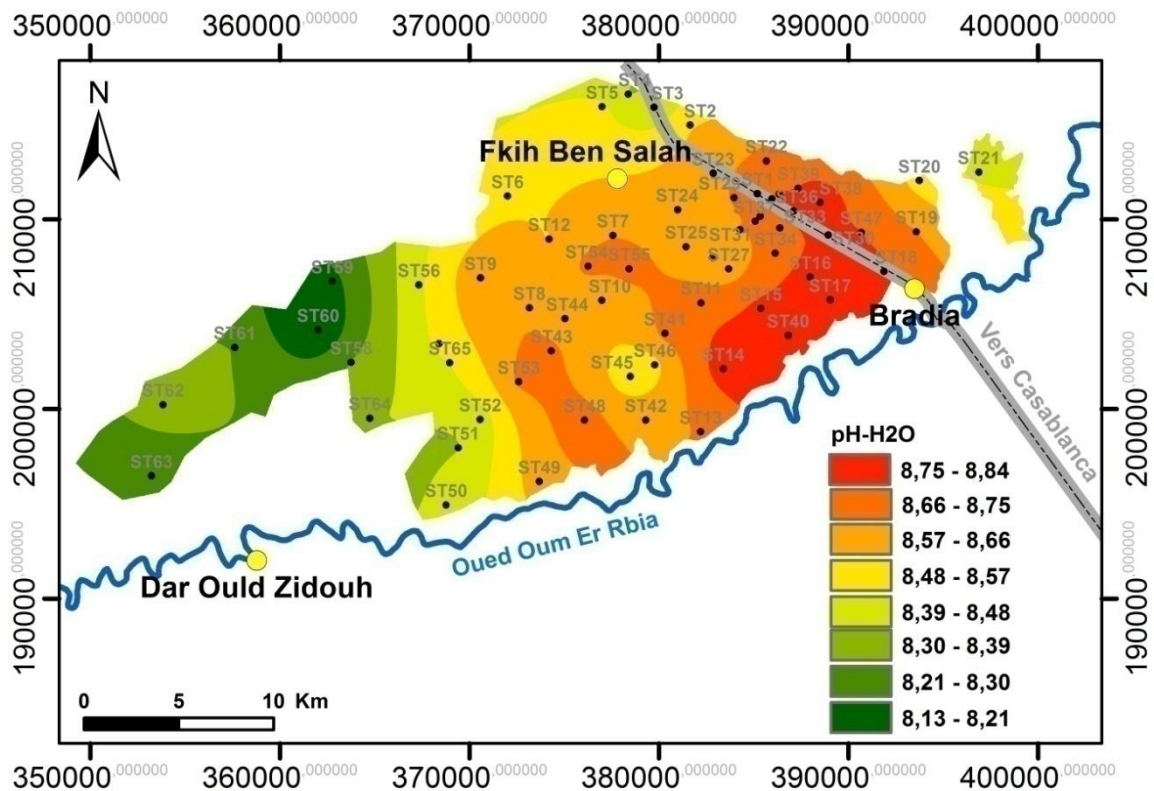


Figure 35 : Distribution spatiale du $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ des sols de Beni Amir.

b. Texture du sol

Après l'échantillonnage sur le terrain, les analyses granulométriques des sols ont été effectuées au laboratoire afin de déterminer la distribution des particules en pourcentage suivant leurs diamètres. En considérant les 65 échantillons, les résultats de nos analyses granulométriques ont montré que les pourcentages d'argile, de limon et de sable varient, respectivement, de 22 à 50.7 %, de 12.3 à 45.3 %, et 13.4 à 63.8 % (Tableau 13). Ces valeurs

ont été à la base de la classification texturale en fonction de la classification proposée par l'USDA (1975). La projection des résultats de l'analyse granulométrique sur le triangle des textures des sols (USDA, 1975) montre la prédominance des classes texturales suivantes (Figure 36):

- Classe argileuse,
- Classe limono-argilo-sableuse,
- Classe limono-argileuse.

Les distributions spatiales des fractions d'argile, de limon et de sable (Figures 37, 38 et 39) montrent que les sols de Béni Amir sont riches en fraction argileuse (Figures 37).

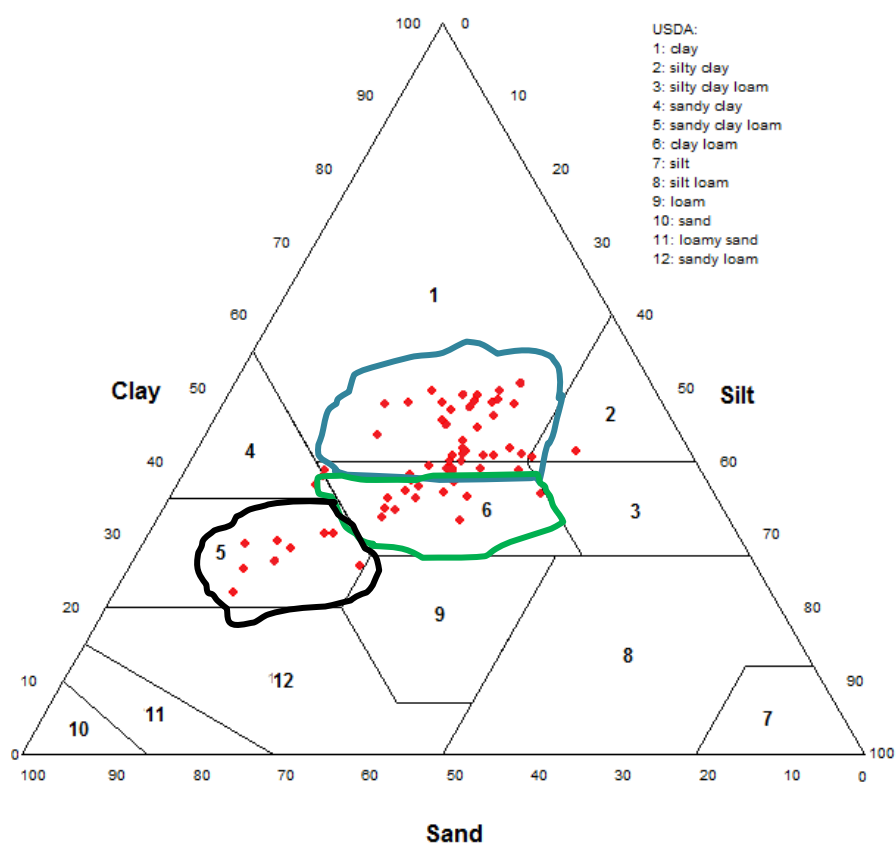


Figure 36 : Texture de sols de Beni Amir.

Tableau 13 : Fraction granulométrique des sols de Beni Amir.

	Argile	Limon		Sable	
		Fin	Grossier	Fin	Grossier
Maximum	50,7	30	17,1	45,5	32
Minimum	22	6	1,5	9,7	3,7
Moyenne	39,38	19,79	8,89	21,47	10,46

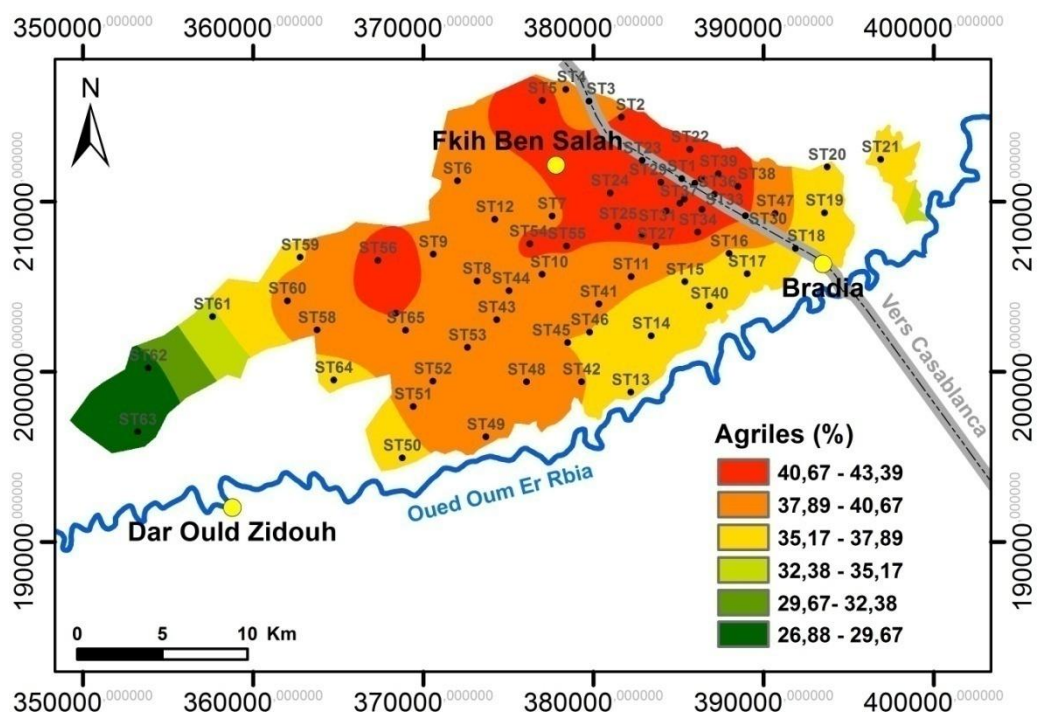


Figure 37 : Distribution spatiale de la fraction argileuse des sols de Beni Amir.

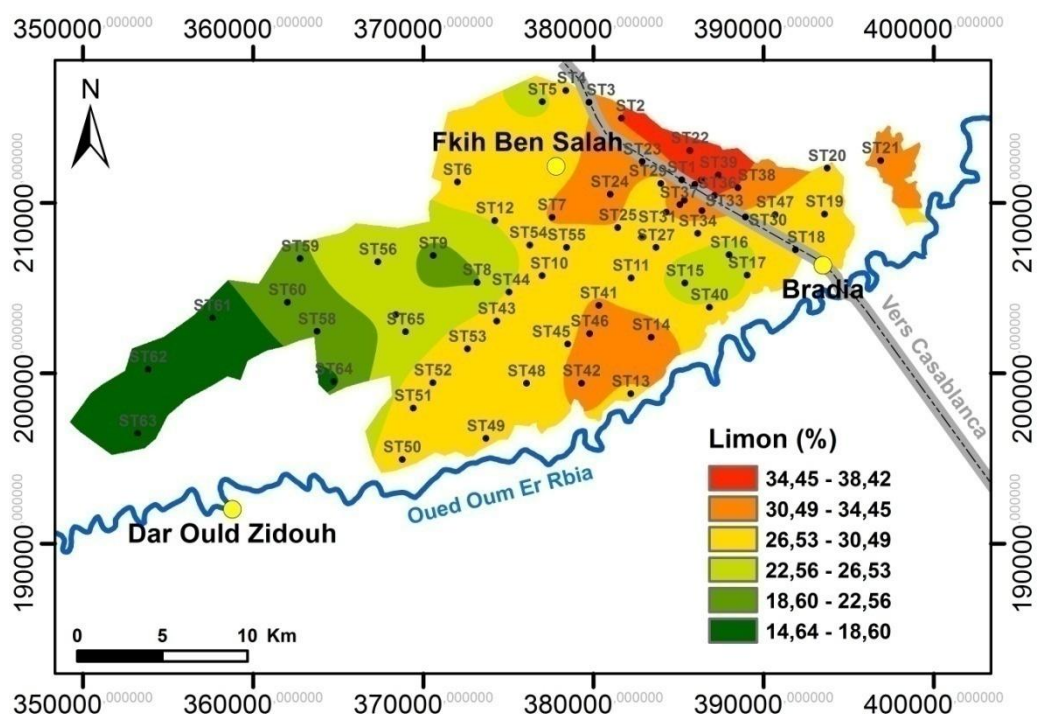


Figure 38 : Distribution spatiale de limon des sols de Beni Amir.

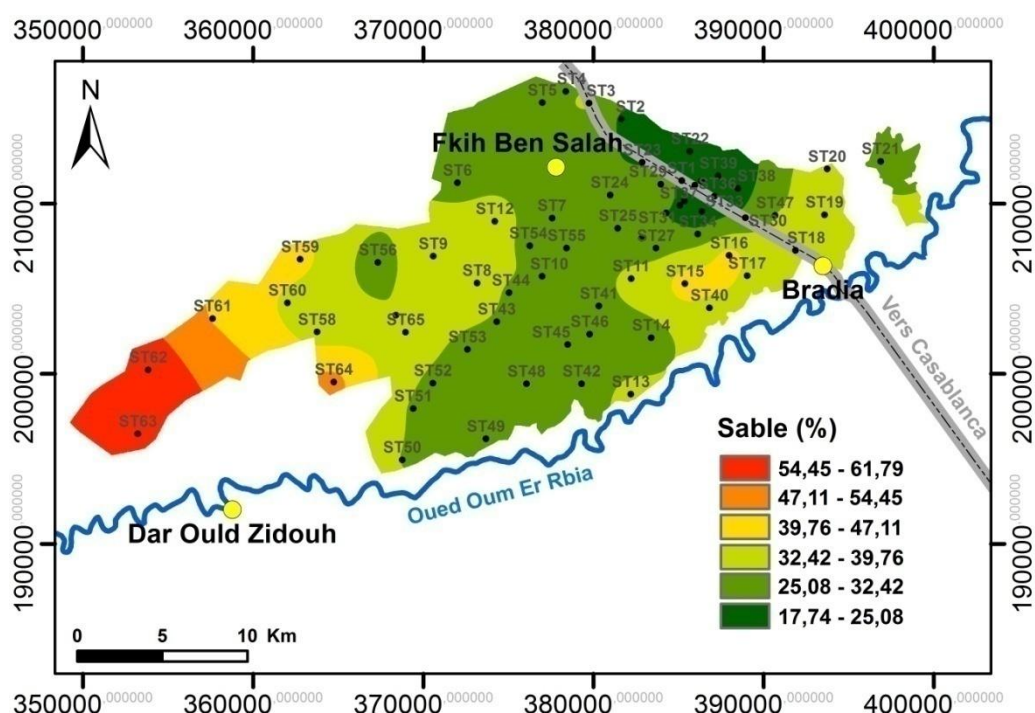


Figure 39 : Distribution spatiale du sable des sols de Beni Amir.

c. Teneur en carbonates CaCO_3

D'après les résultats obtenus par la méthode de perte au feu, on constate que la teneur en carbonate de calcium (CaCO_3) varie de 0,8 % à 44 % avec une moyenne de 15,53 % (Figure 40). Les carbonates se trouvent donc en forte quantité, ce qui explique la basicité des sols étudiés. De point de vue variation verticale, on observe clairement une légère diminution de taux de carbonates en des horizons (Figure 41).

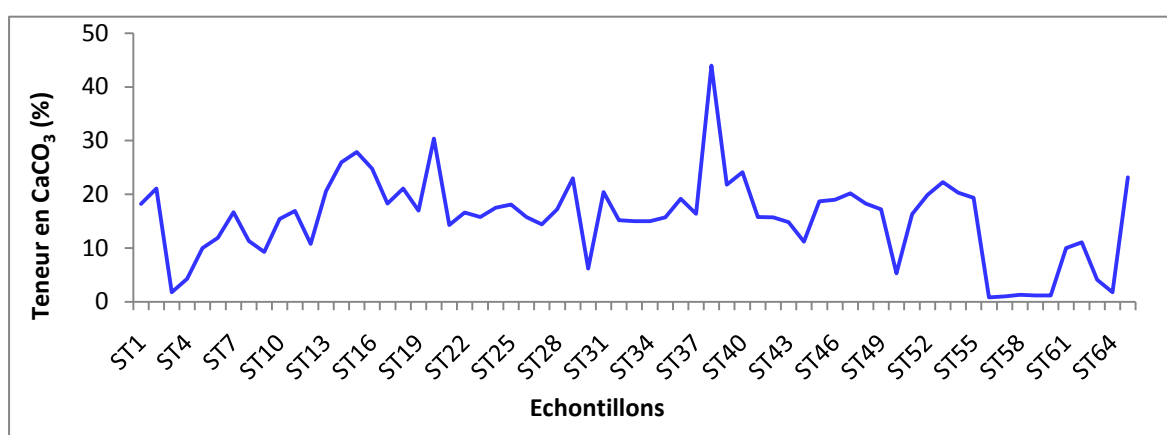


Figure 40 : Variation spatiale des carbonates de sols de Béni Amir.

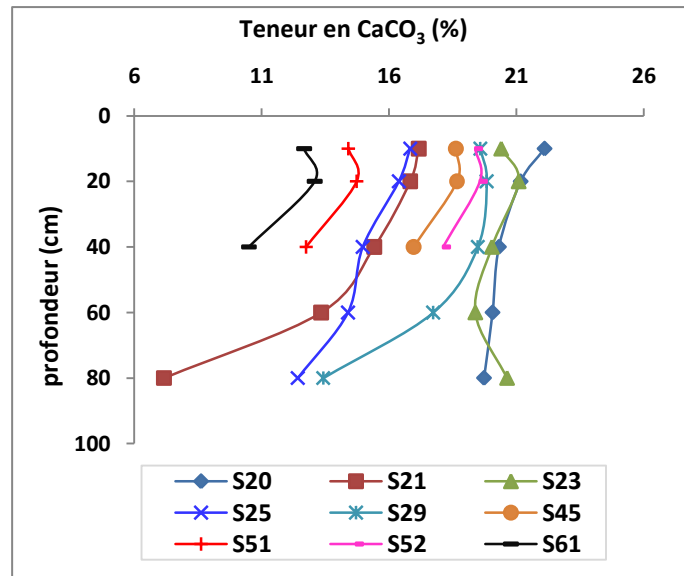


Figure 41 : Variation verticale des carbonates de sols de Béni Amir.

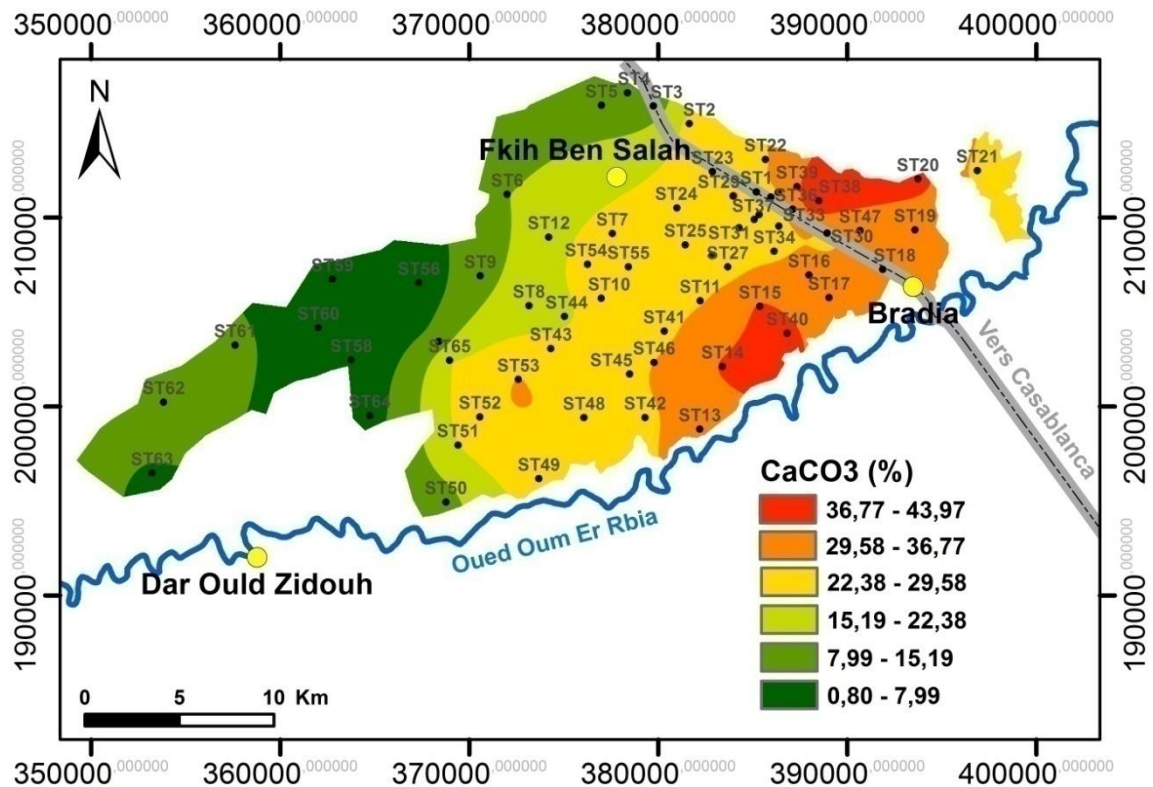
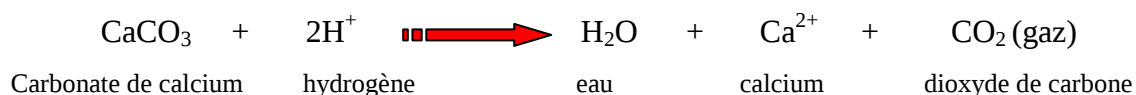


Figure 42 : Distribution spatiale du carbonate de calcium (CaCO_3) des sols de Beni Amir.

Les valeurs de CaCO_3 montrent des distributions inégales souvent corrélées à des caractéristiques topographiques telles que la pente et l'altitude. Les sols étudiés, du périmètre de Béni Amir, sont riches en carbonates avec une légère diminution vers le Sud-Ouest (Figure 42). 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 12).

Les amendements calcaires les plus communément utilisés, pour neutraliser l'acidité du sol, sont à base de roches calcaire (CaCO_3) ou dolomitique $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$. Dans notre zone d'étude, l'utilisation de la chaux ou de la dolomie est inutile car les ions CO_3^- présents dans le calcaire ou la dolomie de la roche mère neutralisent les ions d'hydrogène de la solution du sol en donnant de l'eau et du dioxyde de carbone d'après la réaction suivante :



Le calcium et le magnésium jouent eux-mêmes un rôle important dans l'ajustement du pH du sol. En effet, au fur et à mesure que les ions hydrogène quittent les sites d'échange pour remplacer les ions hydrogène (H^+) neutralisés par les carbonates dans la solution du sol, les ions calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+}) occupent ces sites d'échange afin d'assurer la saturation du sol (Nouveau, 2001). De plus, le calcium et le magnésium sont des éléments qui contribuent à la nutrition minérale des plantes. La chaux apporte le calcium aux cultures alors que la dolomie apporte à la fois le calcium et le magnésium. Les deux types d'amendements calcaires améliorent la structure du sol et l'absorption des engrais par les cultures (Nouveau, 2001).

Cet enrichissement en carbonate a été confirmé par les résultats obtenus à partir des DRX (Figure 91 voir l'annexe).

d. Conductivité électrique du sol

L'évaluation de la salinité du sol est basée sur les données de la CE et leur distribution spatiale. La conductivité électrique est un paramètre clé permettant de déduire la salinité du sol malgré sa grande variabilité spatiale dans les sols agricoles (Montoroi, 1997). L'interpolation par la méthode krigage a été utilisée pour prédire et résoudre le problème des sites non échantillonnés. Dans notre étude nous nous sommes basés sur la conductivité de l'extrait de la pâte saturée parce qu'elle est proche de l'état réel du sol. Les valeurs obtenues de la conductivité électrique varient entre 0,1 et 1,5 dS/m pour $\text{CE}_{1:5}$ et entre 0,5 et 6,95 dS/m pour la pâte saturée du sol; avec une moyenne de l'ordre de 0,34 et 1,72 dS/m respectivement (Figure 43). Selon la classification de la FAO (Norme FAO, 1989) et les recommandations d'Ontario Field Crop (Tableau 14), ces sols sont modérément à fortement salins. Verticalement, la salinité est relativement constante pour la majorité des échantillons (à

l'exception de l'échantillon S45) montrant un caractère légèrement salin à la surface et très salin à environ 20-40 cm de profondeur (Figure 44 ; Tableau 15).

La carte de répartition spatiale de la CE de l'extrait de la pâte saturée montre que la plus grande partie de la zone d'étude est touchée par ce phénomène de salinitisation (Figure 45). 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 dans la partie sud-ouest. Ce résultat est conforme aux résultats obtenus par El-Halouani (2019) sur les eaux souterraines de la nappe de Beni Amir, dont les fortes valeurs sont observées dans les puits ayant les mêmes localisations que nos échantillons de sol.

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).

Tableau 14 : effets des différents niveaux de salinité des sols cultivés sur les plantes (d'après Ontario Field Crop Recommendations OMAFRA, 1996).

Salinité du sol (mS / cm)	Niveau	Réaction des plantes
de 0 à 0,25	Faible	Niveau convenable pour la plupart des plantes si les quantités recommandées d'engrais sont respectées.
de 0,26 à 0,45	Moyen	Niveau toléré par la plupart des plantes si les quantités recommandées d'engrais sont respectées.
de 0,46 à 0,70	Élevé	Niveau pouvant réduire la germination et causer des dommages légers à sévères aux plantes sensibles à la salinité.
de 0,71 à 1	Très élevé	Niveau de salinité pouvant empêcher la germination ou causer des dommages légers à sévères à la plupart des plantes.
> 1	Extrême	Niveau causant des dommages sévères à la plupart des plantes.

Tableau 15 : Échelle de la salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait 1/5 (Aubert, 1978).

CE (dS/m) à 25°C	Degré de salinité
CE < 0,6	Sol non salé
0,6 < CE < 2	Sol peu salé
2 < CE < 2,4	Sol salé
2,4 < CE < 6	Sol très salé
CE > 6	Sol extrêmement salé

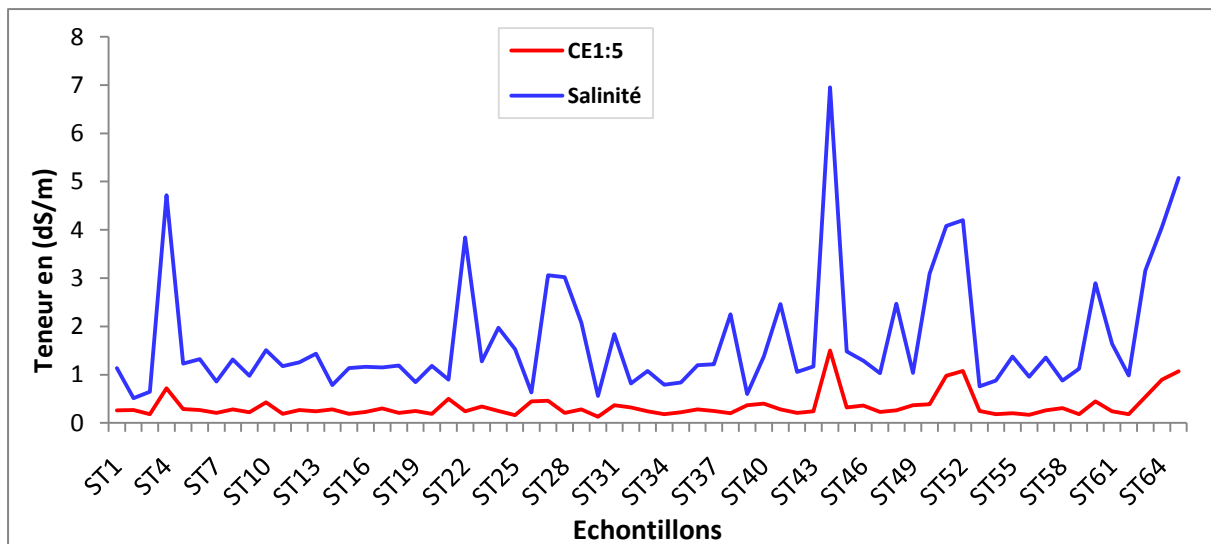


Figure 43 : Variation latérale de la conductivité électrique du sol de Beni Amir.

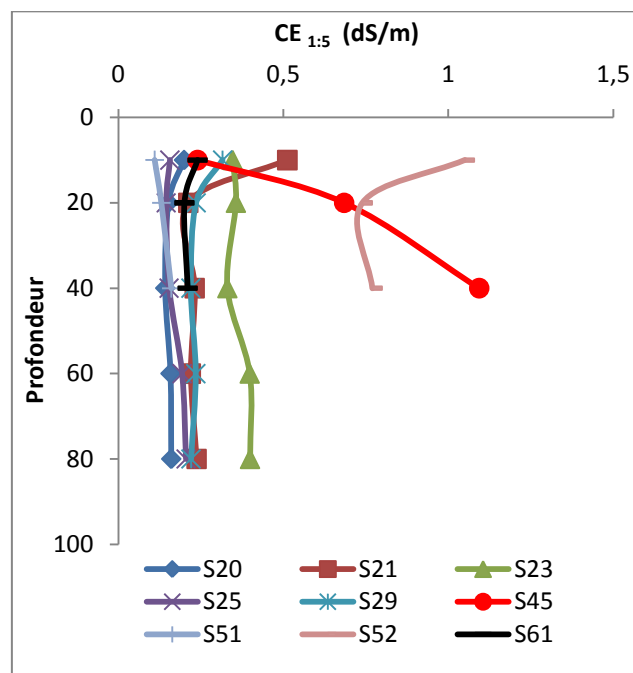


Figure 44 : Variation verticale de la conductivité électrique $CE_{1:5}$ du sol de Beni Amir.

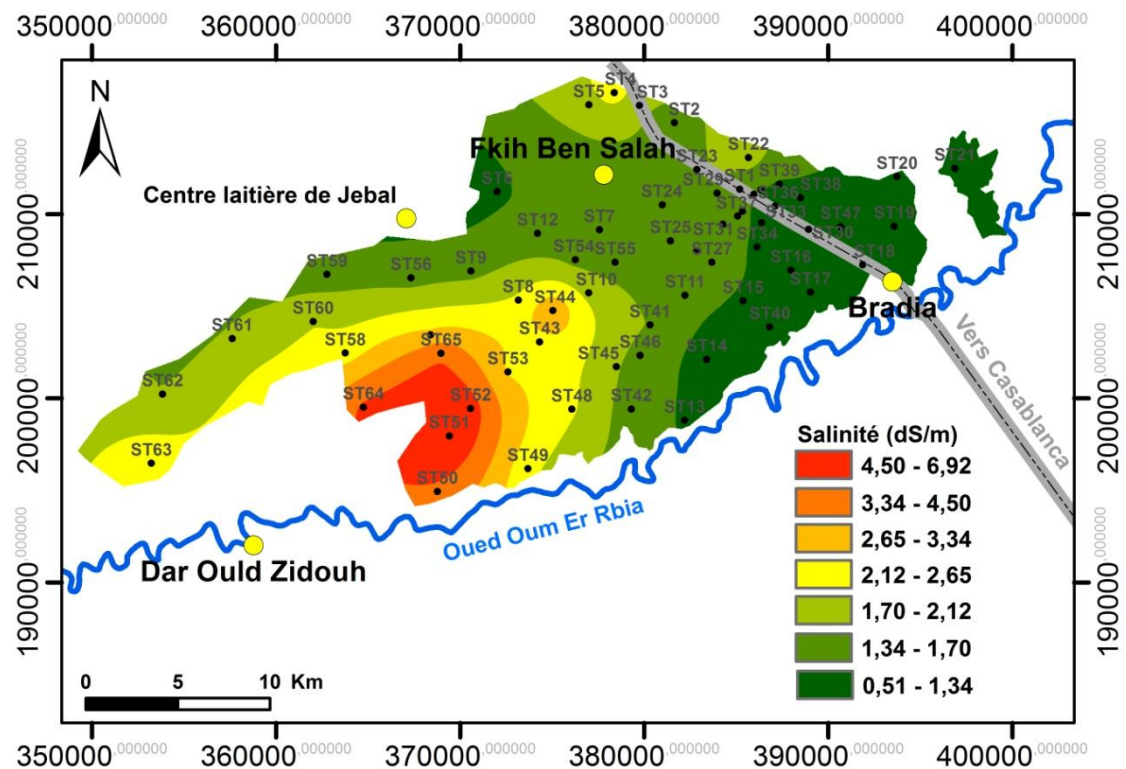


Figure 45 : distribution spatiale de la CE de l'extrait de la pâte saturée des sols de Beni Amir.

e. 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 16). Dans les sols de Béni Amir, les valeurs de la CEC mesurées selon la méthode Metson, à pH 7, varient entre un minimum de 10,4 mEq/100g et un maximum de 31,5 mEq/100g avec une moyenne de 25,09 mEq/100g (Figure 46). Selon les normes de Doucet (2006), les sols étudiés peuvent être considérés comme moyennement riches en CEC. Les valeurs de CEC sont généralement élevées en surface qu'en profondeur (Figure 47).

Ceci laisse supposer qu'il y a une différenciation de point de vue des proportions minéralogiques d'argile entre la surface et la profondeur. Cette baisse de la CEC le long du profil s'explique bien aussi par la chute des concentrations du Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , de la surface à l'horizon sous-jacent.

La distribution spatiale de la CEC montre que les fortes valeurs sont localisées dans la partie centrale et dans le nord de la zone d'étude et les faibles valeurs sont localisées en ouest (Figure 48).

Tableau 16 : 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

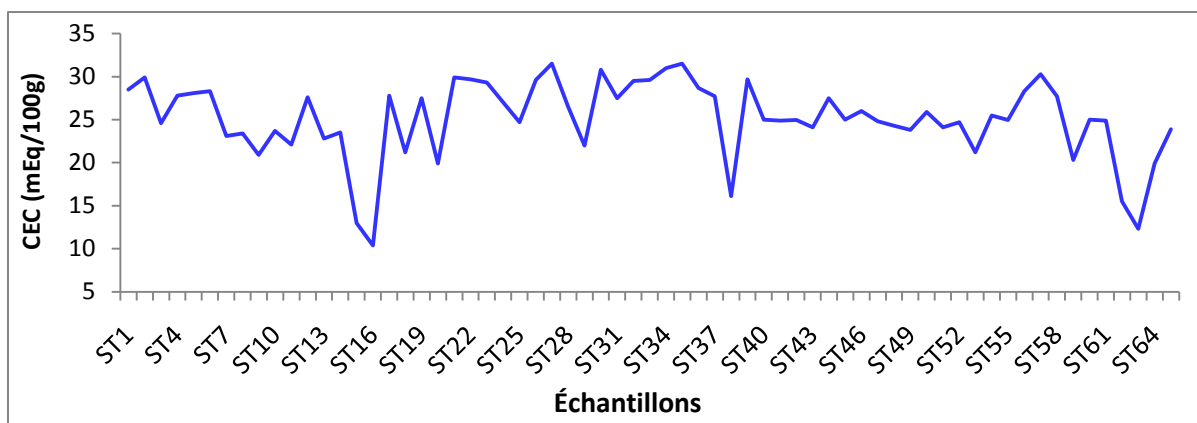


Figure 46 : Variation latérale de la capacité d'échange cationique de sols de Beni Amir.

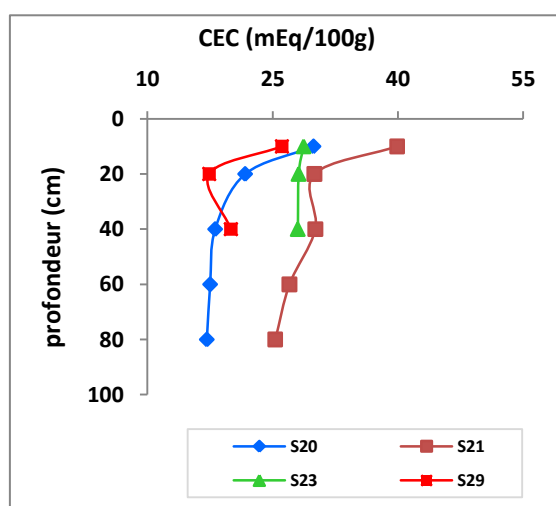


Figure 47 : Variation verticale de la capacité d'échange cationique de sols de Beni Amir.

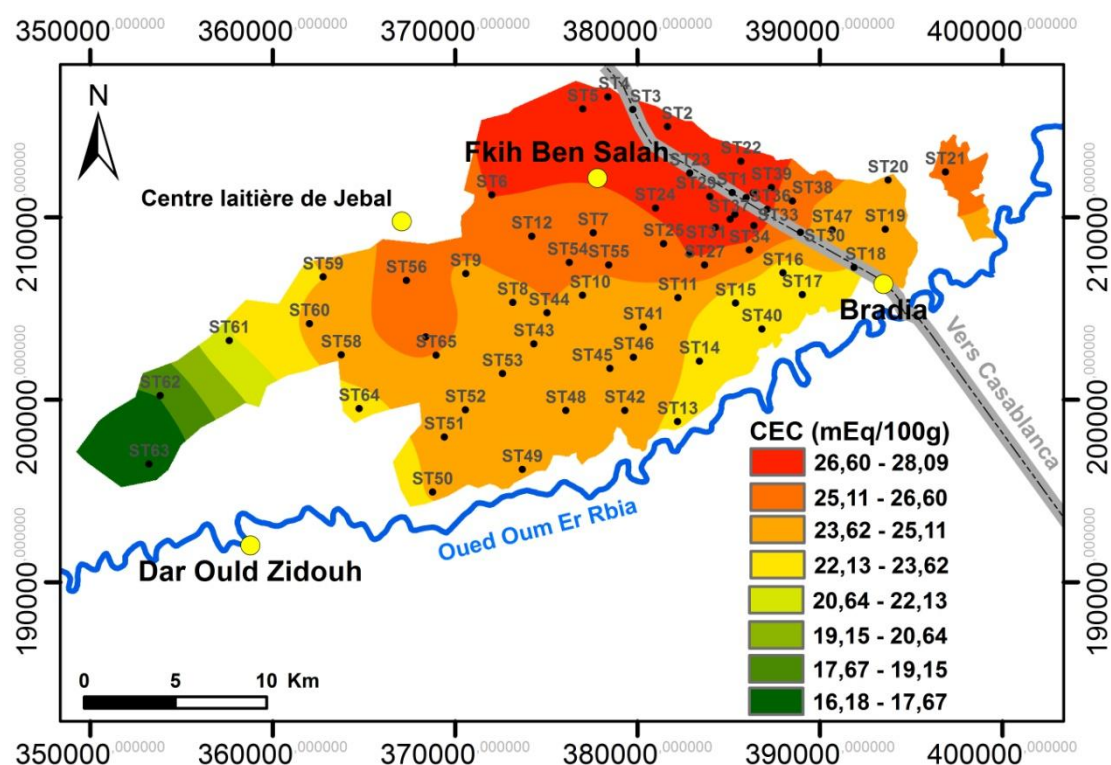


Figure 48 : Carte de distribution de la CEC des sols de Beni Amir.

2. Évolution des Cations échangeables dans le sol

Les cations échangeables les plus couramment présents sur le complexe d'échange sont : Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+ . Ces quatre cations échangeables alcalins et alcalino-terreux étaient appelés autrefois "bases échangeables" ou "cations basiques" (Baize, 1990). L'analyse de ces cations extractibles par l'acétate d'ammonium (Méthode par agitation) (NF X 31-108), ils sont exprimés en mg/kg. Avant de traiter les résultats obtenus, les valeurs ont été converties en meq/100g. Or, pour convertir les valeurs de l'analyse en « mg/kg » en unité « mEq/100 g de sol ». Soient les mêmes unités que la CEC, on doit d'abord effectuer les opérations suivantes :

- ✚ $\text{Na}_2\text{O} : \text{mg Na}_2\text{O} / \text{kg} * 0,32 = \text{mEq Na}^+ / 100 \text{ g. sol} ;$
- ✚ $\text{CaO} : \text{mg CaO} / \text{kg} * 0,36 = \text{mEq Ca}^{2+} / 100 \text{ g. sol};$
- ✚ $\text{K}_2\text{O} : \text{mg K}_2\text{O} / \text{kg} * 0,21 = \text{mEq K}^+ / 100 \text{ g. sol};$
- ✚ $\text{MgO} : \text{mg MgO} / \text{kg} * 0,21 = \text{mEq Mg}^{2+} / 100 \text{ g. sol}.$

Source : http://www.sadef.fr/analyses/faire-analyse/tableau_conversion.htm

Les valeurs de seuil de référence de ces cations échangeables sont présentées dans le tableau 18.

Tableau 17: Cations échangeables dans les sols de Béni Amir.

	Na ₂ O	CaO	K ₂ O	MgO	Na ₂ O	CaO	K ₂ O	MgO	S	CEC	TNa ⁺	TCa ²⁺	TK ⁺	TMg ²⁺	TS
	mg/kg				mEq/100g						(%)				
Max	223,80	732,92	49,25	89,21	7,16	26,39	1,03	5,46	30,46	31,50	28,65	92,12	3,47	18,45	100,00
Min	2,00	200,50	6,25	4,89	0,06	7,22	0,13	1,24	10,13	10,40	0,27	58,84	0,53	6,09	91,23
Moyenne	63,52	562,61	19,50	19,49	2,03	20,25	0,41	1,97	24,67	25,10	7,63	81,03	1,60	8,01	98,28

Tableau 18 : Valeurs seuil de référence des cations échangeables (Howeler, 1996, 2001 ; Giroux et Audesse, 2004 dans Doucet, 2006).

Paramètres	Norme
Ca (mEq/100g)	5 - 8
Mg (mEq/100g)	1,5 - 3,0
K (mEq/100g)	0,15 - 0,25
Na (mEq/100g)	0,3 - 0,7
S (mEq/100g)	7,5 - 15
CEC (mEq/100g)	10 ≤ CEC ≤ 20

a. Calcium (Ca²⁺)

Dans le sol, le calcium est présent généralement sous formes (UNIFA, 2010): 1) de minéraux essentiellement carbonatés (calcite et dolomite) et sulfatés (gypse), 2) adsorbée sur les particules argileuses et organiques, et 3) de solution dans le sol. Le calcium en cation Ca²⁺ provient généralement de la dissolution de la roche calcaire. Le calcium est un élément nutritif indispensable aux végétaux, il est prélevé sous forme du cation Ca²⁺ par les racines (UNIFA, 2010). Il participe à la croissance des plantes. Contrairement au potassium, le calcium est moins mobile dans la plante (UNIFA, 2010). Son transfert vers des organes de réserve ou des zones de croissance peut être trop lent et induire des symptômes de carence localisés. Pour pallier ce défaut nutritionnel, une fertilisation à base de calcium soluble est parfois nécessaire. Mais, un excès de calcium provoque l'insolubilisation des composés phosphatés apportés au sol et le blocage éventuel d'oligo-éléments (en particulier le fer) (UNIFA, 2010). Le calcium joue dans le sol de multiples rôles dont certains sont bénéfiques sur le plan agronomique alors que d'autres peuvent avoir des effets sur la stabilité des sols. Il assure également le rôle d'échange au niveau des interfaces des colloïdes minéraux, permettant de créer des réserves en autres éléments nutritifs (UNIFA, 2010).

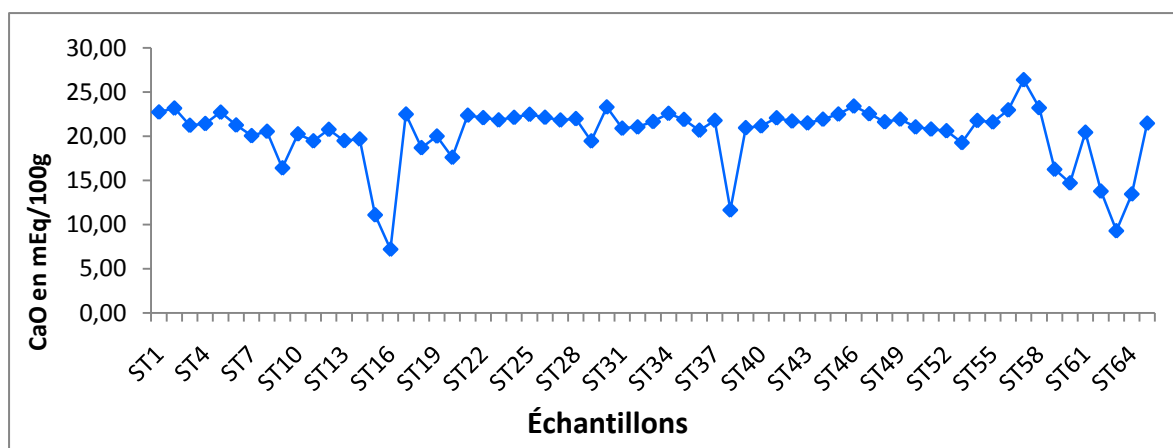


Figure 49 : Variation latérale du calcium de sols de Beni Amir.

Les valeurs du calcium des sols étudiées varient entre un minimum de 7,22 mEq/100g et un maximum de 26,39 mEq/100g avec une moyenne de 20,25 mEq/100g (Figure 49; Tableau 17). Les fortes valeurs sont couvrant la partie centrale de la zone d'étude, coïncidant avec les zones agricoles intensives (Figure 50). La zone d'étude présente que 64 échantillons, soit 98,46 % de sols, sont supérieurs aux seuils critiques de 5-8 mEq/100g. En outre, ces teneurs élevées en calcium s'expliquent par la nature géologique du sol (riche en carbonate), et les diverses activités anthropiques dont l'activité agricole intensive de la région d'étude.

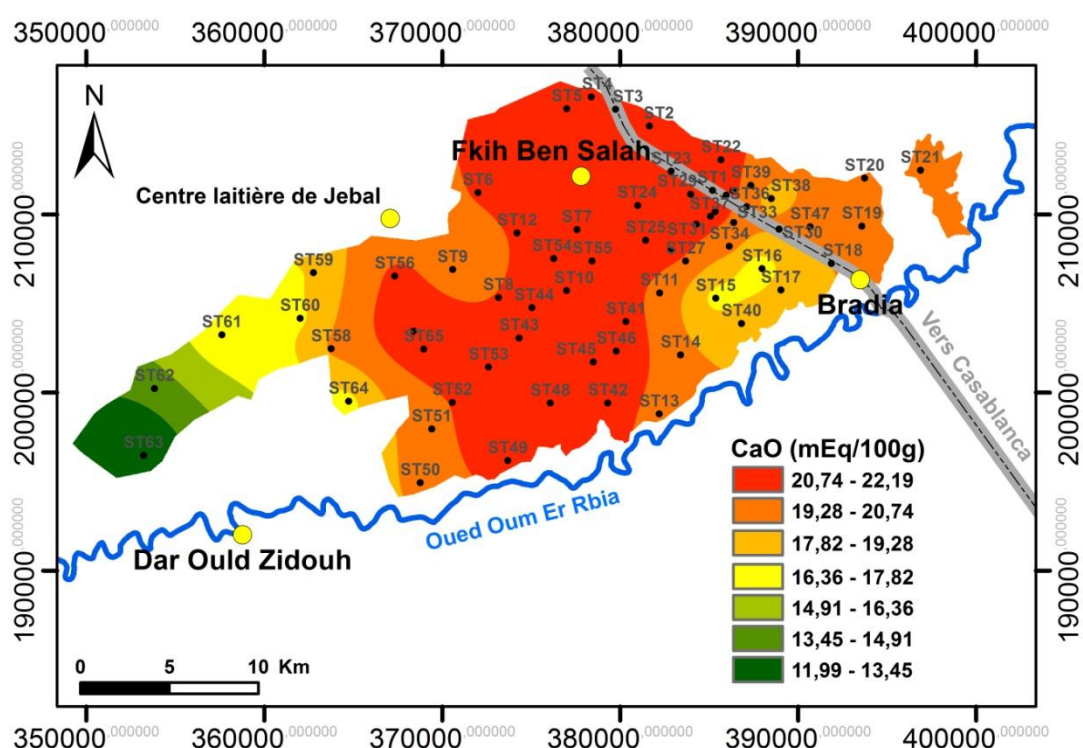


Figure 50 : Distribution spatiale du calcium des sols de Beni Amir.

b. Magnésium (Mg^{2+})

Dans le sol, le magnésium se rencontre comme le calcium, c'est un métal silicaté, argileux et carbonaté, absorbé par les racines des plantes sous la forme de l'ion Mg^{2+} . Le magnésium est un élément qui produit de l'énergie dans les plantes. Les pertes du sol en magnésium sont principalement dues aux exportations des cultures, au lessivage, au ruissellement et à l'érosion (UNIFA, 2010). C'est un élément plus mobile que le potassium dans le sol (UNIFA, 2010).

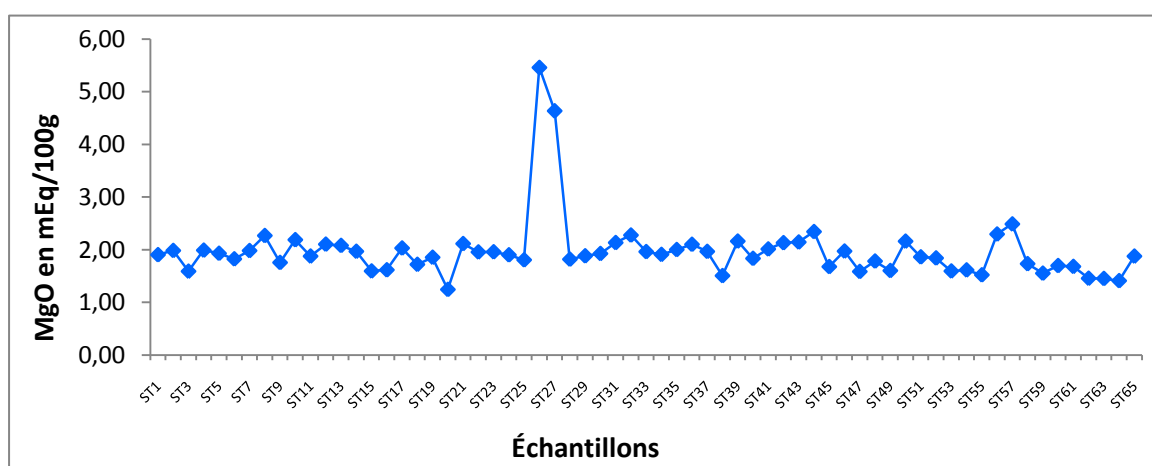


Figure 51 : Variation latérale du magnésium de sols de Beni Amir.

Les teneurs du magnésium des sols étudiées, varient entre un minimum de 1,24 mEq/100g et un maximum de 5,46 mEq/100g avec une moyenne de 1,97 mEq/100g (Figure 51 ; Tableau 17). Les fortes valeurs sont localisées dans quelques stations situées dans la partie centrale de la zone d'étude ; (Figure 52). Les 63 échantillons (96,92 %) sont dans la norme 1,5-3 mEq/100g fixée pour les sols agricoles, à l'exception de deux échantillons ST26 et ST27 qui dépassent cette norme (1,5-3 mEq/100g) (Tableau 17). Ces teneurs élevées en magnésium s'expliquent par l'activité agricole intensive et l'utilisation non contrôlée d'engrais.

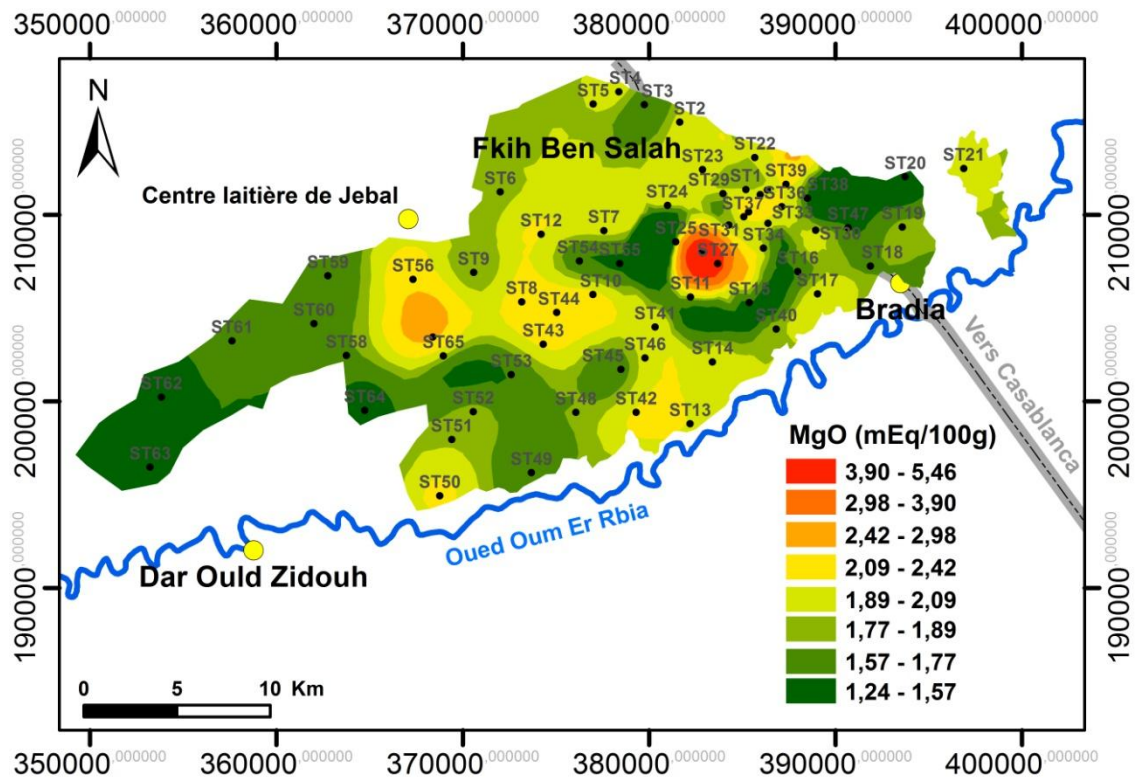


Figure 52 : Distribution spatiale du magnésium des sols de Beni Amir.

c. Potassium (K^+)

Le potassium est présent exclusivement sous forme minérale. On le trouve dans le sol sous quatre formes : 1) entrant dans la constitution des minéraux de la roche mère, 2) incluse dans le réseau cristallin des minéraux argileux, 3) adsorbé à la surface des particules d'argile et d'humus : il sert à compenser les prélèvements effectués par les racines dans la solution du sol, et 4) en solution dans l'eau du sol.

Dans le sol, le potassium est libéré durant la phase de croissance du végétal à partir de la phase solide du sol (UNIFA, 2010). Comme pour le phosphore, le cycle du potassium est dépendant des caractéristiques physiques et chimiques du sol (UNIFA, 2010). Il s'agit d'un élément assez mobile, mais qui peut être adsorbé sur la capacité d'échange cationique CEC des sols.

Les principales voies de perte de ce nutriment sont les exportations agricoles, le lessivage (plus important en sols sableux, pauvres en matière organique et de faible capacité d'échange cationique), le ruissellement et l'érosion. Le potassium est fortement utilisé comme engrais de fond en agriculture, sous forme de chlorure de potassium, de sulfate de potassium, ou de nitrate de potassium (UNIFA, 2010). Ces voies d'entrée sont d'origines diverses (industrielle, domestiques, et agricoles) (Pesson, 1976).

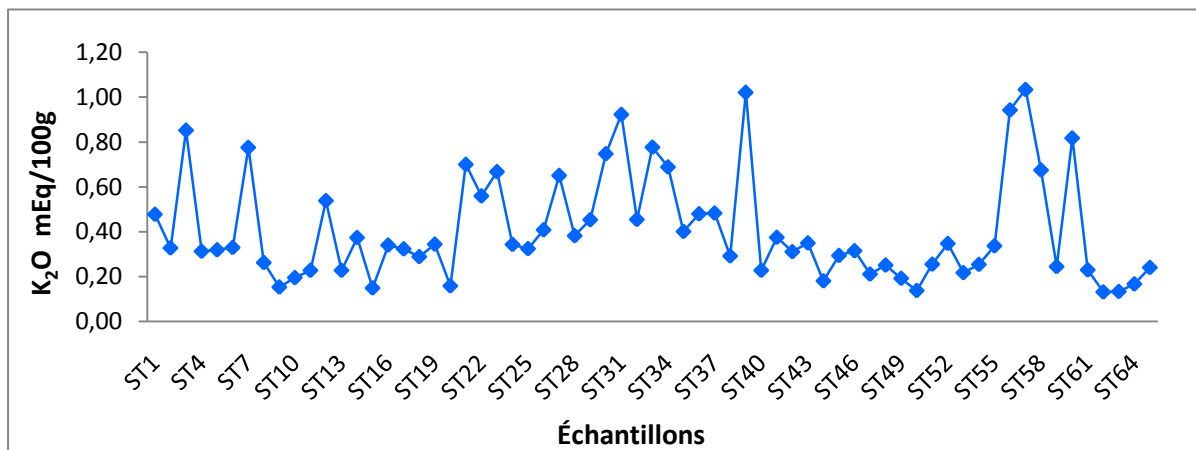


Figure 53 : Variation latérale du potassium de sols de Beni Amir.

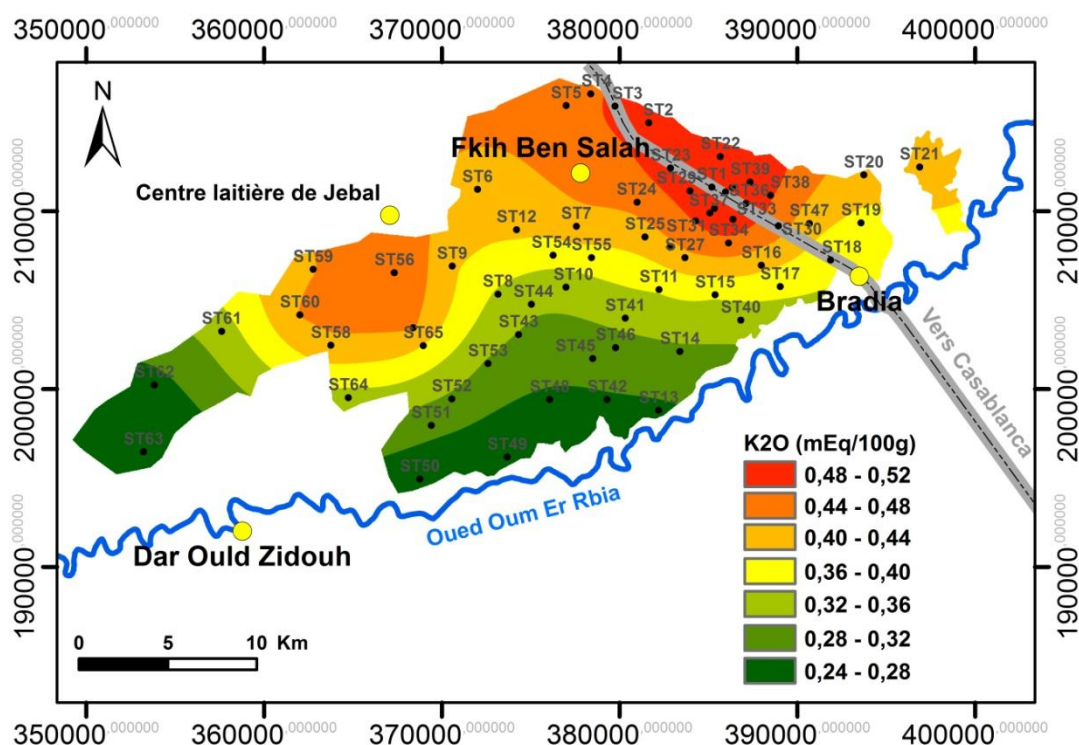


Figure 54 : Distribution spatiale du potassium des sols de Beni Amir.

Les valeurs du potassium des sols étudiées, varient entre un minimum de 0,13 mEq/100g et un maximum de 1,03 mEq/100g avec une moyenne de 0,41 mEq/100g (Figure 53 ; Tableau 17). Les fortes valeurs sont couvrant les parties nord et nord-ouest de la zone d'étude (Figure 54), coïncidant avec les zones urbaines (villes de Fki Ben Salah) et industrielles (centre laitier de jebal). Les 54 échantillons (69,23 %) de sols sont supérieurs à la norme 0,15-0,25 meq/100g fixée pour les sols agricoles. Généralement, ces teneurs élevées en potassium s'expliquent par l'activité agricole intensive et l'utilisation non contrôlée d'engrais.

d. Sodium Na^+

Dans le sol le sodium ne se trouve que dans l'état lié principalement sous forme de sels. Il se fixe moins bien à l'argile que l'ion de potassium (K+S Minerals and Agriculture, 2020).

Dans les zones arides ou semi-arides, il arrive en revanche souvent qu'une accumulation de Na trouve lieu dans les couches superficielles du sol à cause de la forte évaporation. Dans ce cas, la structure du sol se détériore. Cela se répercute négativement sur le bilan hydrique et l'aération du sol (Duchaufour, 1953). En plus, le pH s'élève de plus en plus lorsque la teneur en Na augmente (K+S Minerals and Agriculture, 2020). Le sodium ne satisfait pas aux critères définissant un élément nutritif pour les plantes, étant donné que les végétaux peuvent mener à bien leur cycle de vie sans sodium et que d'autres éléments nutritifs peuvent assurer ses fonctions à sa place.

Les origines de sodium dans les sols sont multiples à savoir, les formations géologiques contenant du chlorure, la décomposition des sels minéraux tels que les silicates d'aluminium et de sodium, l'utilisation des eaux salées d'irrigations dans les nappes phréatiques, et aussi plusieurs usages industriels.

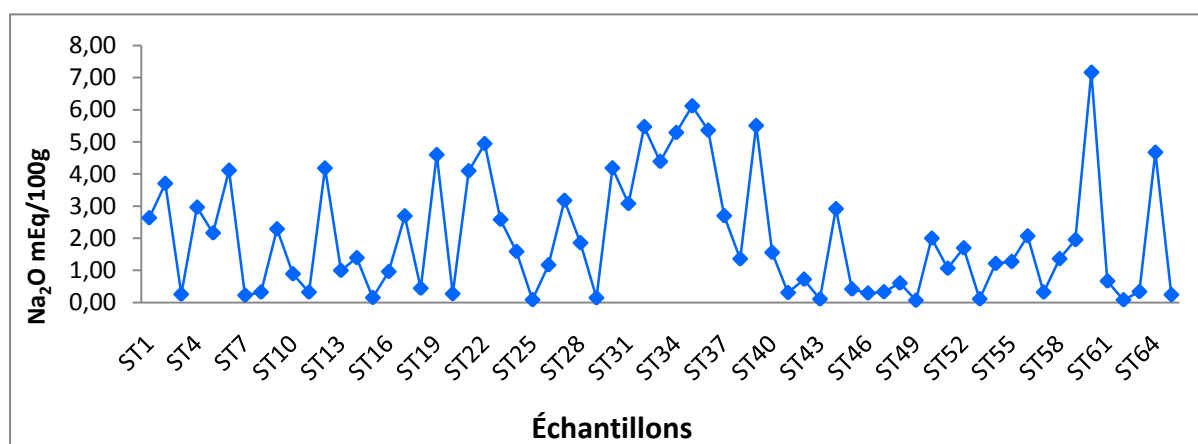


Figure 55 : Variation latérale du sodium de sols de Béni Amir.

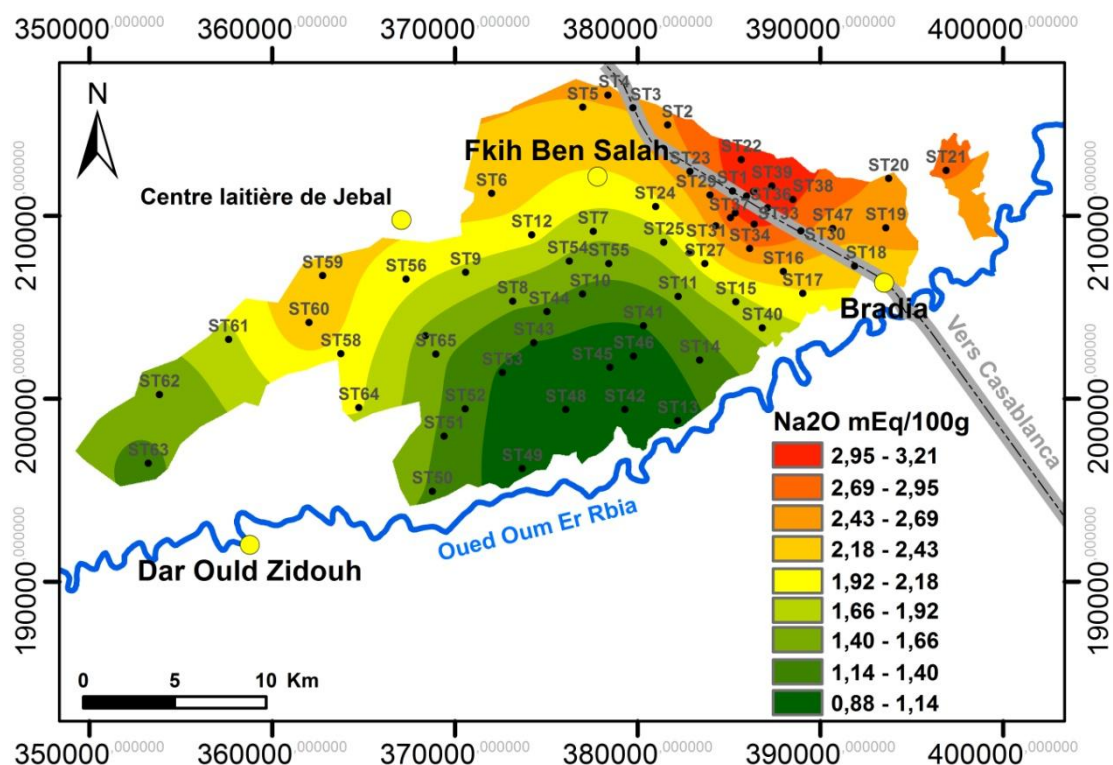


Figure 56 : Distribution spatiale du sodium des sols de Beni Amir.

Les valeurs du sodium des sols étudiées varient entre un minimum de 0,13 mEq/100g et un maximum de 1,03 mEq/100g avec une moyenne de 0,41 mEq/100g (Figure 55 ; Tableau 17). Les fortes valeurs sont localisées dans les parties nord et nord-est de notre zone d'étude (Figure 56).

Le périmètre de Beni Amir est moyennement riche en sodium, dont 66 % des échantillons étudiés sont supérieures à la norme fixée à 0,3-0,7 mEq/100g pour les sols agricoles. Ce résultat est en relation avec l'utilisation des eaux d'irrigation salines dans la zone d'étude. Les faibles teneurs en sodium dans les sols de Béni Amir ont été confirmés par El Hammoumi et al (2012) et El-Halouani (2019) qui ont trouvés que le sodium des eaux souterraines dans la zone d'étude est élevé (408,919 - 102,55 mg/l), ce qui est expliqué par le fait qu'une partie du sodium est lessivé vers la nappe.

3. Saturation en bases des sols

En chimie, le taux de saturation (TS) du sol est le rapport de la somme des cations échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} et Na^{+}) par la capacité d'échange cationique.

$$\text{TS} = \text{S} / \text{CEC} \quad (6)$$

$$\text{S (mEq/100g)} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^{+} + \text{Na}^{+} \quad (7)$$

Il est utile pour identifier les extrêmes dans les rapports entre les cations (Nouveau, 2001). Un niveau très élevé de l'un des cations basiques peut réduire la disponibilité de l'un des autres pour les plantes. Par exemple, le K peut nuire à l'assimilation du Mg dans les sols très riches en K et très faibles en Mg.

La somme des cations échangeables des sols analysés révèle que 10 échantillons (15,4 %) présentent des valeurs supérieures aux seuils critiques de 7,5-15 mEq/100g et 35 échantillons (53,8 %) montrent des valeurs inférieures à cette limite. Le taux de saturation en bases échangeables des sols étudiés varie de 91,23 à 100 %. La totalité des échantillons présentent des valeurs supérieures à celles de l'intervalle de seuil de référence de taux de saturation (entre 60 et 90 %) (Tableau 19).

Selon la saturation en base, le cation le plus représentatif dans les sols étudiés est le Ca^{2+} ; suivi du Na^+ et K^+ . Le Mg^{2+} est le cation le moins abondant dans ces sols. Le taux de saturation en Ca^{2+} , varie entre 58,84 % et 92,12 % avec une moyenne de 81,03 % (Tableau 17). 93,8 % des échantillons présentent des valeurs de taux de saturation de Ca^{2+} supérieures aux normes des sols agricoles (Tableau 19).

Ainsi la saturation en Na^+ varie entre 0,27 et 28,65, et supérieur à la valeur limite (<1) de sols agricoles dans 86 % des échantillons (Tableau 17, Tableau 19). En outre, les saturations des deux derniers nutriments K^+ et Mg^{2+} varie de 0,53 à 3,47 et de 6,09 à 18,45, respectivement. Elles sont, pour 75, 4 % et 92,3 des échantillons, inférieures aux normes préconisées pour les sols agricoles respectifs de 2,5-3,5 % et 10-12 % (Tableau 19). La Figure 57, montre que la zone la plus saturée en bases échangeables se situe dans la partie sud de la zone d'étude. Cette zone correspond à la zone agricole avec des sols riches en matière organique (MO) et en carbonates et avec une capacité d'échange cationique élevée.

Tableau 19 : Valeurs seuil de référence de taux de saturation en bases échangeables sur le complexe adsorbant des sols (Doucet, 2006).

Nutriments (%)	Norme
Ca^{2+}	60 - 70
Mg^{2+}	10 - 12
K^+	2,5 - 3,5
Na^+	< 1
TS (%)	$60 \leq \text{TS} \leq 90$

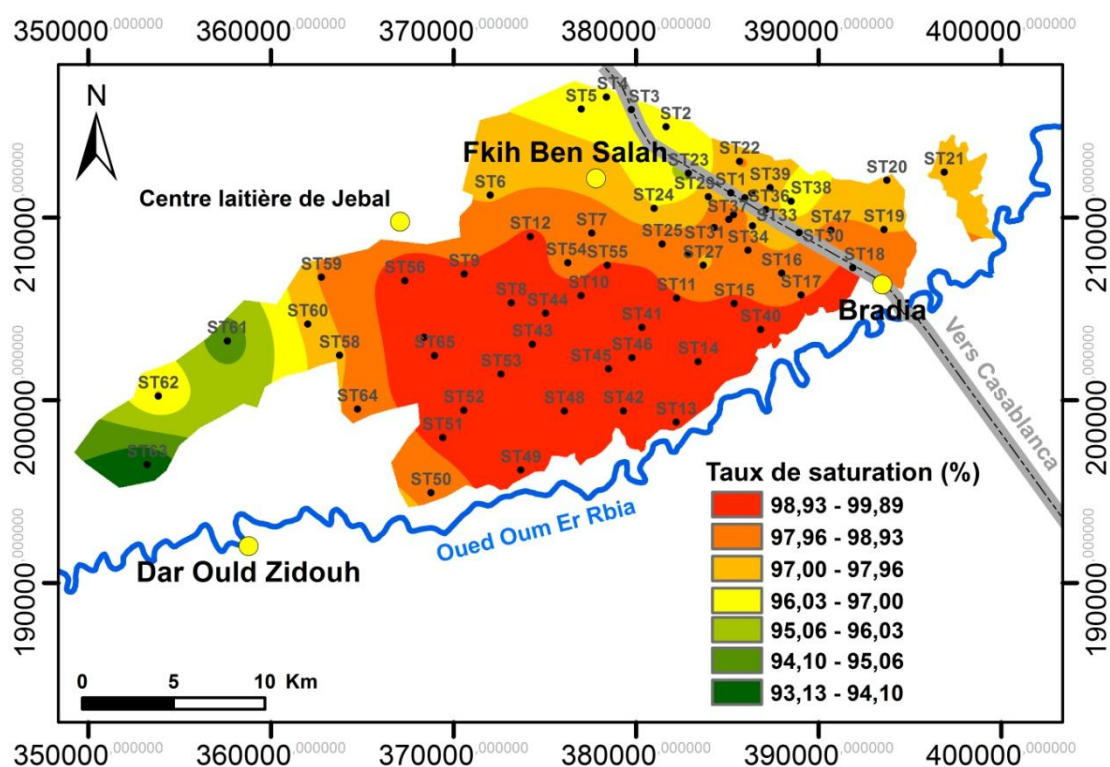


Figure 57 : Variation spatiale du taux de saturation en base des sols de Beni Amir.

Tableau 20 : Rapports d'équilibre entre les cations échangeables des sols de Beni Amir.

Stations	Ca/Mg	K/Mg	(Ca+Mg)/K
<i>Max</i>	14,21	0,53	165,71
<i>Min</i>	4,05	0,06	20,01
<i>Moyenne</i>	10,61	0,21	69,42

Les rapports d'équilibre entre les cations échangeables de nos sols, montre que le rapport Ca/Mg varie de 4,05 % à 14,21 %. 58 échantillons (89,23 %) sont supérieurs aux valeurs optimales (2 - 9 %) (Tableau 20 et Tableau 21). Le rapport d'équilibre K/Mg oscille entre 0,06 % et 0,53 %. Le ratio d'équilibre (Ca+Mg)/K varie de 20,01 % à 165,71 %. 57 échantillons (87,69 %) présentent des valeurs supérieures aux valeurs optimales de sols agricoles (15 - 30) (Tableau 21). La recommandation en fertilisation est basée sur ces rapports de saturation des bases, afin d'éliminer des ajouts d'engrais qui dépassent les besoins de la plante.

Tableau 21 : Classes des équilibres entre les cations (Doucet, 2006).

Rapport	Équilibre entre les éléments (meq/100 g sol)				
	Insuffisant	Acceptable	Optimal	Fort	Trop fort
Ca/Mg	< 1	1 - 2	2 - 9	10 - 30	> 30
K/Mg	< 0,05	0,05 - 0,1	0,1 - 0,5	0,5 - 1	> 1
(Ca + Mg)/K	< 12	12 - 15	15 - 30	30 - 40	> 40

4. Fertilité des sols

Avec la croissance démographique dans la région de Tadla, on assiste à une augmentation des besoins alimentaires dont la satisfaction passe par l'intensification de l'activité agricole. Il en découle une pression sur les terres cultivables qui engendre une diminution de la fertilité surtout organique des sols (Barbouchi et al., 2013; Soudi et al., 2000; Geosystemes Maroc, 2017). À l'état actuel, la connaissance des techniques de gestion de la fertilité constitue une composante essentielle dans le management des systèmes de productions agricoles. C'est ainsi que la question de la fertilité des sols constitue un enjeu majeur pour la recherche agronomique. Selon Mathieu (1990), la fertilité d'un sol représente, dans un climat donné, son aptitude à assurer de façon régulière et répétée la croissance des cultures et l'obtention de récoltes. Elle est la résultante de diverses composantes qui amènent à distinguer la fertilité chimique, physique et biologique du sol. En effet la gestion de la fertilité du sol est un élément clé de l'utilisation judicieuse des ressources de la production agricole. Elle exige l'utilisation des techniques modernes qui permettent de produire abondamment, mais aussi de reproduire ou d'améliorer la fertilité à long terme du sol d'une manière durable. Cependant, certaines techniques, un effet négatif sur la fertilité du sol, même s'elles permettent une forte production les premières années. Le maintien et l'amélioration de la fertilité des sols exigent parfois l'utilisation des engrais organiques et minéraux d'une manière rationnelle. Dans ce sujet, le Plan Agricole Régional du Tadla prévoit une augmentation considérable d'utilisation des engrais et des produits phytosanitaires (Azmi, 2016), à l'échelle du périmètre les principaux types d'engrais utilisés en fertilisation sont : 1) Engrais azotés (Sulfate d'ammonium, Urée, Ammonitrate, Acide nitrique). 2) Engrais phosphatés (Mono ammonium phosphate, Acide phosphorique). 3) Engrais potassiques (Sulfate de potassium, Nitrate de potassium).

L'état de la fertilité des sols étudiés a été caractérisé en fonction de la teneur des sols

en matière organique, en Azote total à pH alcalin, en Phosphore assimilable et en éléments nutritifs.

a. Matière organique des sols

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 1,7 % et 9,79 % et entre 0,98 % et 5,68 % avec des moyennes de l'ordre de 5,64 % et 3,27 % respectivement (Figure 58). La variation verticale des teneurs en MO indique que les sols en profondeur sont légèrement riches en MO (Figure 59).

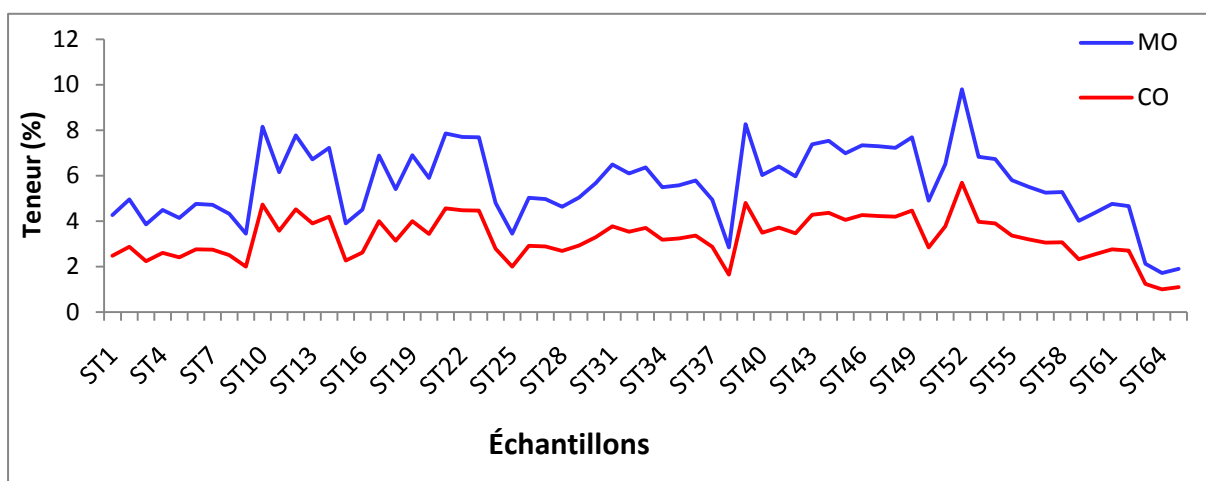


Figure 58 : Variation latérale de la matière organique (MO) et du carbone organique (CO) de sols de Beni Amir.

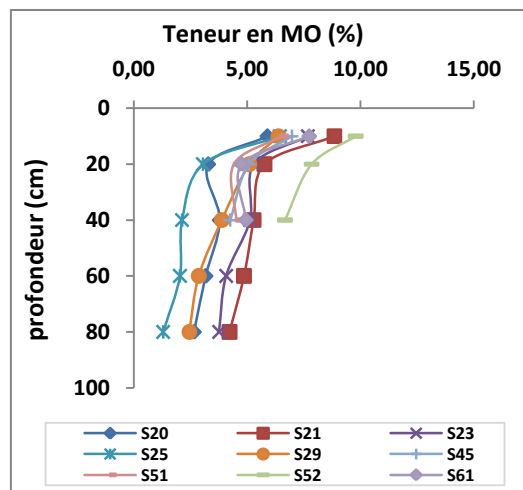


Figure 59 : Variation verticale de la matière organique (MO) de sols de Beni Amir.

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 empêcher la croissance des plantes si elles sont associées à de mauvaises conditions de drainage (Petit et Jobin, 2005). D'après ces classifications les sols de Béni Amir sont classés comme des sols moyennement organiques (Tableau 22).

Tableau 22 : Limites de la matière organique selon la texture du sol.

Niveau	Texture légère	Texture lourde
	Sable à loam	Loam argileux à argile lourde
Très pauvre	0 - 2 %	0 - 2 %
Pauvre	2,1 - 3,5 %	2,1 - 4,5 %
Moyenne	3,6 - 6,5 %	4,6 - 10 %
Riche	6,6 - 8 %	10,1 - 13 %
Très riche	> 8 %	> 13 %

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

La carte de distribution spatiale de la matière organique montre que les fortes valeurs sont situées dans les parties Sud et Ouest de la zone d'étude, où l'agriculture est bien développée. Mais, les faibles valeurs sont visibles dans les parties Nord et Est (Figure 60). 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.

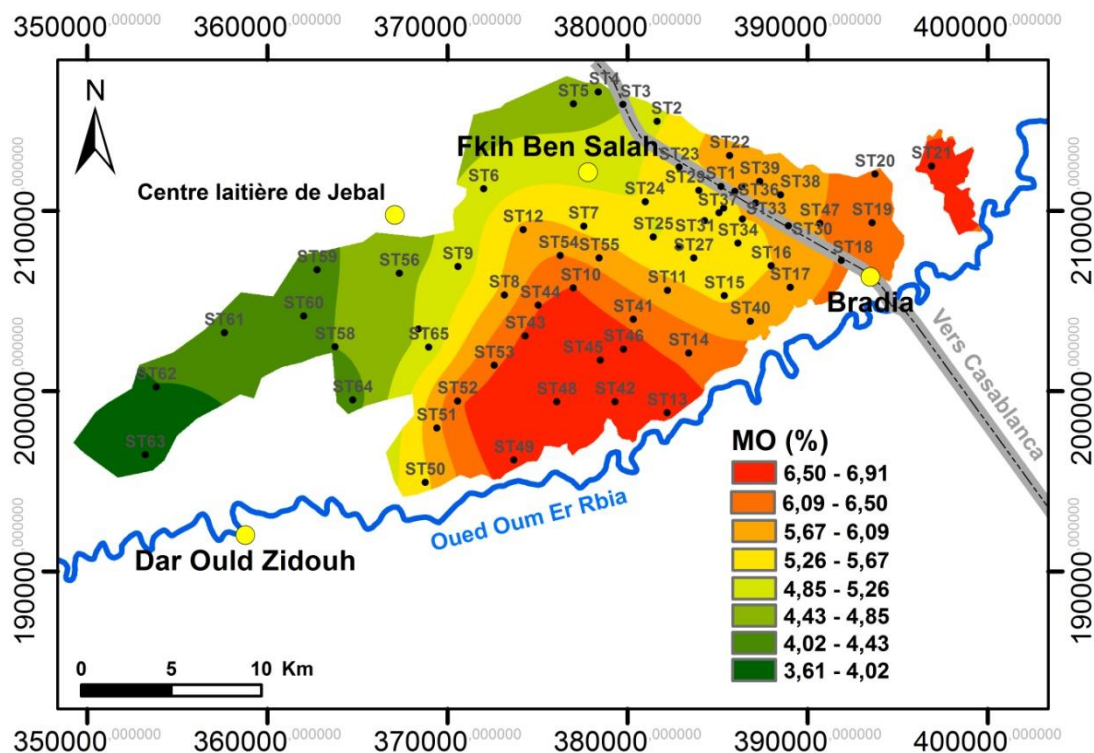


Figure 60 : distribution spatiale de la matière organique des sols de Beni Amir.

Les résultats des analyses de la matière organique réalisées par ORMVAT en 2008 montrent que les valeurs varient entre 0.94 et 3.65 %. Seulement 27 % des points de suivi présentent une teneur supérieure à 2.5 %. À titre comparatif entre les campagnes de 2008 et notre étude, on constate une légère augmentation de la teneur moyenne en matière organique qui reste non significative au niveau de tout le périmètre (Figure 61). Cette augmentation résulte de l'apport de fumier par les agriculteurs aux plantations et cultures maraîchères. La présence du calcaire dans ces sols protège la matière organique contre la minéralisation. La richesse du sol en matière organique reste relativement faible.

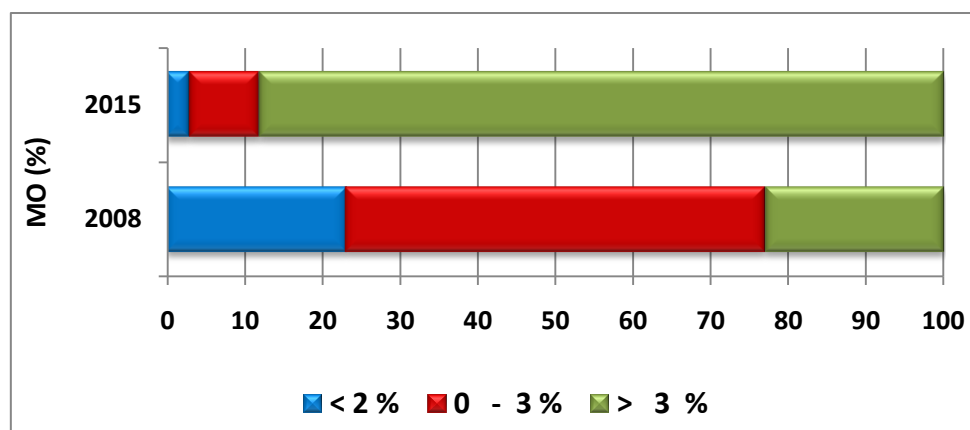


Figure 61 : Évolution par classe de la matière organique des sols de Beni Amir.

b. Azote

L'azote (N) est aussi un élément important de la fertilité des sols. En effet, il est indispensable pour la plante et il constitue un des facteurs essentiels du rendement. Plusieurs processus sont responsables de la transformation de l'azote dans le sol. Ces processus sont : la fixation biologique de l'azote atmosphérique, la minéralisation, l'immobilisation, la nitrification, la dénitrification, l'ammonification, la volatilisation et le lessivage (Filion, 2017). La minéralisation, la nitrification et la dénitrification sont les processus majeurs du cycle de l'azote dans le sol.

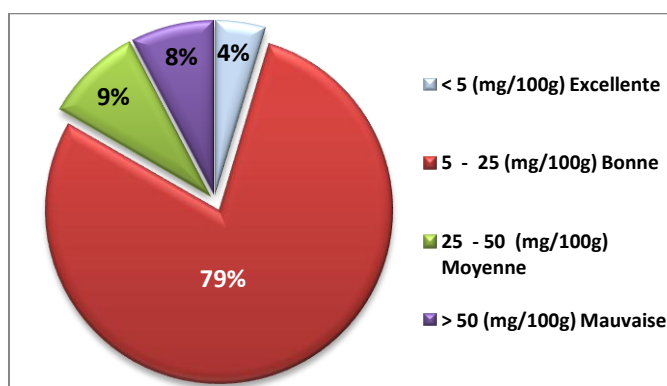
Dans les sols étudiés, les teneurs moyennes en N sont comprises entre 0,04 et 0,24 % avec une moyenne de 0,14 %. L'azote ammonium (N-NH_4^+) varie entre 1,6 mg/100g et 13,20 mg/100g avec une moyenne de 3,47 mg/100g. Le taux de nitrates (N-NO_3^-) varie entre 2,7 mg/100g et 120,5 mg/100g avec une moyenne d'ordre de 20,22 mg/100g. En revanche, la valeur moyenne du pH de nos sols est d'ordre de 8,6. La fertilité des sols en Azote est déterminée à partir d'une échelle proposée par Dabin en 1970 (Tableau 23) qui est en fonction de la teneur en Azote total (N) et du pH. Selon cette classification, les sols étudiés sont classés dans la classe médiocre.

Pour la teneur en nitrate (N-NO_3^-), se situe dans l'intervalle des valeurs normatives (2- 25 mg/100g) (Tableau 24).

Tableau 23 : Classification de la fertilité des sols à partir du pH et de la teneur en azote total (Dabin, 1970).

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

Tableau 24 : Répartition des classes de nitrate des sols agricole du périmètre de Beni Amir selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008).



Classe	N-NO3- (mg/100g)
Excellente	< 5
Bonne	5 - 25
Moyenne	25 - 50
Mauvaise	> 50

L'analyse des nitrates dans le sol permet d'obtenir des informations sur la présence de matières organiques dans le sol. Les nitrates sont présents dans le sol par décomposition des matières organiques ou des engrais de synthèse ou naturels. En effet la dégradation de la qualité des sols en termes de la pollution nitrique constitue un danger sérieux pour la durabilité du système d'exploitation des terres, ainsi que sur la santé humaine, car les nitrates absorbés sont réduits en nitrites dans l'intestin et se fixent sur l'hémoglobine, diminuant ainsi le transfert d'oxygène : c'est la méthémoglobinémie qui touche plus particulièrement les nourrissons (Dakak, 1996 ; Leclerc, 2008). Dans notre étude les teneurs en nitrates des sols de Béni Amir, enregistrent que 14 % des sols sont supérieurs à la valeur maximale admissible (50 mg/l) fixée par l'OMS. Donc, l'état de la pollution par les nitrates n'est pas très alarmant dans notre zone d'étude (Figure 62 ; Tableau 23).

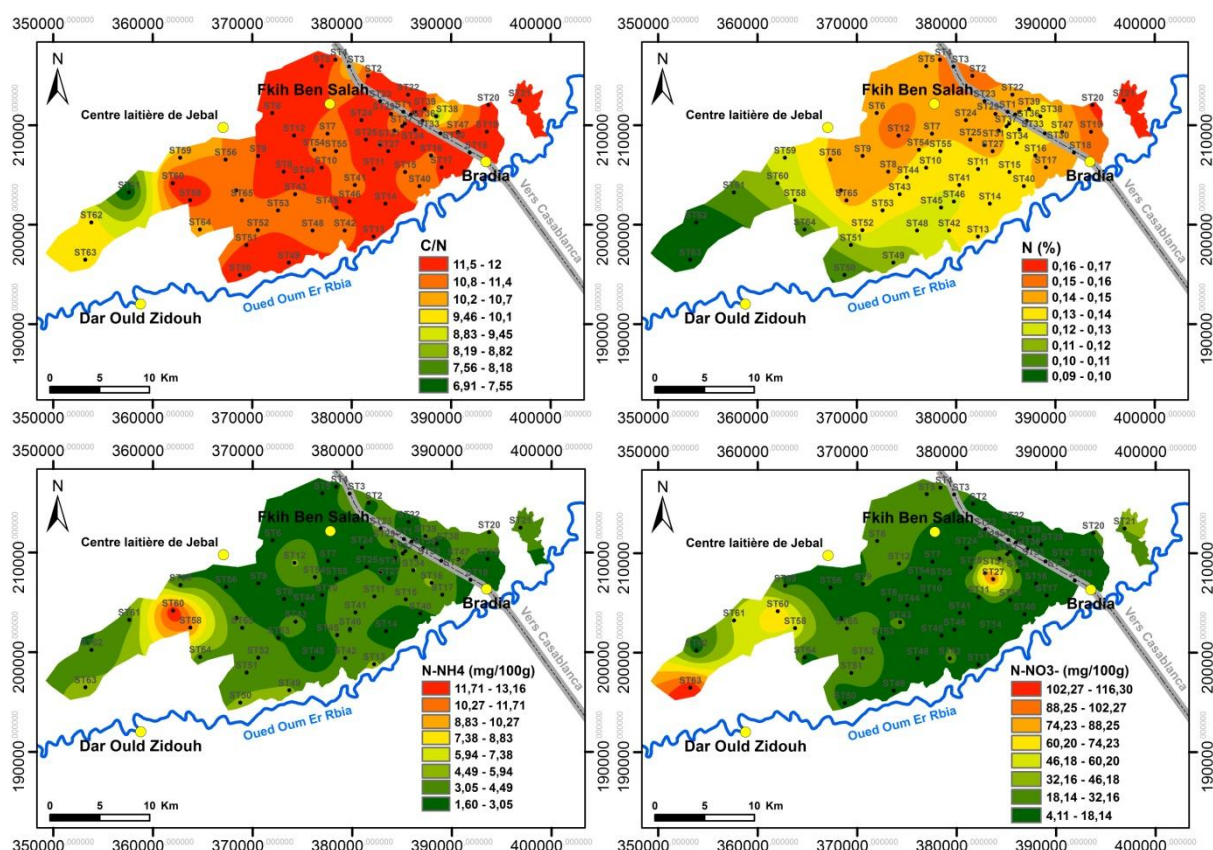


Figure 62 : distribution spatiale de l'azote (N), de l'azote ammonium (N-NH_4^+), de nitrate (N-NO_3^-) et de rapport C/N des sols de Beni Amir.

Les secteurs les plus contaminés (teneur en nitrates dépassant 50 mg/l) sont généralement situés au centre et à l'ouest de la zone d'étude (Figure 62). Ces zones sont aussi caractérisées par la pratique intensive de betterave, des agrumes et le maraîchage, et d'une utilisation énorme de nitrates d'origine organique et/ou minérale (notamment l'ammonitrate qui est facilement lessivables).

D'un point de vue chimique, les nitrates sont des sels minéraux de l'acide nitrique. Ils sont très solubles dans l'eau, sont faiblement retenus par le sol et migrent vers les eaux souterraines (ORSRA, 2007). Les sources d'apport de l'azote sont naturelles et intensifiées par l'usage anthropique (ORSRA, 2007).

Contrairement aux nitrates qui sont solubles et ruissellent vers les nappes phréatiques, l'ammonium se fixe aux colloïdes du sol, et il est beaucoup adsorbé par les argiles du sol (Gelin et Stengel, 1998). Il peut provenir d'un grand nombre de sources : industrie chimique (textile, papetière), usage domestique (urée...), industrie agroalimentaire (les conserveries, abattoirs), et usage agricole (engrais : ammonitrate 33,5 % ou 34 % et les engrais composés binaires sous forme de mono-ammonium-phosphate (11-55-0) et sulfate d'ammoniaque 21 %) (Rodier, 1984). L'application des engrais à des doses élevées surtout aux cultures plus

consommatrices à savoir : la betterave à sucre, les agrumes et le maraîchage.

En l'absence de toute fertilisation azotée, les nitrates présents dans les sols proviennent de la fixation de l'azote atmosphérique par certaines espèces végétales, les légumineuses (Miquel, 2003). Une autre source naturelle est due à l'urine des animaux. Celle-ci contient de l'ammoniac et de l'urée (contenant de l'azote), qui peuvent être rapidement oxydés en nitrates dans les sols (Miquel, 2003).

c. Rapport Carbone/Azote (C/N)

Le rapport Carbone/Azote (C/N) est un indicateur de l'activité biologique des sols (Salducci, 2011). Il renseigne sur le degré d'évolution de la matière organique, l'activité biologique et sur le potentiel de fourniture de l'Azote par le sol (minéralisation). Généralement, un sol à faible C/N (4 à 12) est rapidement minéralisé en fournissant beaucoup de l'Azote minéral. La dégradation d'une matière à fort C/N (15 à 20) à l'inverse provoque l'immobilisation de l'Azote du sol par les microorganismes.

La classification des rapports C/N dans les sols est définie dans le projet /FAO Gui 72/004 (institut-numerique.org/432-analyse-et-interpretation-des-resultats-danalyse-des-sols-52eca9e777c31) comme suit :

- satisfaisant si C/N est inférieur ou égal à 10
- un peu élevé si C/N est compris entre 10 et 12
- assez élevé si C/N est compris entre 12 et 15
- élevé si C/N est supérieur à 15.

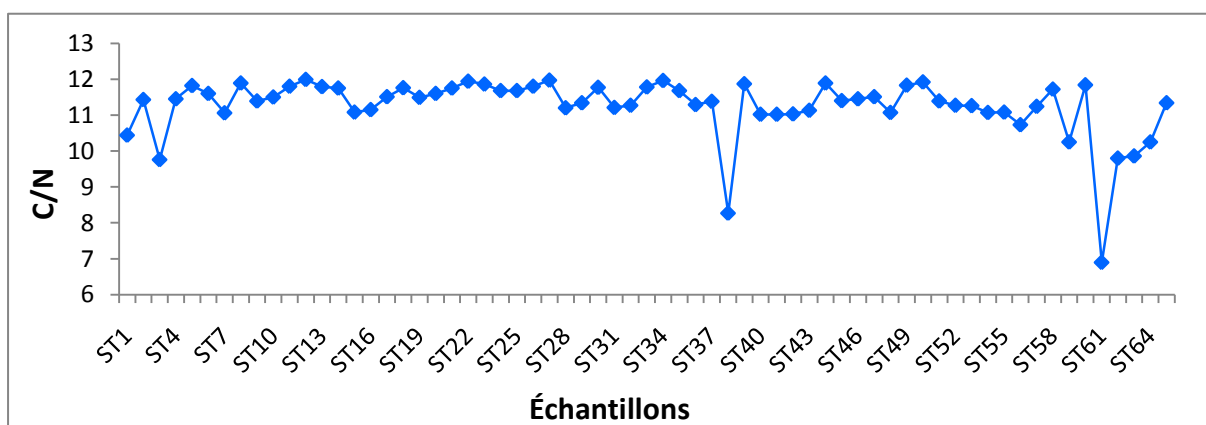


Figure 63 : Variation latérale du rapport C/N de sols de Béni Amir.

Les résultats obtenus après analyse des échantillons de sol montrent que le rapport

C/N varie entre 6,9 et 11,99 avec une moyenne de 11,25 (Figure 63), dont 92 % des sols sont supérieurs à valeur de 10. En se référant à la classification de FAO et LCA (2008) des rapports C/N dans les sols, la majorité des sols étudiés ont une bonne décomposition et minéralisation de la matière organique. Cette minéralisation s'accompagne d'une diminution progressive du rapport C/N jusqu'à des valeurs de 7 environ. On peut considérer qu'un sol est fertile si la valeur du rapport C/N est environ de 10 (LCA, 2008, Tableau 25).

Tableau 25 : Classement des sols en fonction de leurs rapports C/N (LCA, 2008).

6	8	9	10	11	12	14	> 14
Très faible	Faible		Normal		Légèrement élevé	Élevé	Très élevé
Sol à décomposition rapide de la MO		Bonne décomposition de la MO				Sol d'activité biologique réduite ramenant à une décomposition lente de la MO	

d. Phosphore assimilable (P_2O_5)

Le phosphore est un des éléments majeurs indispensables à la croissance et au développement des végétaux. Il joue en particulier un rôle essentiel dans la mise en place du système racinaire, la photosynthèse et la reproduction du végétal.

Les teneurs obtenues en phosphore assimilable sont comprises 0,4 mg/kg et 12,7 mg/kg avec une moyenne de 3,6 mg/kg (Figure 64). Selon les normes de Delaunois (2008), les sols étudiés sont pauvres en phosphore assimilable (Tableau 26).

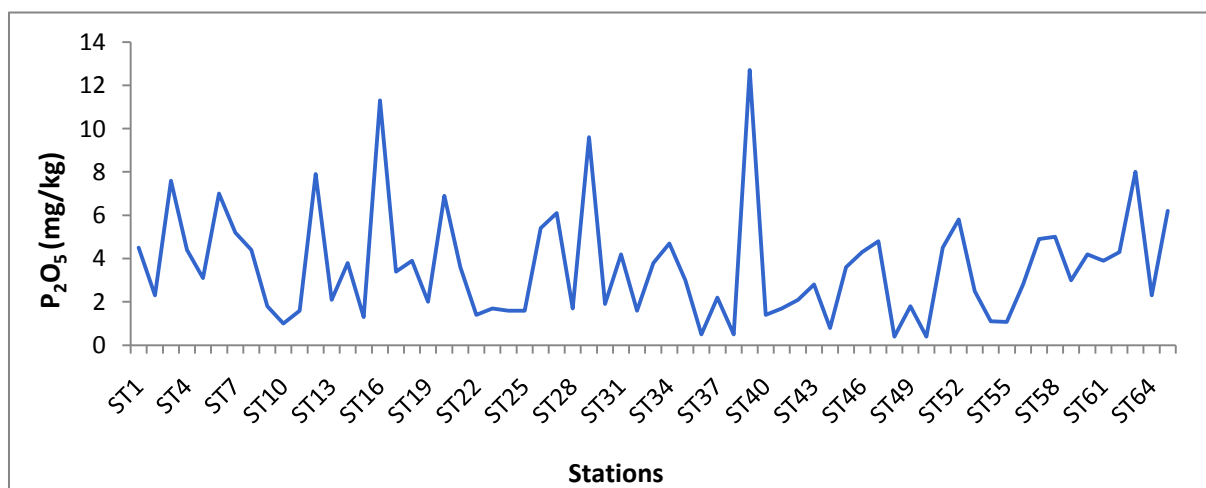


Figure 64 : teneurs de P_2O_5 des sols étudiés du périmètre de Beni Amir.

Tableau 26 : Répartition des classes de phosphore assimilable (P_2O_5) des sols agricoles selon les normes de Delaunois (2008).

Classes	Très faible	Faible	Moyen	Élevé	Très élevé
P_2O_5 (mg/kg)	< 15	15 - 30	30 - 45	45 - 100	> 100

5. Traitement statistique des résultats

a. Analyse en composante principale (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode d'analyse multi-variée permettant l'étude simultanée d'un grand nombre de variables dont l'information totale ne peut pas être visualisée. Cette méthode permettrait de préciser les relations entre les variables et les phénomènes à l'origine de ces relations. L'objectif de cette méthode est d'avoir une information concentrée sur un minimum d'axe (Ayadi et al., 2008).

Afin de mieux appréhender les relations entre les caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés, une analyse en composantes principales, à l'aide du logiciel " SPSS" a été réalisée pour 11 variables et 65 prélèvements de sol.

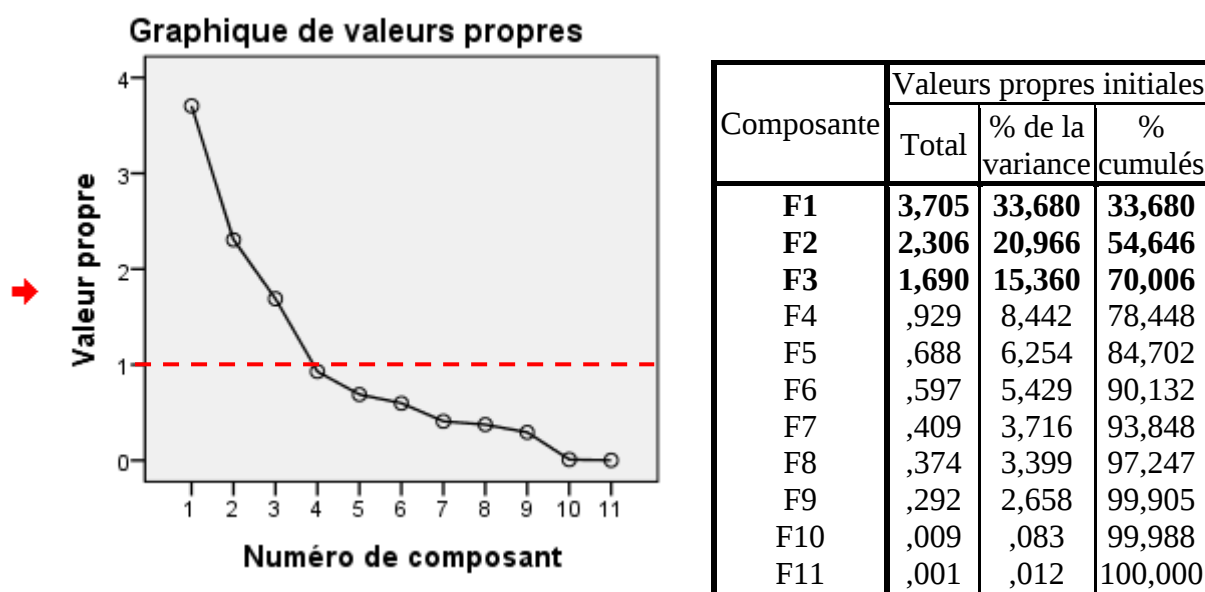
La matrice de corrélation donne une première idée des associations existantes entre les différentes variables. Les relations entre les paramètres physico-chimiques étudiés indiquent qu'il y a une corrélation positive entre les couples Azote/C:N, Azote/MO, Azote/CEC, C:N/CEC, C:N/MO, Ammonium/nitrate, pH/Carbonates, ESP/SAR, ESP/ Na_2O , SAR/ Na_2O , SAR/CEC et Na_2O /CEC, et une corrélation négative entre les couples pH/Ammonium et pH/Nitrate (Tableau 27).

Tableau 27 : Matrice de corrélation Pearson (n), des paramètres physico-chimiques des sols de Beni Amir.

	Azote	CN	N-NH ₄ ⁺	Nitrate	pH	ESP	SAR	Na ₂ O	CT	CEC	MO
Azote	1										
CN	,446	1									
N-NH₄⁺	,006	,064	1								
Nitrate	,094	-,097	,418	1							
pH	-,084	,055	-,472	-,544	1						
ESP	,104	,187	,185	,046	-,120	1					
SAR	,144	,222	,198	,058	-,128	,993	1				
Na₂O	,205	,260	,138	,041	-,099	,976	,991	1			
CT	-,072	-,068	-,206	-,314	,498	-,217	-,232	-,234	1		
CEC	,505	,410	-,097	-,005	-,028	,397	,461	,544	-,299	1	
MO	,390	,392	-,022	-,247	,113	-,001	,035	,089	,101	,370	1

Les valeurs propres de la matrice de corrélation permettent de mesurer le pourcentage de la variance expliquée par chaque factoriel (Tableau 28). L'histogramme des valeurs propres montre que le premier plan factoriel, constitué des axes F1 et F2, représente 54,64 % de la variabilité totale. Il se révèle suffisant pour traduire l'essentiel de l'information dans sa globalité.

Tableau 28 : Contributions aux composantes principales significatives des paramètres physico-chimiques des sols étudiés de Béni Amir.



Le graphique ci-dessus (Figure 65) est également connu sous le nom de graphique de corrélation des variables. Il montre les relations entre toutes les variables. Il peut être interprété comme suit :

- Les variables positivement corrélées sont regroupées.
- Les variables négativement corrélées sont positionnées sur les côtés opposés de l'origine du graphique (quadrants opposés).
- La distance entre les variables et l'origine mesure la qualité de représentation des variables. Les variables qui sont loin de l'origine sont bien représentées par l'ACP.

L'analyse statistique des ces données a montré que toutes les variables ont un loading qui est loin de l'origine (Figure 65). D'après ces résultats, la première composante explique 33,7 % de la variance totale, avec de fortes contributions positives de Na_2O (0,893), SAR (0,851), ESP (0,816), CEC (0,760), C/N (0,553) et Azote (0,496), ce qui montre aussi l'influence de ces paramètres entre eux. La deuxième composante explique 20,9 % de la

variance totale, avec de fortes contributions positives et négatives de pH (-0,774), carbonates (-0,579), MO (-0,455), nitrate (0,729) et de l'azote ammonium (0,635).

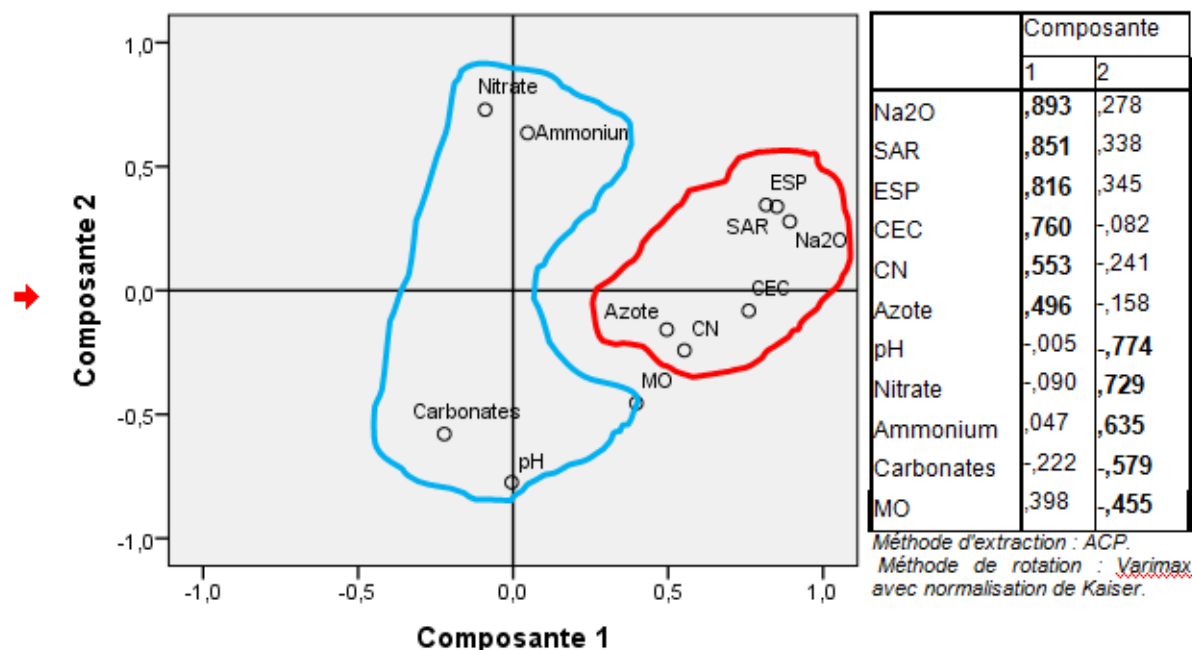


Figure 65 : Distribution des variables étudiées et la matrice des composantes après rotation.

6. Évaluation de la qualité des sols de Beni Amir

a. Méthode Analyse multicritère hiérarchique (Analytical Hierarchy Process (AHP))

La délimitation des zones fertiles est un processus très important pour le développement d'une agriculture intensive durable. L'évaluation de la qualité des sols implique un processus d'évaluation approfondi visant à identifier le bon emplacement des terres agricoles afin de minimiser les coûts économiques et les dommages environnementaux.

Pour évaluer la qualité de nos sols, nous avons utilisé la méthode de processus de la hiérarchie analytique (AHP) (Saaty, 1980 ; Ennaji, 2018) afin de délimiter les zones propices à l'agriculture. La technique AHP utilisée dans cette étude est résumée en six étapes, à savoir (1) détermination des classes des critères, (2) comparaison par paires des critères et des sous critères, (3) calcul des poids, (4) calcul de l'Indice de Cohérence (IC), (5) analyse de superposition pondérée et (6) évaluation de la précision.

Dans cette étude, les facteurs que nous allons utiliser portent sur de grande critères de la qualité des sols. Ces critères choisis sont la MO, le CO, la CEC, le pH, l'ESP, les

carbonates, la texture du sol, la profondeur du sol, la salinité, les éléments nutritifs du sol (K, N et P), le type de sol et la pente du sol (Tableau 28).

Les poids des facteurs sont déterminés à partir d'une série de comparaison par paire de ces critères en tenant compte de l'importance relative de deux critères à l'aptitude de choix du site. À cet effet, et en se basant sur l'échelle proposée par Saaty (1980) sur l'intervalle de 1 à 9 (Cf. Chap. I), on a pu élaborer des matrices de comparaisons par paires pour les critères, facilitant ainsi le calcul des coefficients de pondération des critères et les sous critères comme dans les tableaux 26 et 27. L'intégration de ces poids des critères choisis sur le logiciel ArcGIS en vue de leur agrégation à l'aide de l'extension "weights sum" pour générer la carte finale de qualité du sol de la zone d'étude.

b. Vérification de la cohérence des données de AHP

La notion de cohérence dans la comparaison par paires de Saaty (1980) est basée sur le respect de la transitivité de notre jugement. Ainsi l'indice de cohérence (IC) mesure la fiabilité de la comparaison exprimée à des jugements cohérents. Plus l'indice de cohérence est grand plus les jugements qui ont été exprimés dans la matrice de comparaison seraient incohérents et vice versa.

De plus l'expérimentation établie par Saaty (1990) a permis de définir le Ratio de Cohérence (RC) comme étant le rapport de l'indice de cohérence et de l'Indice Aléatoire (IA) d'une matrice de même dimension présentée dans le Tableau 29.

Tableau 29 : Rangs attribués au critère.

Critères	MO	CO	N	P	K	CEC	ESP	pH	CaCO ₃	Texture	Type de Sol	Salinité	CE	Profo ndeur	Pente
Rangs	1	1	2	2	2	2	2	2	3	3	6	7	6	7	9

Le ratio de cohérence mesure la cohérence logique des jugements des experts (Saaty, 1990). Il permet d'évaluer la cohérence des jugements par la méthode de comparaison par paires (Tableau 29). Il renseigne sur la cohérence en termes d'importances des critères à comparer. En général, lorsqu'il s'agit de comparer de plusieurs éléments, un seuil de tolérance de 10 % est fixé pour cet indice de cohérence. Selon Saaty 1990, si RC est supérieur à 0.1, il y a une incohérence dans les comparaisons par paires et alors, la matrice issue des comparaisons devra être réévaluée (Rakotoarivelo, 2015). La comparaison par paires des critères appliquée

pour notre cas d'étude, ainsi que les calculs relatifs aux différents paramètres ont donné les résultats suivants : $\lambda_{\max} = 15,872$, indice de cohérence IC = 0,062, indice aléatoire IA = 1,95 ; ratio de cohérence RC = 0,038 (< 0,1) (Tableau 30). Le ratio de cohérence étant inférieur à 0.1 ce qui nous permet d'affirmer que les jugements d'appréciation des critères ont été cohérents.

Tableau. 30 : Matrice de comparaison par paires.

Pairwise comparisons matrix. CR=
0,038

Critères	MO	CO	N	P	K	CEC	ESP	pH	CaCO ₃	Texture	Type de sol	Salinité	EC	Profondeur	Pente
MO	1	1	2	2	2	2	2	2	3	3	6	7	6	7	9
CO	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	5	6	5	6	8
N	0,50	1	1	1	1	2	2	2	4	4	7	6	5	7	9
P	0,50	0,50	1	1	1	2	2	2	4	4	7	6	5	7	9
K	0,50	0,50	1	1	1	2	2	2	4	4	7	6	5	7	9
CEC	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	1	1	2	2	2	6	2	4	7	9
ESP	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	1	1	2	2	2	4	2	3	6	8
pH	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	1	2	2	3	2	4	5	8
CaCO ₃	0,33	0,33	0,25	0,25	0,25	0,50	0,50	0,50	1	1	2	3	2	4	6
Texture	0,33	0,33	0,25	0,25	0,25	0,50	0,50	0,50	1	1	2	2	4	3	7
Type de sol	0,17	0,20	0,14	0,14	0,14	0,17	0,25	0,33	0,50	0,50	1	0,2	0,2	2	4
Salinité	0,14	0,17	0,17	0,17	0,17	0,50	0,50	0,50	0,33	0,50	5	1	1	2	5
CE	0,17	0,20	0,20	0,20	0,20	0,25	0,33	0,25	0,50	0,25	5	1	1	2	3
Profondeur	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	1	2
Pente	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	1
Total	6,40	7,03	8,76	9,76	9,76	14,67	14,88	17,41	27,75	27,73	60,75	44,90	46,03	66,50	97

Dans notre cas d'étude, pour réaffirmer nos résultats, l'analyse doit dévoiler dans quelle mesure cette classification de l'aptitude des zones obtenue serait due à certains facteurs isolés ou bien si elle confirmerait la concordance globale des paramètres et les pondérations qui ont été utilisés. Dans cette optique, l'évaluation multicritère à référence spatiale nous a assistés à mettre en évidence les parcelles sur lesquelles devront porter en priorité les efforts pour une valorisation et utilisation rationnelle des ressources en sols. Dans la zone étudiée, le résultat de la superposition des différentes cartes des critères (Tableau 31; Figure 55a,b) suivant leur poids a permis de classer l'aire d'étude sur une échelle de quatre classes différenciées exposées sur la carte de synthèse globale (Figure 56), indiquant des qualités de sol excellente, bonne, moyenne et médiocre. Cette classification a été accomplie après

superposition avec les données thématiques de base collectées auparavant au ORMVAT et aussi après rapprochement avec la réalité des terrains par juxtaposition avec les images Google Earth et Bing Maps, afin d'identifier les emplacements des groupes de pixels se retrouvant dans un même ordre d'aptitude.

Tableau 31 : Pondérations détaillées des indicateurs et des sous-indicateurs obtenus par l'AHP pour les sols de Beni Amir (en gras).

Critères	Unité	Poids	CR	Sous-critères (avec Classes)	Poids	CR
MO	%	0,141	0,038	Pauvre (<1)	0,074	0,016
				Moyen (1–2)	0,257	
				Bon (>2)	0,669	
CO	%	0,128		Pauvre (<1,5)	0,058	0,027
				Moyen (1,5 - 2)	0,107	
				Bon (2-4)	0,215	
				Très bon (> 4)	0,620	
N	Kg/ha	0,118		Marginalement approprié (95-180)	0,096	0,016
				Modérément adapté (181–225)	0,251	
				Très approprié (> 225)	0,653	
P	Kg/ha	0,113		Mauvais (<15)	0,082	0,002
				Marginalement approprié (16–30)	0,315	
				Modérément adapté (31–65)	0,602	
K	Kg/ha	0,113		Marginalement approprié (121–180)	0,082	0,002
				Modérément adapté (181–360)	0,315	
				Très approprié (>360)	0,602	
CEC	mEq/100g	0,075		Pauvre (<10)	0,075	0,012
				Moyen (10–25)	0,334	
				Bon (>25)	0,591	
ESP	%	0,07		Pauvre 0 - 15	0,038	0,016
				15 - 25	0,058	
				25 - 35	0,089	
				35 - 45	0,150	
				Bon 45 - 55	0,265	
				Très bon > 55	0,401	
pH	dans l'eau	0,061		Pas adapté (< 5,5 > 8)	0,083	0,030
				Modérément adapté (5,5 - 6,5)	0,137	

			Très approprié (6,5 - 8)	0,780	
CaCO₃	%	0,041	Pauvre (0 - 5 ; > 30)	0,066	0,03
			Moyen (5–10)	0,098	
			Bon (10–20)	0,363	
			Très bon (20 - 30)	0,473	
Texture	%	0,042	Pauvre (< 15)	0,063	0,008
			Moyen (15–35)	0,104	
			Bon (35–50)	0,278	
			Très Bon (> 50)	0,555	
Type de sol	–	0,019	Isohumique	0,468	0,010
			Complexe	0,268	
			Calcimagnésique	0,144	
			Fersiallitiques	0,038	
			Sesquioxydes de fer	0,038	
			Hydromorphe	0,044	
Salinité	dS/m	0,029	Pas adapté (0 - 2)	0,679	0,076
			Marginalement approprié (2 - 4) ²	0,189	
			Modérément adapté (4 -8)	0,082	
			Très approprié (> 8)	0,051	
CE	dS/m	0,026	Pas adapté (0 - 0,5)	0,537	0,020
			Marginalement approprié (0,5–2)	0,326	
			Modérément adapté (2–5)	0,083	
			Très approprié (> 5)	0,054	
Profondeur	cm	0,014	Faible profondeur	0,089	0,008
			Profondeur modérée	0,324	
			Sol profond	0,587	
Pente	%	0,009	Douce (<1)	0,639	0,047
			Modéré (1-3)	0,274	
			Raide (> 3)	0,087	

Selon les cartes obtenues des critères utilisés et en termes de fertilité des sols liés à la matière organique et aux éléments nutritifs (N, P, K), la zone est bien adaptée à l'agriculture intensive (Figure 66a). Alors que, les autres propriétés du sol indiquent que la zone d'étude est faiblement à moyennement adaptée à l'agriculture intensive (Figure 66b).

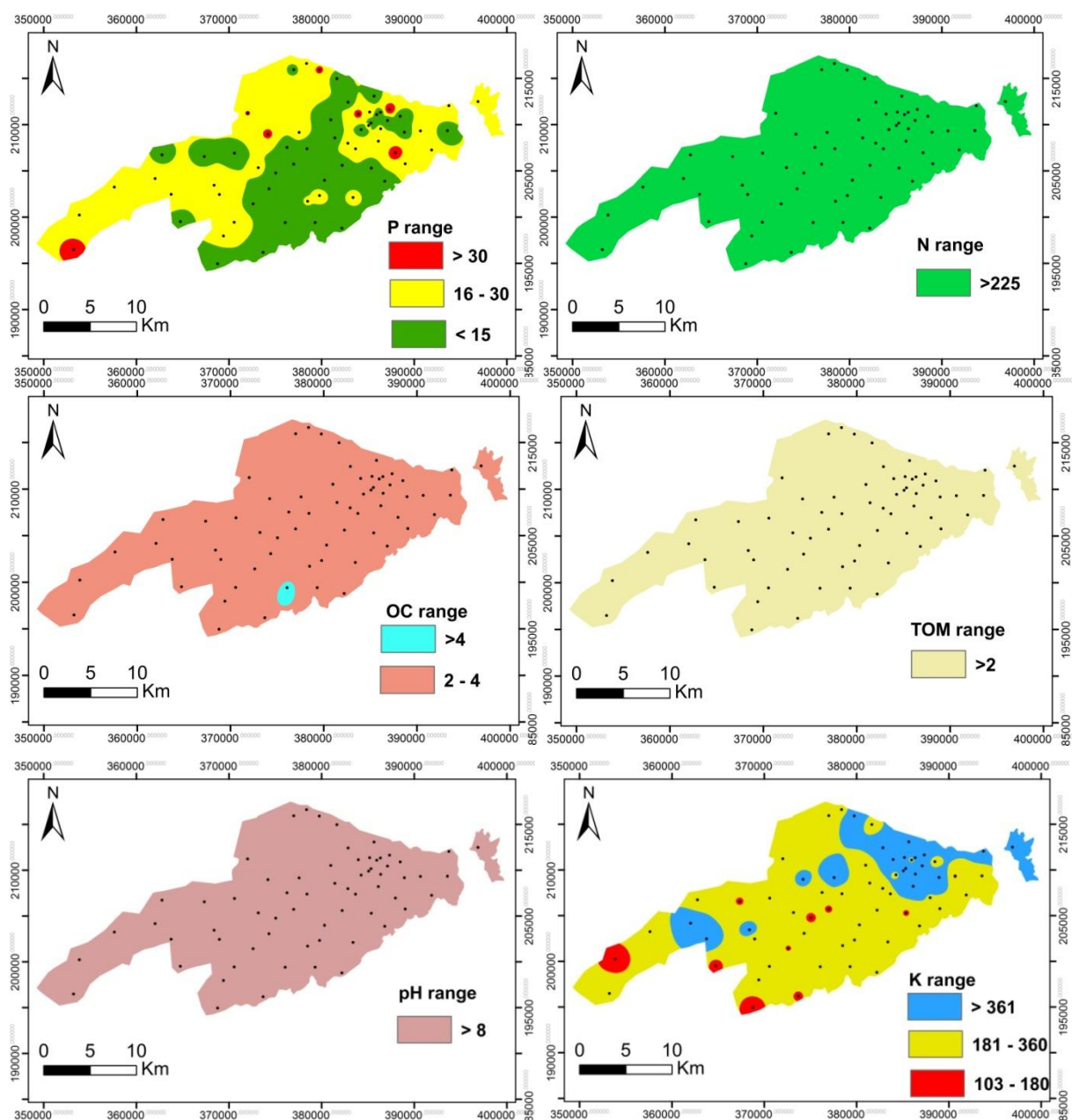


Figure 66.a : Classes des critères choisis dans cette étude pour évaluer la qualité de nos sols pour l'agriculture.

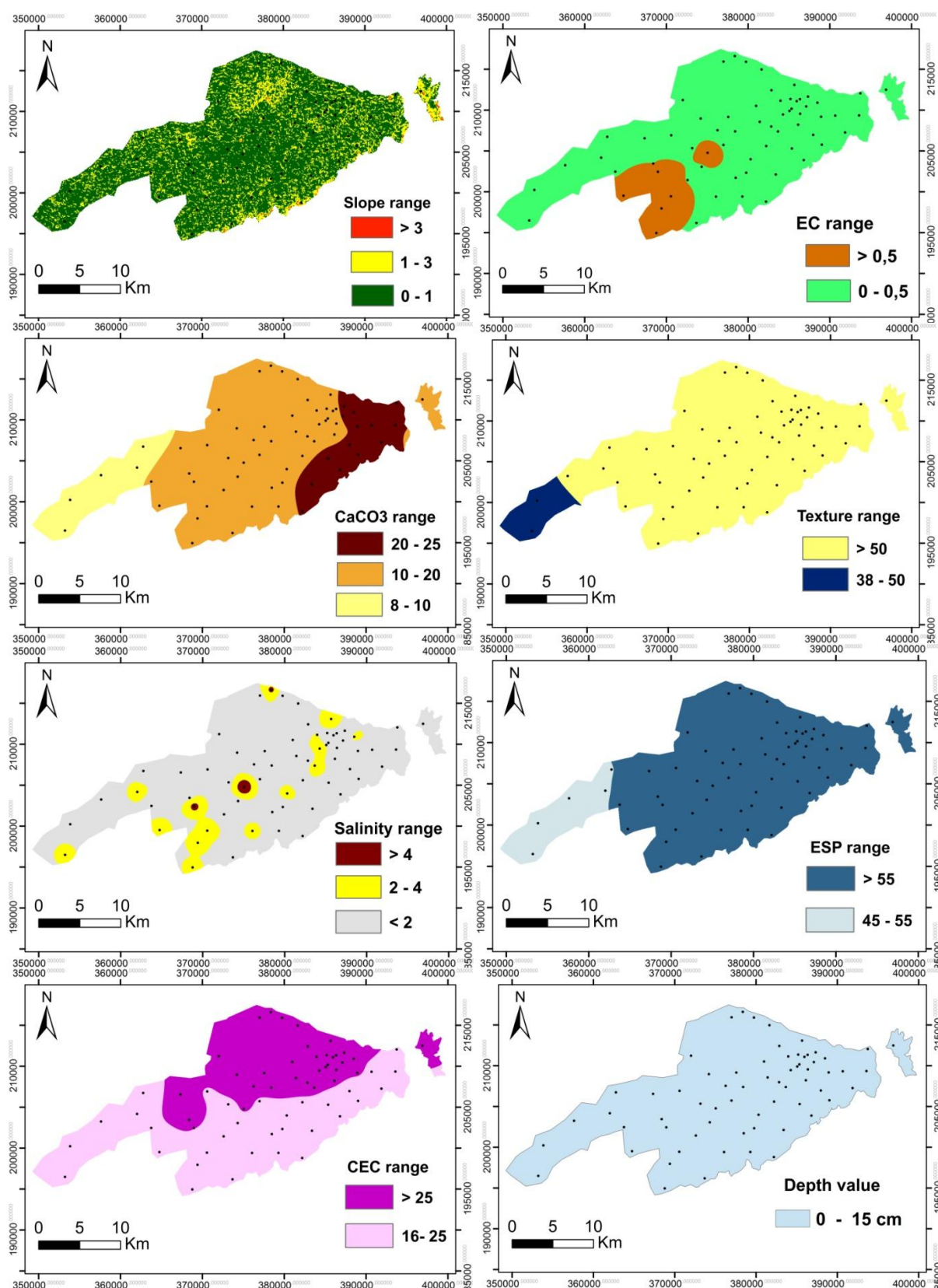


Figure 66.b : Classes des critères choisis dans cette étude pour évaluer la qualité des sols.

La carte de synthèse obtenue (Figure 67), au travers de sa légende, montre que la zone d'étude est classée sur une échelle de quatre zones allant de la première zone, en jaune, médiocre à l'agriculture intensive, située au nord de la zone d'étude à la quatrième zone, en rouge, propice à l'agriculture. Ainsi, l'adaptation des terres de la zone d'étude à l'agriculture intensive varie de faiblement à moyennement.

Ces résultats montrent qu'environ 1591,04 ha (3,14 %) de la zone d'étude est fortement propice à l'agriculture, 3088,61 ha (6,09 %) est moyennement adaptée, 42465,02 ha (83,72 %) est faiblement convenable, et seuls 3577,78 ha (7,05 %) présente une qualité médiocre des sols pour l'agriculture intensive durable. Ensemble, les catégories de qualité excellente et de qualité moyenne représentent environ 9,23 % de la superficie totale qui pourrait être recommandée pour l'agriculture intensive en termes de propriété du sol.

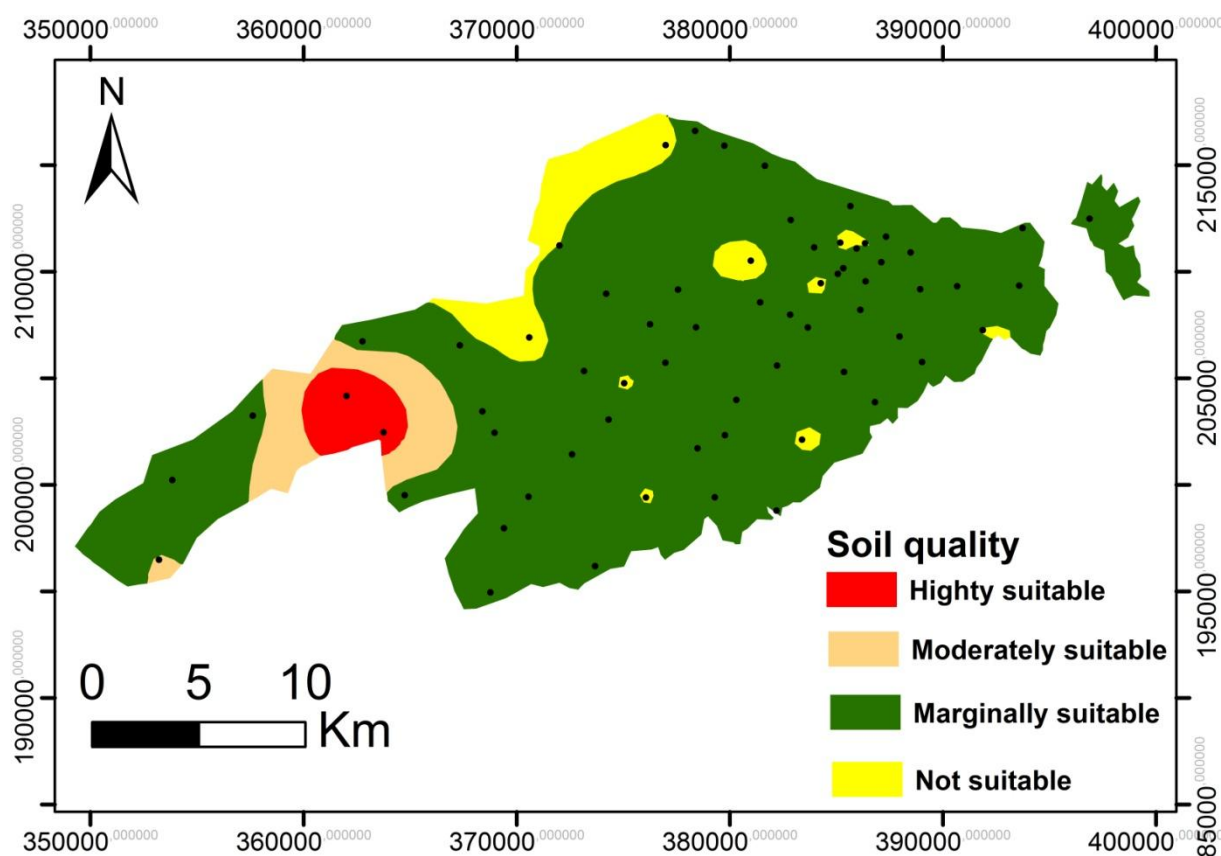


Figure 67 : Carte de l'aptitude des sols à l'agriculture intensive.

L'utilisation combinée de l'AHP et du SIG a permis d'identifier des zones potentielles à l'agriculture. Toutefois, l'une des difficultés de cette méthode est le choix des limites des classes des facteurs choisis. Ces limites des classes choisies ne sont donc pas figées, mais découlent de la réalité de notre terrain et des objectifs à atteindre. Dans une telle approche, l'estimation de certains paramètres s'avère difficile. Ainsi, la détermination des types

d'utilisation du sol est rendue difficile du fait de l'insuffisance des données sur les sols de Beni Amir.

Il est vrai que l'agriculture intensive répond à la demande alimentaire mondiale accrue, mais à moyen terme, elle peut être nocive pour l'environnement tout en contribuant à la pollution et à l'épuisement des ressources en l'eau et des sols. Les ressources en eau dans la zone d'étude diminuent de plus en plus en raison de l'impact cumulatif des années de sécheresse et de pollution anthropique (Barakat et al. 2016 ; Knouz et al. 2016). Cette pollution anthropique est principalement due à l'utilisation intensive d'engrais et de produits phytosanitaires. Une estimation de la pollution par les nitrates résultants de l'utilisation d'engrais azotés montre qu'environ 3 000 tonnes d'azote sont lessivées chaque année et atteignent la nappe phréatique de Tadla (ABHOER, 2017). Face à cette situation alarmante et compte tenu de la prise de conscience des citoyens, des consommateurs et des acteurs du secteur agricole, il est urgent de faire face à cette dégradation des eaux d'irrigation en préservant aussi la qualité des sols et la biodiversité. Pour cette raison, il est nécessaire d'introduire des systèmes agricoles moins intensifs qui préservent l'environnement et d'adopter les types de cultures appropriés à chaque qualité de sol afin de minimiser l'utilisation des produits chimiques (engrais et autres améliorants). Il devient alors nécessaire de mettre en œuvre des moyens naturels de gestion de la fertilité des sols, comme la fixation biologique de l'azote atmosphérique par les légumineuses dans un système de rotation des cultures. Le maintien et l'amélioration de la fertilité des sols exigent l'utilisation des engrais organiques d'une façon rationnelle selon les besoins de la plante. Par conséquent, la restauration des éléments nutritifs du sol devient une nécessité. La mise au point de technologies adaptées à la gestion durable de la fertilité des sols permet aux paysans d'assurer l'autosuffisance alimentaire et l'accroissement des rendements agricole. Ainsi, la carte de synthèse des zones potentielles à l'agriculture réalisée à partir de cette approche peut être utilisée comme un instrument de base à la prospection des zones à doter à une meilleure production agricole.

7. Variation des paramètres en fonction de la Texture

Les trois types de textures des sols étudiés sont caractérisés par une même allure de la variation des paramètres physico-chimiques étudiés. D'après ces résultats nous constatons que les sols argileux sont riches en CEC par rapport au sol limino- argileux et au sol limino-argilo-sableux; par contre les sols limino-argilo-sableux sont riches en nitrates et en P_2O_5 par rapport aux sols argileux et limino-argileux (Figure 68).

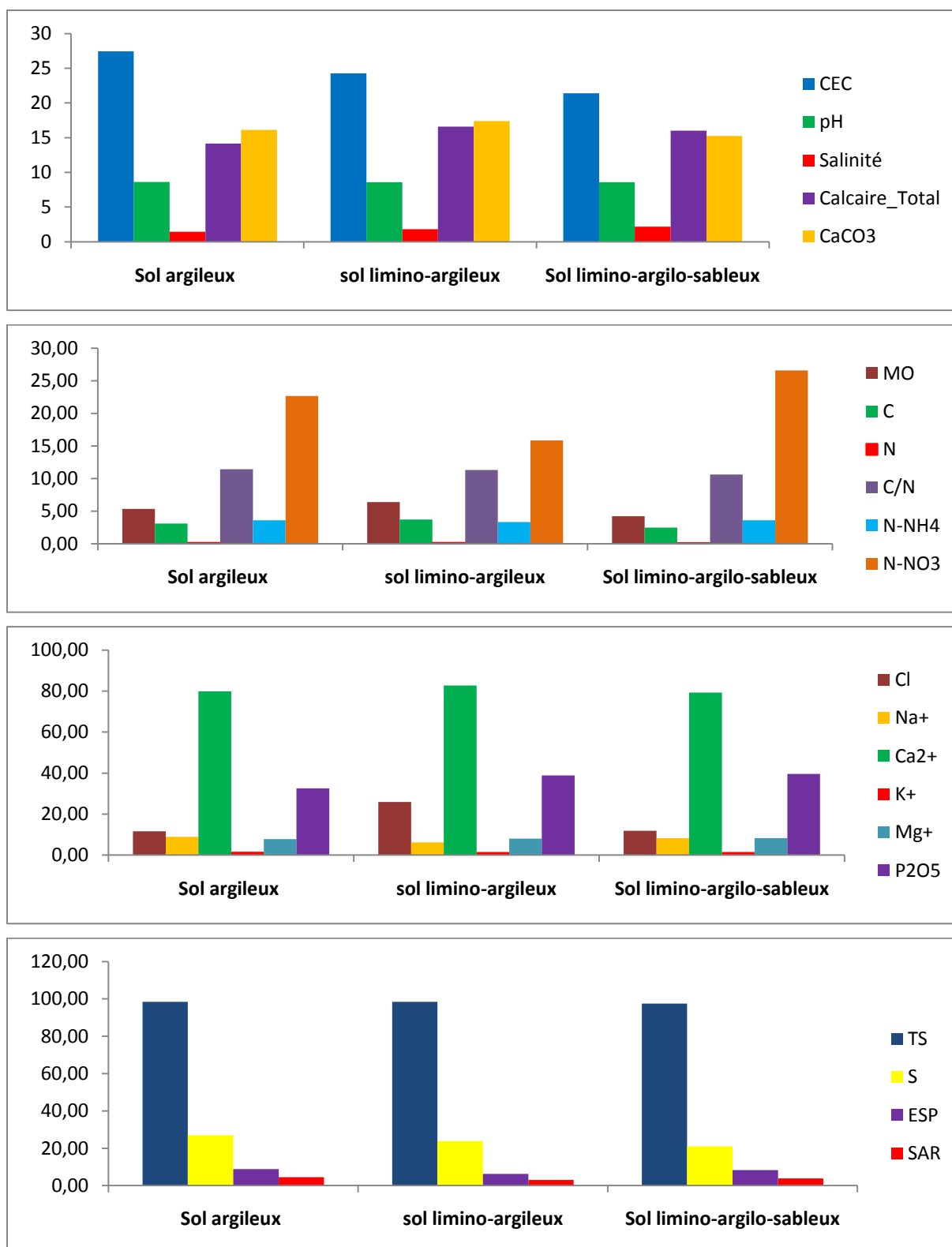


Figure 68 : Variation des paramètres physico-chimiques en fonction des trois types de textures de sols étudiés.

IV. Conclusion

Dans un contexte de développement durable, la gestion des sols est un enjeu primordial non seulement d'un point de vue environnemental, mais aussi socio-économique. Au fur et à mesure que la population augmente, l'intensification agricole impose une pression accrue sur les terres irriguées et productives. Ainsi l'agriculture s'accompagne souvent d'une utilisation excessive des eaux d'irrigation couplée à un réseau de drainage inadéquat et d'une utilisation incontrôlée de fertilisants minéraux, des engrais et des pesticides, entraînant une salinisation et une perte de matières organiques.

Pour évaluer la qualité des sols agricoles du périmètre de Beni Amir, plusieurs paramètres physico-chimiques du sol ont été mesurés sur 65 échantillons de sols, tels que pH, CaCO_3 , CEC, MO, CO, Texture, CE, Cations échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+), Azote (N), Azote ammonium (N-NH_4^+), Nitrate (N-NO_3^-) et le C/N. D'après les résultats obtenus les sols de Beni Amir sont modérément à fortement riche en CaCO_3 , ce qui explique leur basicité. Les teneurs moyennes en matière organique (MO) et en carbone organique (CO) varient respectivement de 5,64 % et 3,27 %, ce qui indique que ces sols sont classés comme des sols moyennement organiques. La valeur moyenne de la CEC mesurées selon la méthode Metson, à pH 7, est de l'ordre de 25,09 meq/100g, ce qui montre que ces sols étudiés sont classés comme des sols moyennement riches en CEC. Les teneurs moyennes en Azote (N) et en Azote ammonium (N-NH_4^+) sont de l'ordre de 0,14 % et 3,47 mg/100g. D'après ces résultats, les sols de Beni Amir sont faiblement riche en Azote et selon à la classification des rapports C/N, ces sols ont une bonne décomposition et minéralisation de la matière organique.

L'évaluation de la qualité des sols dans cette étude est effectuée par la méthode AHP afin de délimiter les zones propices à l'agriculture, les résultats obtenus montrent qu'environ 1591,04 ha (3,14 %) de la zone d'étude est fortement propice à l'agriculture. Ensemble, les catégories de qualité excellente et de qualité moyenne représentent environ 9,23 % de la superficie totale qui pourrait être recommandée pour l'agriculture intensive.

CHAPITRE IV : ÉVALUATION DE LA POLLUTION MÉTALLIQUE DES SOLS AGRICOLES DU PÉRIMÈTRE DE BÉNI AMIR

I. Introduction

Dans le contexte actuel de l'agriculture marocaine (concurrence exacerbée, exigences croissantes des consommateurs), la qualité des produits agro-alimentaires prend de plus en plus d'importance, notamment en ce qui concerne les productions légumières (ORMVAT, 2014). Cependant, ce type de développement soumet les sols à différentes formes de dégradation et de pollution. Le plus souvent irréversibles tels que l'épandage de déchets agricoles, industriels, urbains, sur des surfaces de plus en plus grandes. L'intensification de l'agriculture avec la volonté d'augmenter de plus en plus artificiellement la productivité et la mise en culture de nouvelles surfaces, dans de mauvaises conditions, sans tenir compte des potentialités et des fragilités des sols (Ruellan, 2006). Par ailleurs, d'autres déchets de toutes natures sont également susceptibles d'être épandus sur les sols cultivés ou bien l'ont été dans le passé. Parmi les substances indésirables contenues dans ces divers déchets, figurent les " éléments traces métalliques " souvent appelés également " métaux lourds " (Kebir, 2012). Ainsi, il est intéressant de pouvoir reconnaître si un sol cultivé est contaminé ou non et de bien distinguer la part de ce qui est naturel et de ce qui est contamination d'origine humaine (anthropique). Afin de répondre à cette problématique, il est nécessaire d'utiliser les indices de pollution (Chapitre 1) tels que, l'indice de géo-accumulation (Igeo) (Müller, 1969), le facteur d'enrichissement (FE) (Buat-Menard et Chesselet, 1979), l'indice de charge de pollution (IPL) (Tomlinson et al., 1980), l'indice de pollution de Nemerow (PIN) (Nemerow, 1985), le degré de contamination (DC) et l'indice de risque écologique potentiel (RI) (Hakanson, 1980).

La pollution des sols notamment par les métaux lourds représente un risque important pour la santé publique en raison des pathologies variées que peuvent engendrer ces éléments. Les sols sont un vecteur important du transfert des métaux de l'environnement vers l'organisme vivant. Pour cette raison, il est essentiel de disposer de moyens de mesure de la teneur en métaux lourds dans les sols agricoles. Pour cela on se propose dans cette partie, d'évaluer, en se référant aux valeurs limite prises en considération, le risque de contamination ou de pollution métallique des sols agricoles du périmètre de Beni Amir. Ce périmètre est un

ancien périmètre agricole. La mise en danger de Beni Amir par les effets des activités agricoles et humaines est également aggravée par le fait que le périmètre est développé depuis longtemps. Six éléments métalliques ont été sélectionnés à savoir le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le cadmium (Cd), le zinc (Zn), le plomb (Pb), et le Fer (Fe), afin d'évaluer cette contamination.

II. Sources des métaux lourds

Sur la base de l'historique des activités de la zone d'étude, plusieurs sources potentielles de contamination des sols ont été identifiées (Faouzi et Larabi, 2001; Bellouti et al., 2002): (1) activité agricole intensive, (2) centrale laitière (Jibal) Fkih-Ben-Salah toujours en activité, (3) la route nationale (Numéro 11) qui mène à la ville de Casablanca et qui traverse la partie nord-est de la zone d'étude et des rejets urbains des grandes villages et leurs agglomérations.

III. Définition des métaux lourds

D'un point de vue chimique, les métaux lourds sont généralement définis sur la base de leurs propriétés physico-chimiques (Berthelin et Bourrelrier, 1998 ; Chipasa, 2003). Ils sont généralement définis comme tout élément métallique naturel dont la masse volumique dépasse 5 g/cm^3 (Adriano, 2001). En science du sol, il est convenu de parler "d'éléments trace métalliques" qui désignent des composés minéraux présents à très faible concentration (Berthelin et Bourrelrier, 1998 ; Chipasa, 2003). En toxicologie, ils peuvent être définis comme des métaux à caractère cumulatif (souvent dans les tissus biologiques) ayant essentiellement des effets très néfastes sur les organismes vivants (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). En nutrition et en agronomie, ils peuvent même être assimilés à des oligo-éléments indispensables à certains organismes, en particulier par leur action catalytique au niveau du métabolisme (Berthelin et Bourrelrier, 1998 ; Chipasa, 2003). Dans les sciences environnementales, les métaux lourds sont associés aux notions de pollution et de toxicité.

Les métaux lourds sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais naturellement en quantités très faibles. Une augmentation forte de la concentration en ces éléments métalliques peut aboutir à des phénomènes de toxicité. Les métaux lourds les plus souvent considérés comme toxiques pour l'homme sont (De Miquel, 2001) : le plomb (Pb), le mercure (Hg), l'arsenic (As) et le cadmium (Cd). D'autres comme le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le chrome (Cr), pourtant nécessaires à l'organisme en faibles quantités, mais peuvent devenir toxiques à doses plus importantes. Les métaux lourds sont redistribués naturellement dans

l'environnement par les processus géologiques et par les cycles biologiques.

IV. Comportement des métaux lourds dans le sol

Les métaux lourds sont liés à différents constituants du sol et sont présents sous différentes formes chimiques. Ils peuvent changer de forme (plus ou moins solubles) ou migrer vers d'autres constituants du sol ou vers la phase liquide selon les conditions physico-chimiques (Deschamps et al., 2006). Ces changements rendent les métaux lourds plus ou moins mobiles dans les sols et plus ou moins disponibles pour la biosphère.

1. Spéciation

Le terme de spéciation a été utilisé dans la chimie des sols et désigne la forme chimique et structurale sous laquelle se trouve un élément métallique. La spéciation a été définie comme étant la détermination d'une forme spécifique (monoatomique ou moléculaire) ou bien la configuration selon laquelle un élément peut être présent dans un groupe d'atomes correspondant à différentes matrices (Hetland et al. 1991).

Différents facteurs contrôlent la spéciation : le pH, la teneur en matière organique et sa nature, la teneur en argiles, les teneurs en oxydes de Fe, d'Al et de Mn, le potentiel rédox (Hernandez et al. 2003 ; de Santiago-Martín et al. 2014 ; Kabata-Pendias 2010 ; Mazurek et al. 2017). Ainsi, dans les sols acides en conditions oxydantes, les métaux sont plus mobiles et biodisponibles que dans les sols peu aérés, neutres ou alcalins (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

2. Mobilité

La mobilité d'un élément est caractérisée par son aptitude à passer dans les compartiments du sol où il est de moins en moins énergiquement retenu (McLaughlin et al., 2000). Les métaux lourds sont associés aux constituants du sol qui contrôlent leur mobilité. Ils peuvent être (Baize, 1997) :

- Adsorbés sur les phases hydroxyde de fer, de l'aluminium et du manganèse,
- Fixés aux argiles ou aux matières organiques par des liaisons ioniques,
- Inclus dans les réseaux cristallins des minéraux primaires et des constituants secondaires.

Les variations des conditions physico-chimiques du sol (pH, température, force ionique.... etc.) peuvent jouer directement sur la mobilité des éléments en faisant passer les

métaux présents dans un sol d'une forme à une autre (Roy et Couillard, 1997). Ce changement met donc en jeu des mécanismes biogéochimiques de mobilisation, d'immobilisation et de transport. Ces mécanismes dépendent de processus de dissolution/précipitation et désorption/adsorption qui font intervenir des réactions biologiques et physico-chimiques (Bourrelier et Berthelin, 1998). En effet, la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds dépendent fortement de leur spéciation chimique dans les sols (Van Oort et al., 2007). Cependant la détermination exacte de la spéciation chimique est souvent difficile et dans la plupart des cas impossible (Quevauviller, 1997). À l'échelle d'un profil du sol, la mobilité d'un élément peut être évaluée en étudiant sa distribution verticale ou latérale.

3. Biodisponibilité

La biodisponibilité désigne la capacité d'une quantité d'un élément présent dans le sol à être absorbé par un organisme vivant (Newman et Jagoe, 1994). La biodisponibilité est un outil d'évaluation de la toxicité et le risque de pollution (Denys et al., 2009). La phytodisponibilité peut être définie comme la quantité d'un métal donné susceptible d'être transférée dans la plante durant son développement (Newman et Jagoe, 1994). La quantité phytodisponible d'un élément dans un sol correspond aux ions capables de passer en solution et d'être absorbés par la plante. En effet, l'ion sous forme libre (Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , ...) est l'une des formes les plus réactives, avec les espèces neutres et la plus facilement assimilable par les organismes vivants (Rollemberg et Gonçalves, 2000). Les risques liés aux métaux lourds pour l'environnement et la santé humaine devront donc être évalués au travers leur spéciation, leur mobilité et leur biodisponibilité, qui sont les principaux facteurs conditionnant leur toxicité (Knight et al., 1998).

V. Origine de la contamination des sols par les métaux lourds

Dans le langage courant, les termes "pollution" et "contamination" sont employés indifféremment pour désigner une accumulation anormale d'éléments métalliques dans un milieu donné (Navel, 2011). Dans le domaine des sciences de l'environnement, le terme "contamination" désigne l'accroissement significatif de la concentration d'un composé (apporté par l'homme) au sol sans anticiper de modification de la qualité du sol (Juste et al., 1995). Au contraire, le terme "pollution" lui est employé pour désigner l'accumulation d'un composé qui peut engendrer des dangers pour les organismes vivants et endommager une ou plusieurs des fonctions principales du sol (Galvez-Cloutier, 1995 ; Figure 69). La teneur en

métaux des sols peut être d'origine naturelle ou d'origine anthropique (Figure 70).

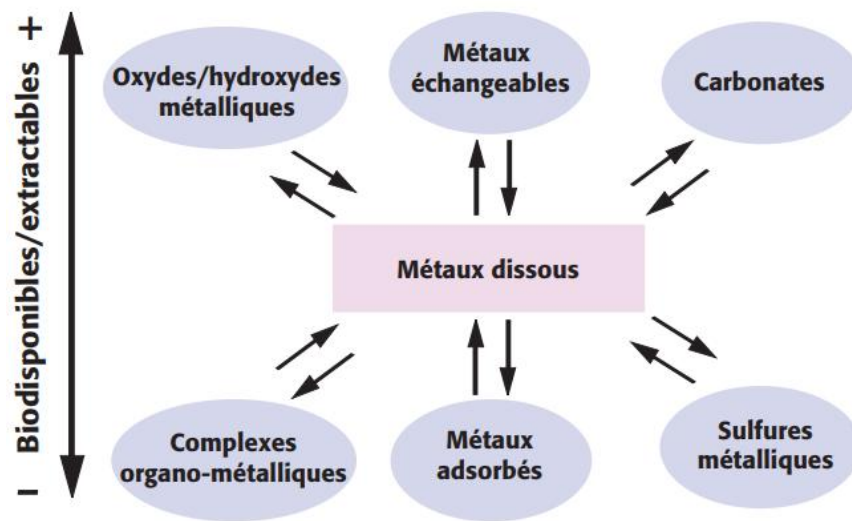


Figure 69 : Interactions entre les métaux lourds et les constituants du sol (Galvez-Cloutier, 1995).

1. Origine naturelle

En dehors de toute intervention de l'homme, les sols ont une concentration naturelle en métaux lourds provenant de l'altération de la roche-mère (roches magmatiques, métamorphiques ou sédimentaires). Ils constituent le pool endogène appelé fond géochimique (Müller, 1969). La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge (Baize, 1997 ; Bourrelrier et Berthelin, 1998; Burak et al., 2010).

2. Origine anthropique

La source majeure de contamination est d'origine anthropique. On distingue deux types de contamination (Bliefert et Perraud, 2001) :

- **Les contaminations diffuses**, mette en jeu un faible nombre de polluants aux concentrations peu variables provenant de sources non stationnaires ou de grande étendue, ou bien d'un grand nombre de sources (Pereira et Sonnet, 2007). Dans ce cas, la pollution se fait par voie atmosphérique sous forme de poussière et d'aérosols issus de l'activité industrielle, des chauffages domestiques, des automobiles, etc., se déposant sur les sols, sur les végétaux et sur les eaux de surface sous forme de précipitations sèches (transport par les vents, sédimentation) ou humides (pluie, neige, grêle), ou par interception de particules en suspension (brouillards). On parlera alors

de sol pollué (Min et al., 2013).

- **Les contaminations ponctuelles** qui peuvent faire intervenir un grand nombre de polluants fortement concentrés, sur des zones localisées (Rodriguez et al., 2011; Yang et al., 2011). C'est typiquement le cas d'une usine ou d'une mine ; mais il peut s'agir également d'apports agricoles et urbains; tels que les engrais (Mn dans les scories potassiques, Cd dans les engrais phosphatés), les boues de station d'épuration (apport de Cr, Cu et Pb), les traitements phytosanitaires (comme le cuivre dans la bouillie bordelaise ou le plomb dans les pesticides), les lisiers (Cu, Zn, Cd), les compost, les sulfates de cuivre, et d'apport urbains (Cd) ou le trafic routier (apport de Zn, de Cd lors de la combustion des carburants ou de Pb utilisé comme antidétonant) (Rodriguez et al., 2011 ; Yang et al., 2011).

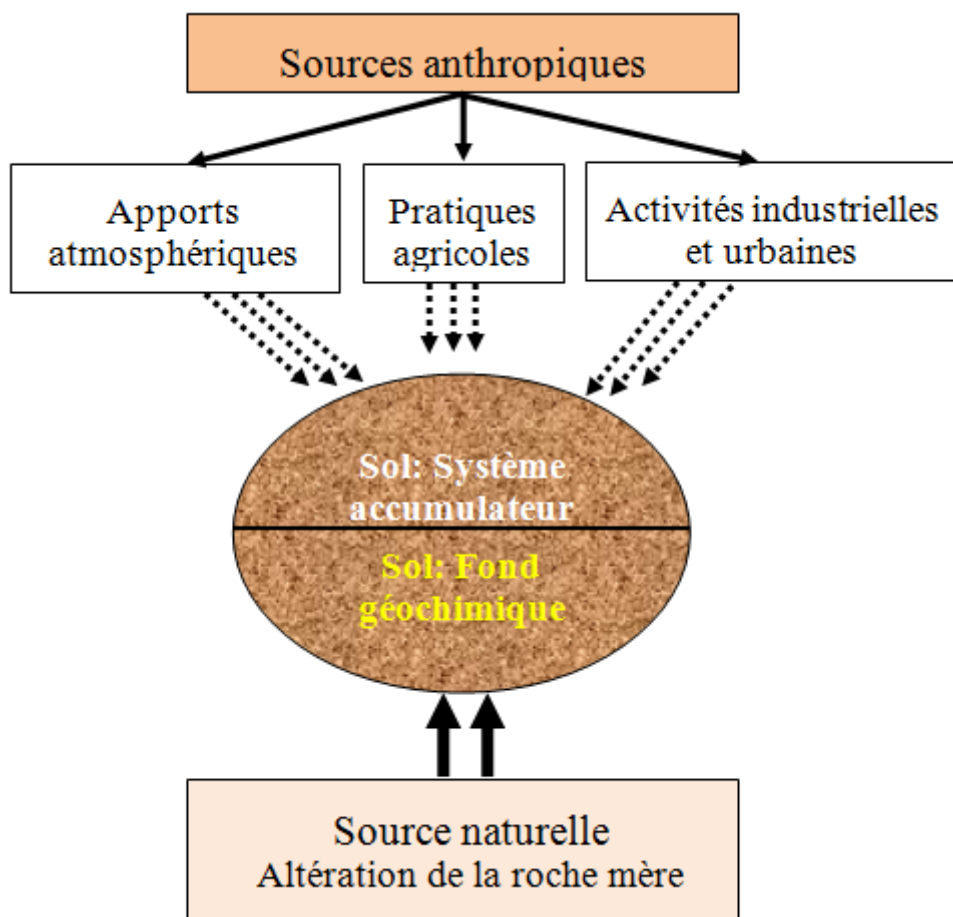


Figure 70 : Origine des métaux lourds dans le sol (Bourrelier et Berthelin, 1998).

VI. Effet des propriétés physico-chimiques sur le comportement des métaux lourds dans les sols agricoles

En milieu contaminé, la mobilité des métaux lourds dépend de l'action de facteurs de type chimique (pH, potentiel rédox, capacités d'échanges cationiques, spéciation,

concentration), biologique (activité des bactéries, champignons et plantes supérieures) et physique (structure et perméabilité) (Hough et al. 2003 ; Tazisong et al., 2004). La mobilité des métaux lourds est contrôlée par deux catégories d'indicateurs. L'une regroupe les indicateurs chimiques et physico-chimiques et l'autre, les indicateurs biologiques (biodisponibilité). Dans cette étude, seuls les deux premiers seront abordés afin de cibler la mobilité des métaux (Fernandez-Cornudet, 2006).

1. pH

Le pH joue un rôle majeur dans de nombreuses réactions physico-chimiques telles que les réactions de précipitation/solubilisation ou l'adsorption/désorption sur les phases solides du sol. Le pH influence également la spéciation, la mobilité des métaux et aussi leurs interactions avec les phases solides du sol (Weng et al., 2002). La diminution du pH du sol est accompagnée d'un accroissement du nombre de protons dans la solution, lesquels entrent en compétition avec les cations métalliques adsorbés sur les phases solides du sol et provoquent leur libération dans la phase aqueuse (Swift et McLaren, 1991). D'une façon générale, la solubilité des éléments chimiquement stables sous forme de cations tels que Cd, Cu, Pb et Zn diminue lorsque le pH augmente. Inversement pour les éléments chimiquement stables sous forme d'anions tels que Cr, As et Se, leur solubilité augmente avec le pH (Deneux-Mustin et al., 2003).

D'une manière générale, l'augmentation du pH entraîne la formation de composés insolubles, et augmente la CEC du milieu. Au contraire, une diminution de pH entraîne la mise en solution des sels métalliques, la dissolution des phases de rétention, la désorption des cations et l'adsorption des anions (Sigg et al., 2001; Figure 71).

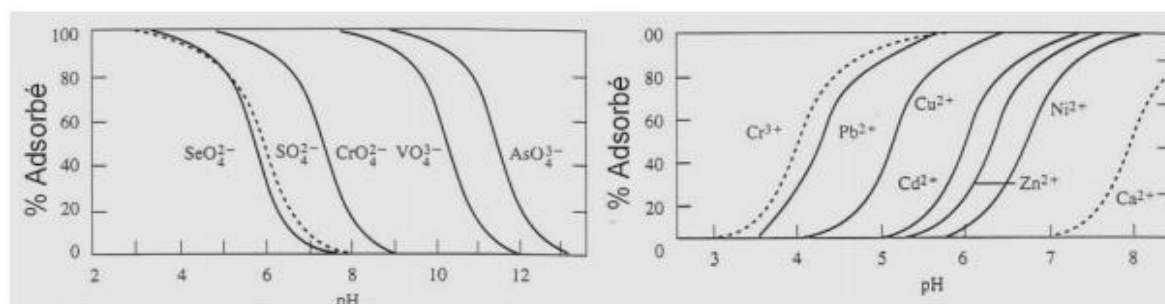


Figure 71 : Fraction de métaux adsorbés (cations et anions) sur une surface d'hydroxyde de fer (III) en fonction du pH (Sigg et al., 2001).

2. Potentiel d'oxydo-réduction (Eh)

Le sol est soumis à des variations de potentiel d'oxydo-réduction qui affectent majoritairement les éléments majeurs, mais également certains métaux lourds (Deneux-Mustin et al., 2003). Les conditions oxydoréductrices du sol peuvent avoir une action importante sur la mobilité des éléments métalliques. En condition réductrice la mobilité des métaux lourds augmente (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Par exemple, en conditions réductrices, Mn est présent sous la forme Mn^{2+} qui est la forme la plus soluble. Par contre, en conditions oxydantes, Mn^{2+} est oxydé en Mn^{3+} et Mn^{4+} , présents principalement dans les hydroxydes et oxydes insolubles, diminuant ainsi la mobilité de Mn (Reddy et De Laune, 2008). Le Cr^{3+} peut ainsi subir une oxydation directe en Cr^{6+} , plus mobile et plus toxique. D'autre part, à pH stable, les conditions réductrices entraînaient la dissolution des oxydes Fe-Mn, ce qui augmente la mobilité de Cd, Pb et Zn (Tina-Frohne et al., 2011).

La solubilité de plusieurs métaux et métalloïdes est directement corrélée au potentiel d'oxydo-réduction (Eh) et le pH (Masscheleyn et al., 1991). En outre, le Eh apparaît souvent comme secondaire par rapport au pH. En effet, pour un sol donné l'Eh est inversement proportionnel au pH, il augmente quand le pH diminue (Deneux-Mustin et al., 2003).

3. Matière organique

Les interactions des minéraux du sol avec la matière organique exercent un rôle fondamental dans la formation d'oxydes métalliques, de substances humiques, d'agrégats, de la structure et de la porosité des sols. Elles contrôlent ainsi la transformation, le transport, le devenir et la toxicité des métaux dans l'environnement (Ondo, 2011). Les substances humiques sont les principaux composés organiques des sols. Elles interagissent avec les minéraux argileux et les ions, les oxydes, les oxyhydroxydes et les hydroxydes métalliques pour former des complexes de stabilité physicochimique et biologique hautement variable (Senesi et Loffredo, 2005). Ces produits d'interaction affectent l'humidité, l'aération, la capacité d'échange, la transformation, le transport et le devenir des métaux et d'autres propriétés physico-chimiques de sols. Les matières organiques présentent différents groupes fonctionnels qui permettent la complexation des métaux lourds avec des substances humiques insolubles (Madejón et al., 2010). Les groupements phénol (-OH) ou carboxyles (-COOH) sont les plus abondants.

Cependant, la diminution des teneurs en matières organiques dans le sol peut conduire

à une augmentation des concentrations en métaux lourds solubles (Zhou et Wong, 2003).

4. Capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique estime le potentiel de fixation de cations métalliques comme Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+) ou d'ion H^+ sur le complexe adsorbant du sol. La CEC est un des paramètres clés du comportement des métaux dans les sols. Dans ce contexte, plusieurs auteurs ont montré que l'accumulation des métaux lourds dans les plantes est élevée au niveau des sols à capacités d'échanges cationiques faibles (Webber et singh, 1999 ; Srinivasarao et al., 2013). Une CEC élevée veut dire que la possibilité de fixation sur les charges négatives augmente. Plus la CEC est élevée, plus les cations métalliques (Cd, Pb, Cr, Co, Zn, Hg, Cu et Tl) sont adsorbés ou complexés par les matières organiques, les argiles et les oxydes, donc moins assimilables par les plantes (Bargagli, 1998). C'est pourquoi la quantité et la nature des matières organiques, des argiles et des oxydes dans le sol conditionnent la sorption des métaux lourds par les plantes. Les sols sableux permettent donc un transfert plus élevé des métaux lourds vers les plantes que les sols plus argileux. Le transfert du Cu et du Ni vers les racines est principalement contrôlé par la CEC (Bargagli, 1998).

5. Carbonates

Les carbonates jouent un rôle très important vis-à-vis des métaux lourds, du fait de leur réactivité à l'hydratation de surface qui conduit à la formation de groupements $-\text{CaOH}$ (Bataillard et al., 2010). La dissociation de ces composés entraîne l'adsorption des métaux à leur surface. La calcite est le carbonate, le plus étudié pour sa capacité à fixer les métaux, et notamment les cations divalents. Cette espèce a une influence majeure sur le pH des sols et par conséquent sur les phénomènes de sorption de métaux. Zachara et al., (1991) ont montré que la sorption des ions métalliques divalents était dépendante de la concentration en ions Ca^{2+} et que les métaux avaient des affinités différentes pour la calcite ($\text{Cd} > \text{Zn} \geq \text{Mn} > \text{Co} > \text{Ni} \gg \text{Ba} = \text{Sr}$). Han et al., (2007) ont rapporté que sur un sol, dans des conditions de pH alcalin, de faible CEC, de faible teneur en matière organique et en présence de CaCO_3 , Cd^{2+} peut ainsi précipiter sous forme de carbonate de cadmium (CdCO_3) réduisant sa solubilité (Bradl, 2004). En outre, les réactions de dissolution / précipitation des carbonates favorisent le piégeage des ions métalliques au sein des cristaux formés (Blanchard, 2000).

6. Processus de transfert des métaux lourds

Les précipitations et l'irrigation sont les principales sources d'eau des sols agricoles. Une partie d'eau est évacuée par évaporation ou ruissellement de surface. Une partie pénètre dans le sol et se dirige alors soit, par gravité, vers les horizons profonds et les nappes phréatiques, soit absorbée par les racines des plantes. Au cours de ces transports, l'eau se charge en métaux lourds dissous.

7. Quantification de la pollution du sol

La concentration totale en métaux dans le sol peut être toxique pour l'environnement et l'homme si sa valeur est plus élevée que la concentration maximale admissible proposée par la réglementation du pays. Le Tableau 32, montre les limites permises pour l'accumulation des métaux dans les sols agricoles de divers pays.

Tableau 32 : Limites admissibles pour l'accumulation des métaux dans les sols agricoles de divers pays (mg.kg-1).

Standar	Cr	Cu	Cd	Zn	Pb	Fe
CCME ^a	64	63	1.4	200	70	-
Dutch intervention value ^b	180	190	13	720	530	-
USEPA ^c	-	30	-	-	10	-
WHO	-	4	0.3	50	20	47200
FAO	100	100	3	300	100	
Australia	50	100	3	200	300	
Normes françaises (NF U44-041)	150	100	2	300	100	-
Canada	250	150	3	500	200	
Germany	60	40	1	159	70	
Zone d'étude (périmètre de Beni Amir)	84.98	22.55	18.86	61.14	29.66	23151.45

^a Canadian soil quality guidelines for the Protection of Environment and Human Health, 2007

^b VROM, 2009

^c United State Environmental Protection Agency

WHO World Health Organization

FAO Food and Agriculture Organization (United Nations)

VII. Matériel et méthodes

1. Choix et description des stations d'étude

Pour l'étude de la distribution de la pollution en surface, 65 échantillons de sol ont été prélevés de manière aléatoire au sein d'une grille à maille carrée (cf. Chap. II).

2. Mesures et dosages

Les échantillons ont été séchés à l'air puis tamisés à par un tamis à mailles égales à 2 mm. La teneur totale en Zn, Pb, Cr, Cu et Cd a été déterminée dans les fractions fines du sol, en particulier dans les fractions argileuse et limoneuse après digestion des échantillons dans un mélange d'acide nitrique (HNO_3) et chlorhydrique (HCl) concentré. Les solutions d'extraction de ces éléments ont été déterminées par la méthode 3050B (USEPA, 1996).

- Les solutions d'extraction du sol ont été extraites 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 min et également la fraction de matière organique a été éliminée par 2 ml de H_2O_2 (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) et la Spectrométrie de Fluorescence X (XRF) au sein de notre laboratoire georessource et environnement.

3. Estimation du fond pédo-géochimique naturel local

Dans les sols, la teneur totale en métaux lourds est égale à la teneur en métaux lourds naturellement présents (endogènes) plus la teneur en métaux lourds apportés par la contamination (exogènes). Pour discriminer les parts endogènes et exogènes des métaux lourds dans un sol, nous avons effectué des prélèvements des sols non contaminés. Les résultats obtenues du fond pédo-géochimique naturel local des sols de périmètre de Beni Amir sont présentés dans le Tableau 33.

Tableau 33 : Valeurs du fond pédo-géochimique naturel local de la plaine de Tadla (cette étude).

Échantillons		Cd	Cr	Cu	Fe	Pb	Zn
		mg/kg					
Sol 1	180 cm	0,1209	9,669	15,712	6091,299	15,712	67,681
Sol 2	180 cm	0,0789	27,629	25,839	13369,137	44,995	44,206
Roche mère	R1	0,0289	1,156	17,589	347,396	1,661	1,733
	R2	0,1158	7,48	12,121	1778,39	9,529	17,9
	R3	0,0426	5,224	4,451	609,827	2,559	15,672
	R4	0,0566	93,515	93,4	6111,051	15,948	92,949
Fond pédo-géochimique moyen		0,074	24,11	28,19	4717,85	15,07	40,02

VIII. Résultats

En absence des normes marocaines relatives aux teneurs de références dans les sols agricoles, nous avons adopté une approche comparative par rapport aux références relevées dans la bibliographie, et est complétée par les normes européennes pour interpréter nos résultats.

D'une manière générale la concentration totale en métaux dans le sol peut être toxique pour l'environnement si sa valeur est plus élevée que la norme fixée. Les résultats obtenus sur les six métaux étudiés (Cr, Cu, Cd, Zn, Pb et Fe) dans les sols de Beni Amir sont présentés dans le Tableau 34, les concentrations sont exprimées en mg/kg.

Tableau 34 : Concentrations de métaux lourds analysés dans les sols agricoles (n = 65) du périmètre de Beni-Amir.

	Cr	Cu	Cd	Zn	Pb	Fe
	mg.kg ⁻¹					
Maximum	294	42,7	0,43	125,27	134,7	35346,75
Minimum	24,7	14,05	0,04	37,68	8,07	15442,78
Moyenne	84,98	22,55	0,18	61,14	29,66	23151,45
Ecart type	44,22	6,05	0,12	17,48	27,74	3912,85
Fond pédo-géochimique	24,11	28,19	0,074	40,02	15,07	4717,85

1. Distribution spatiale

Les résultats obtenus des métaux étudiés variaient entre 24,7 et 294 mg/kg pour le Cr, entre 14,05 et 42,7 mg/kg pour le Cu, entre 0,04 et 0,43 mg/kg pour le Cd, entre 37,68 et

125,27 mg/kg pour le Zn, entre 8,07 et 134,7 mg/kg pour le Pb et entre 15442,78 et 35346,75 mg/kg pour le Fe (Tableau 34).

Les niveaux moyens de contamination diffèrent d'une zone à l'autre, les concentrations moyennes obtenues sont de l'ordre suivant $Fe > Cr > Zn > Pb > Cu > Cd$ (Tableau 34). Ces résultats montrent que la majorité de ces métaux dépassent largement le fond pédogéochimique moyen, à l'exception du Cu qui présente des valeurs inférieures au seuil fond pédogéochimique (Figure 72).

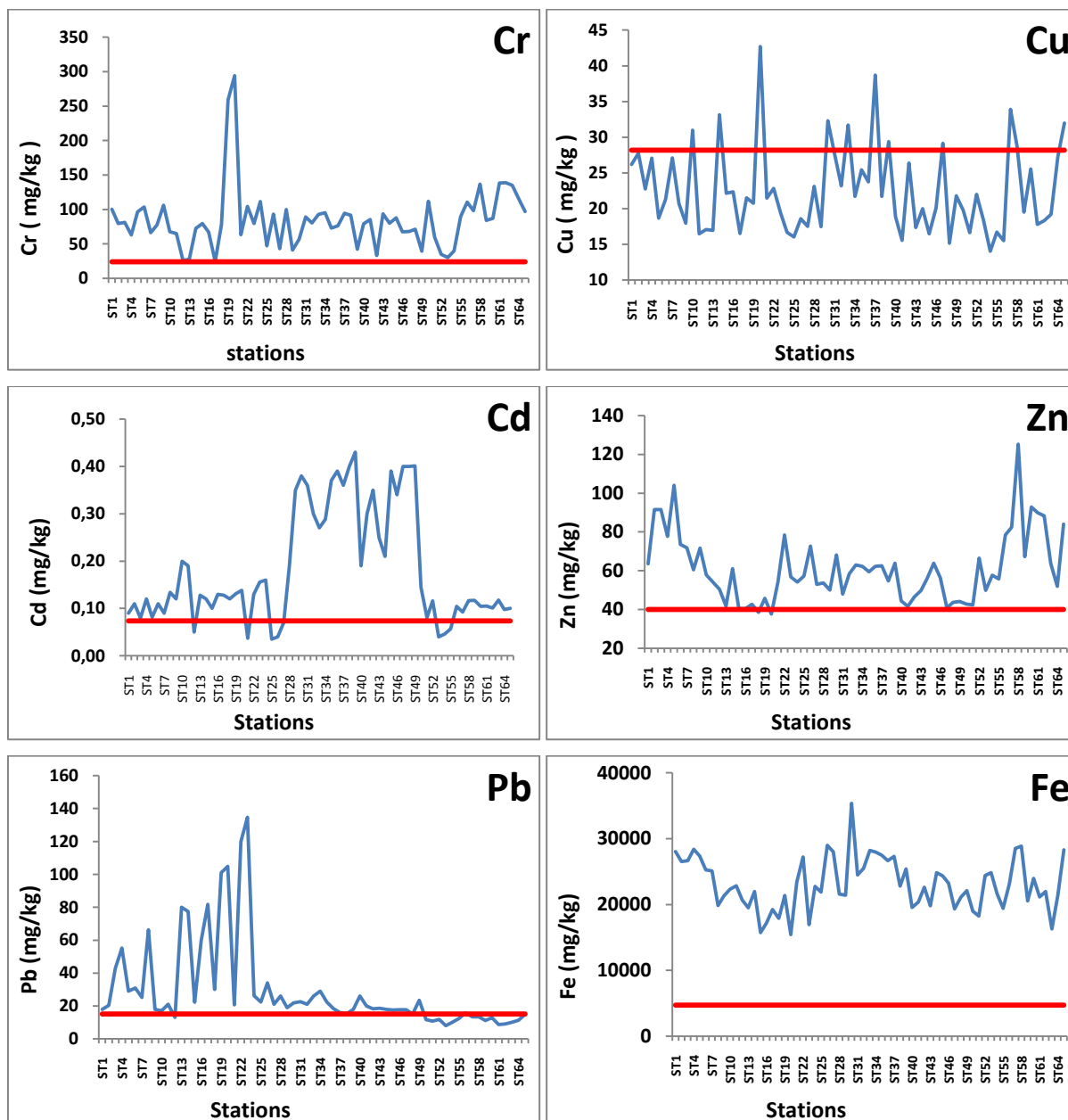


Figure 72 : Variations des teneurs en métaux lourds étudiés dans les sols agricoles du périmètre de Beni Amir, comparées aux valeurs obtenues du fond pédogéochimique de la zone d'étude.

Pour une meilleure évaluation des métaux lourds dans les sols agricoles, il est

nécessaire de comparer les résultats obtenus dans notre étude avec ceux d'autres études appliquées aux sols agricoles de différentes régions (Tableau 32). Les concentrations moyennes obtenues des métaux étudiés dépassent généralement les normes des directives mondiales, reconnues par l'OMS et la limite d'origine pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). Ce qui dénote que les sols sont contaminés par ces éléments. Les concentrations moyennes en Cu, Zn et Pb sont inférieures aux recommandations canadiennes pour la qualité des sols en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine (CCME) (Tableau 32).

La représentation spatiale des métaux lourds a été établie par la méthode de krigeage dans le but d'identifier les zones de faible, moyen ou fort enrichissement en ces métaux.

La distribution spatiale de Cr montre que les concentrations les plus élevées sont localisées dans les parties est et ouest de la zone d'étude ; surtout à la proximité de la ville de Bradia (Figure 73). Cependant, les concentrations les plus faibles se trouvent dans la partie centrale la zone d'étude. Alors que la carte de distribution de Cu montre que la zone d'étude est légèrement riche en ce métal, dont les valeurs plus élevées sont observées dans les parties est et sud-ouest de la zone d'étude (Figure 73).

La distribution spatiale de Cd dans l'horizon de surface (0 à 30 cm) montre que la zone d'étude est riche en ce métal, dont les concentrations élevées sont observées dans les parties est et sud. Mais elles diminuent en s'éloignant vers la partie nord (Figure 73).

La carte de distribution de Zn montre que les concentrations élevées de ce métal sont situées dans les parties nord et ouest de la zone d'étude, coïncidant avec la zone de culture intensive pour la luzerne, les oranges et les mandariniers, mais les concentrations très élevées sont observées dans les zones industrielles situées à côté de la centrale laitière (Jibal) de Fkih-Ben-Salah (Figure 73). Les faibles valeurs sont observées le long de la ceinture sud-est et sud de la zone d'étude (Figure 73). D'après la carte de distribution spatiale de Pb, les concentrations les plus élevées de ce métal se trouvent dans la majeure partie de la zone d'étude, dont les fortes valeurs sont localisées le long de la route nationale (numéro : 11) qui mène à la grande ville de Casablanca. La concentration élevée se situe également dans les régions de Bradia, Ouled rguiaa et de la ville de Fkih ben Salah (Figure 73). Ces fortes concentrations de plomb dans ces régions sont principalement dues aux rejets urbains intensifs et aux émissions à l'échappement des véhicules (Figure 73). La distribution spatiale de Fe montre que notre zone d'étude est légèrement riche en ce métal (Figure 73). Généralement, les tendances spatiales pour Zn, Cd, Cr, Cu et Pb sont en accord avec les

faibles valeurs du fond géochimique dans la zone d'étude et à l'utilisation intensive des engrais et des pesticides au niveau de la zone agricole échantillonné.

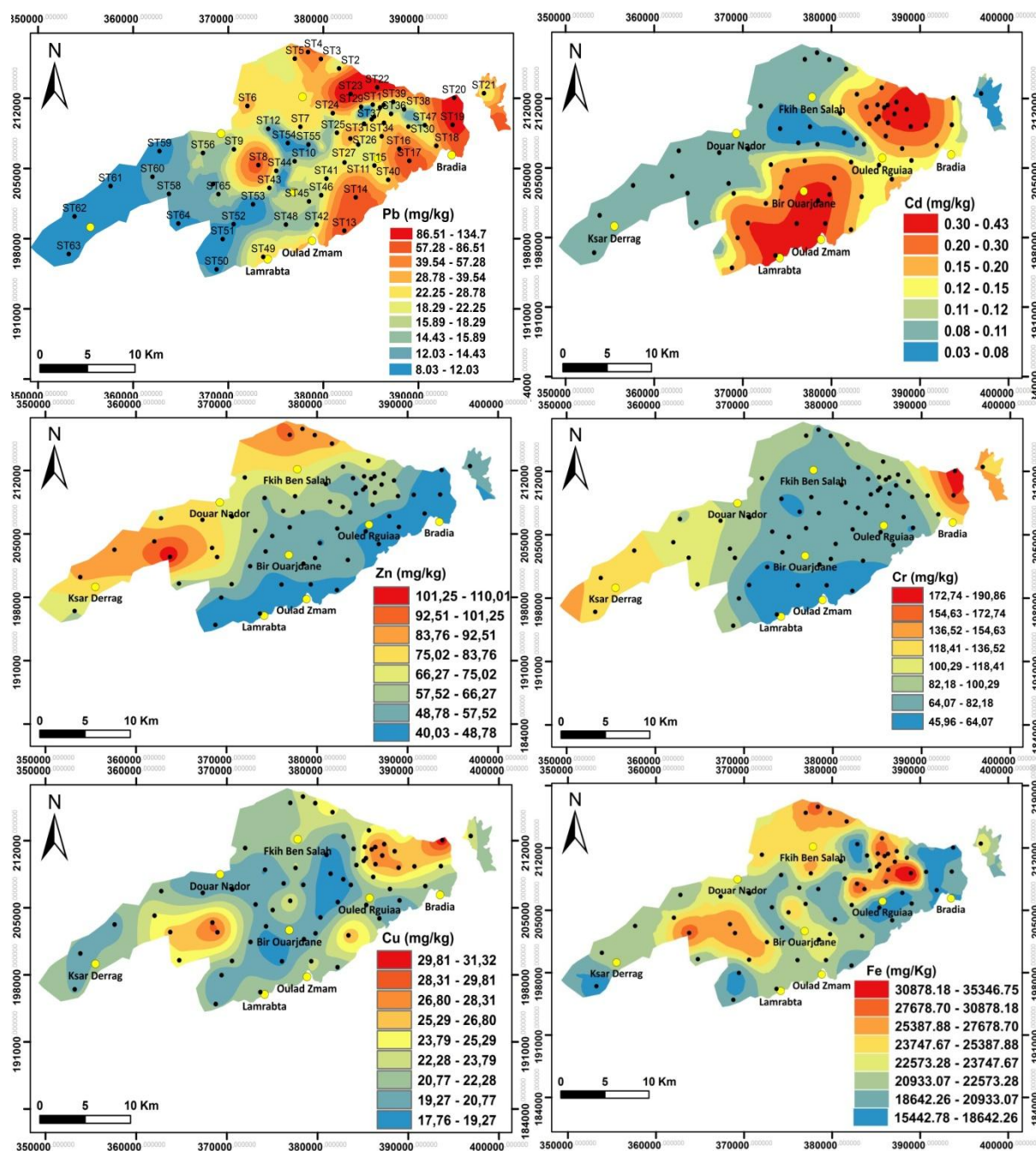


Figure 73 : Distributions spatiales des métaux lourds étudiés (Pb, Cd, Zn, Cr, Cu, Fe) dans les sols agricoles de Beni Amir.

2. Distribution des métaux lourds en fonction de la profondeur

L'établissement des diagrammes de concentration en fonction de la profondeur permet de déterminer la variation verticale des différents éléments. La comparaison de ces profils permettra de définir des groupes d'éléments qui varient de manière similaire le long du profil de

sol. Les valeurs obtenues des métaux lourds étudiés sont illustrées sous forme d'histogrammes dans la figure 74.

Les profils obtenus sont plus hétérogènes. Le Cr, Cu et Cd partagent une tendance très similaire de toutes les stations étudiées, avec des teneurs élevées en surface et une diminution drastique avec la profondeur (Figure 74). Cette diminution des concentrations en Cr, Cu et Cd entre la surface et profondeur, pourrait s'expliquer par le fait que les sols agricole de Beni Amir sont riche en argiles et qui ont la capacité de fixer ces métaux dans la couche superficielle. Cette diminution peut résulter également de l'existence en profondeur d'un horizon ou d'un matériau très calcaire, le carbonate de calcium jouant alors le rôle d'un diluant vis-à-vis de la plupart des métaux lourds (Baize, 1997).

D'après les résultats de la Figure 74, les concentrations totales en zinc et Fer diffèrent en fonction de la profondeur avec une légère supériorité des horizons sous-jacents par rapport à ceux de la surface. Cette variation, peut être attribuée à l'état des sols de Beni Amir formés essentiellement des argiles riches en MO et CEC. Cependant, cette différence entre la surface et la profondeur peut s'expliquer par la mobilité du zinc et Fer donc leurs migrations vers la profondeur. D'après Duchaufour (2001), dans les sols lessivés, le zinc accompagne l'argile dans sa migration et s'accumule dans les horizons enrichis en argile. D'ailleurs, ces deux variables sont liées positivement et hautement significativement ($R^2 = 0,827$; Tableau 36). Donc cette accumulation du zinc dans les horizons sous jacents serait due à l'association de ce dernier à des particules colloïdales lessivées en profondeur.

Le plomb présente une variation verticale stable le long du profil, avec une forte contamination des stations S20 et S23 en surface (Figure 74). Ceci pourrait s'expliquer par le fait que le Pb se concentre essentiellement dans les 5 premiers centimètres du sol, comme cela a été démontré par Hernandez et al., (2003). Cela peut s'expliquer aussi par la forte accumulation des particules métalliques d'origine agricole dans la partie superficielle.

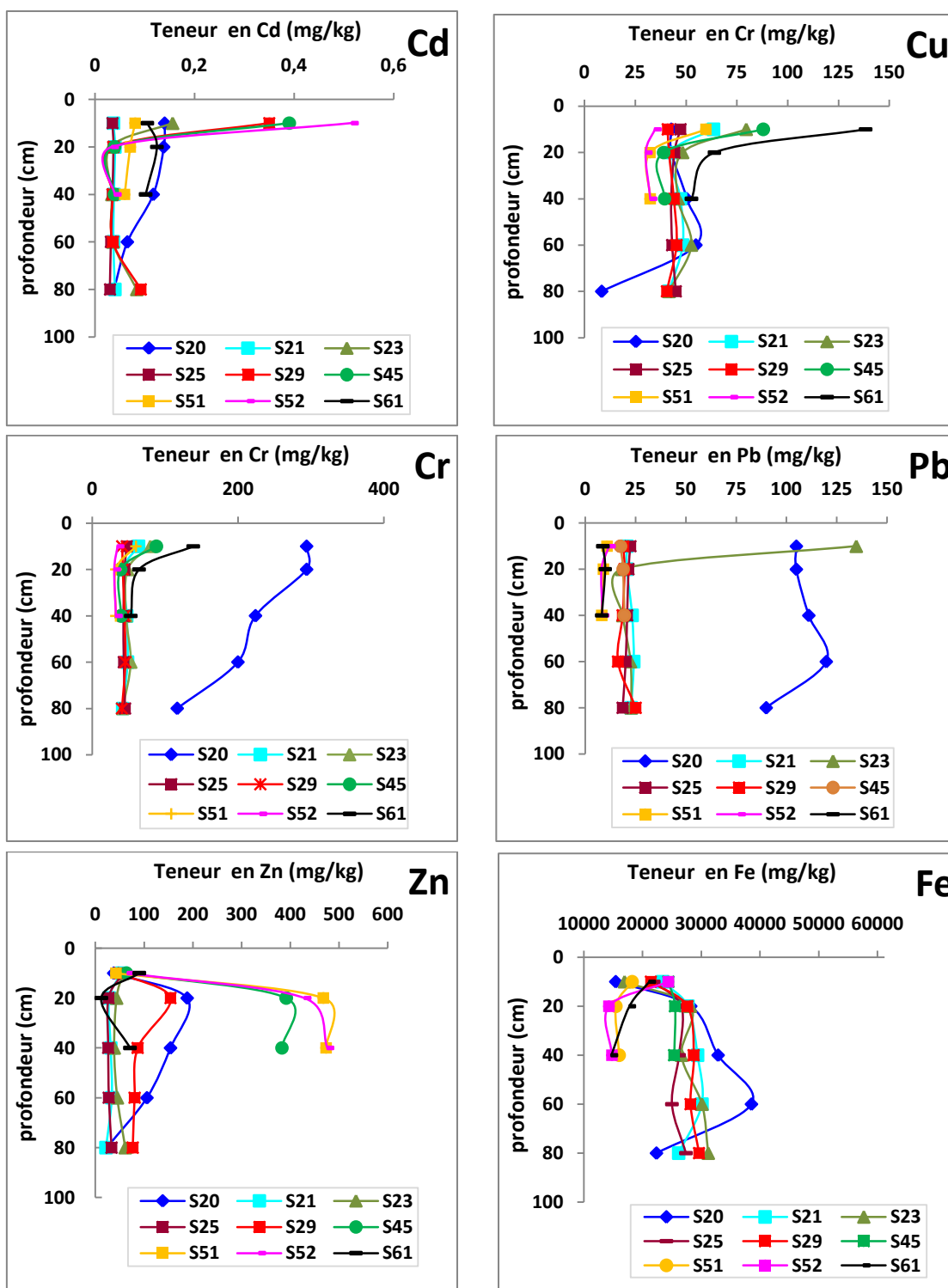


Figure 74 : Évolution verticale des métaux lourds le long des profils pédologiques.

3. Traitements statistiques

a. Analyse en Composante Principale (ACP)

Afin de mieux appréhender les relations entre quelques caractéristiques physico-

chimiques des sols (CEC, CO, Carbonate, Ph, Sable, Argile et Limon) et les concentrations en métaux lourds étudiés (Cr, Cu, Cd, Zn, Pb et Fe), une analyse en composantes principales a été réalisée pour 65 prélèvements de sol. Dans cette ACP, seules les quatre premières composantes ont des valeurs propres supérieures à 1 (Tableau 35), elles contribuent pour 81,23 % à la variance totale. La matrice des composantes après rotation est présentée dans le Tableau 34. D'après ces résultats, la première composante explique 36,53 % de la variance totale, avec de fortes contributions positives de CEC (0,843), Limon (0,823), Argile (0,810), Fe (0,765), Zn (0,564) et une très forte contribution négative de Sable (-0,980). La deuxième composante explique 23,50 % de la variance totale, avec des fortes contributions positives et négatives de CO et MO (0,921) et de Cr (-0,895) respectivement, et une seule contribution modérée et positive de Pb (0,389). La troisième composante explique 13,04 % de la variance totale, avec deux fortes contributions positives de pH (0,925) et de Carbonate (0,864). La quatrième composante explique 8,15 % de la variance totale, avec deux de contributions modérées et positives de Cu (0,764) et de Cd (0,600).

Les résultats de l'ACP permettent de proposer un classement des paramètres en 5 groupes. Les groupes 1 à 4 comprennent les paramètres de contribution supérieure à 0,7 et contribuant majoritairement à l'une des composantes principales (Tableau 35).

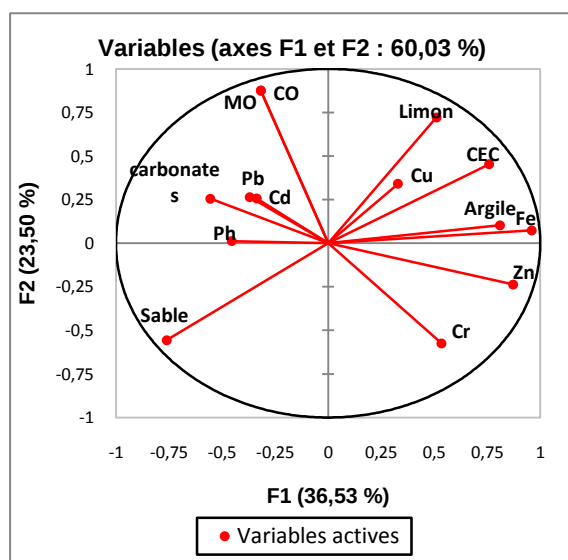
- Groupe 1 : rassemble les paramètres suivants : Fe, CEC, sable, argiles et limon (composante 1),
- Groupe 2 : rassemble le Cr, MO et CO (composante 2),
- Groupe 3 : pH, carbonates (Composante 3),
- Groupe 4 : Cu (composante 3),
- Groupe 5 : Cd, Zn et Pb, sont des paramètres de faibles valeurs de contribution (respectivement 0,564, 0,389 et 0,600).

Tableau 35 : Contributions, après rotation, aux composantes principales significatives de 7 paramètres physico-chimiques (CEC, CO, Carbonate, Ph, Sable, Argile et Limon) et 6 métaux (Cr, Cu, Cd, Zn, Pb et Fe) des sols étudiés de Béni Amir.

Variance totale expliquée				Matrice des composantes après rotation				
Composante	Valeurs propres initiales			Composante				
	Total	% de la variance	% cumulés	1	2	3	4	
1	5,115	36,533	36,533	Cr	,194	-,895	-,034	,231
2	3,290	23,502	60,035	Cu	,402	-,089	,042	,764
3	1,826	13,040	73,075	Cd	-,244	,249	,074	,600
4	1,142	8,157	81,232	Zn	,564	-,538	-,454	-,075
5	,948	6,770	88,002	Pb	-,061	,389	,369	-,251
6	,837	5,979	93,981	Fe	,765	-,313	-,502	,049
7	,318	2,274	96,255	CEC	,843	,180	-,356	-,243
8	,232	1,658	97,912	Carbonate	-,132	,153	,864	,321
9	,136	,972	98,884	pH	-,084	-,055	,925	-,063
10	,087	,621	99,505	MO	,107	,921	,048	,242
11	,061	,434	99,939	CO	,107	,921	,048	,240
12	,009	,061	100,000	Sable	-,980	-,038	-,004	-,148
13	2,480E-006	1,771E-005	100,000	Argile	,810	-,324	-,070	-,091
				Limon	,823	,284	,055	,276

Méthode d'extraction : Analyse en composantes principales (ACP)

Méthode d'extraction : ACP. Méthode de rotation : Varimax avec normalisation de Kaiser.



b. Test de corrélation de Pearson

Les données du Tableau 35, complétées par les coefficients de corrélation entre les paramètres étudiés (Tableau 36) permettent d'affiner l'analyse des résultats présentés précédemment. Les relations entre les concentrations de ces éléments et les paramètres physico-chimiques étudiés indiquent que, le Cr est positivement corrélé avec le Zn ($r= 0,573$), l'argile ($r= 0,506$) et le Fe ($r= 0,419$) et négativement corrélé avec le CO ($r= -0,696$), la MO ($r= -0,696$) et le Pb ($r= -0,444$). Le Cu est légèrement corrélé avec le limon ($r= 0,560$), mais négativement corrélé avec le sable ($r= -0,479$). On observe également une faible corrélation positive entre le Cd et la MO ($r= 0,344$) et le CO ($r= 0,343$). Le Zn est bien corrélé positivement aux Fe ($r= 0,827$), argile ($r=0,633$) et CEC ($r=0,551$), mais négativement corrélé avec le CO ($r= -0,585$), le sable ($r= -0,478$), la MO ($r= -0,447$) et les carbonates ($r= -0,446$). Le Fe est bien corrélé positivement aux CEC ($r= 0,725$), argile ($r= 0,732$) et limon ($r= 0,552$), mais corrélé négativement aux sable ($r= -0,751$), CO ($r= -0,561$) et Ph ($r= -0,524$).

Tableau 36 : Matrice de corrélation Pearson (n), des métaux lourds étudiés et quelques paramètres physico-chimiques des sols de Beni Amir.

	Cr	Cu	Cd	Zn	Pb	Fe	CEC	CT	pH	MO	CO	Sable	Argile	Limon
Cr	1													
Cu	,268	1												
Cd	-,063	,124	1											
Zn	,573	,225	-,318	1										
Pb	-,444	-,037	,136	-,314	1									
Fe	,419	,333	-,222	,827	-,308	1								
CEC	-,010	,065	-,226	,551	-,100	,725	1							
CT	-,165	,209	,207	-,585	,173	-,561	-,489	1						
pH	,024	-,131	,168	-,374	,242	-,524	-,349	,727	1					
MO	-,696	,099	,344	-,447	,184	-,251	,196	,249	,026	1				
CO	-,696	,097	,343	-,446	,184	-,251	,196	,249	,027	1,00	1			
Sable	-,191	-,479	,131	-,478	,095	-,751	-,792	,070	,105	-,160	-,160	1		
Argile	,506	,174	-,167	,633	-,253	,732	,734	-,268	-,050	-,163	-,162	-,760	1	
Limon	-,087	,560	-,069	,234	,044	,552	,610	,091	-,114	,344	,343	-,888	,375	1

CEC (capacité d'échange cationique), CT (carbonates/ Carbone total), MO (matière organique) et CO (Carbone organique).

4. Évaluation de la qualité des sols agricoles de Beni Amir par les indices de pollution

L'intensité de la contamination des sols par les métaux lourds a été évaluée à partir de plusieurs indices de pollutions à savoir : l'indice de géo-accumulation (Igeo), le facteur d'enrichissement (FE), Facteur de contamination (FC), l'indice de charge de pollution (IPL), l'indice de pollution de Nemerow (IP_N), le degré de contamination (DC) et l'indice de risque

écologique potentiel (RI). Leur principe est fondé sur la comparaison des valeurs mesurées par rapport aux valeurs de référence (fond pédogéochimique) de notre zone d'étude. Les résultats obtenus sont représentés dans les Tableau 37, Tableau 38 et Tableau 39.

a. Indice de géo-accumulation (Igeo)

Le calcul des Igeo a permis d'estimer l'importance de la contamination des sols par les métaux lourds. Les valeurs calculées des indices de géoaccumulation sont données dans le Tableau 37. Les résultats obtenus révèlent une pollution par le Cd ($-1,67 < I_{geo} \text{ Cd} < 2,22$) dans toutes les stations. Le Pb ($-1,49 < I_{geo} \text{ Pb} < 2,58$) varie d'une contamination nulle à modérée tandis que le Fe ($1,13 < I_{geo} \text{ Fe} < 2,32$) varie d'une contamination modérée à forte. Enfin, le Zn ($-0,67 < I_{geo} \text{ Zn} < 1,06$) présente une contamination nulle à modérée. Alors que les Igeo calculés pour le Cu ne reflètent aucune pollution ; ces derniers étant négatifs à nuls ($I_{geo} < 0$).

Selon les valeurs de cet indice, les concentrations en métaux étudiés sont de l'ordre de $\text{Fe} > \text{Cr} > \text{Cd} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cu}$ (Figure 75).

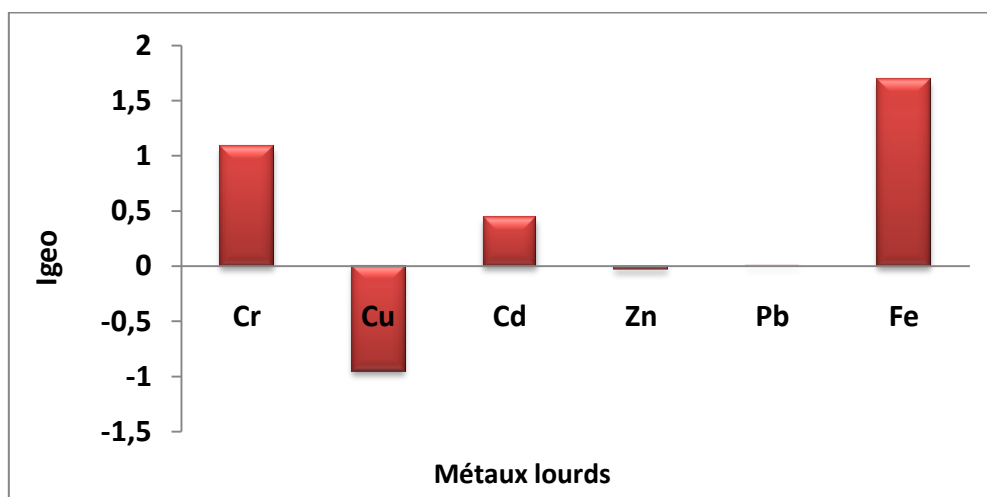


Figure 75 : Indice de géo-accumulation (Igeo) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.

b. Facteur d'enrichissement (FE)

Le facteur d'enrichissement est un outil qui permet de voir si les concentrations des métaux lourds obtenues dans les sols sont d'origine anthropique ou naturelle (Ekengele et al., 2016). Les résultats du facteur d'enrichissement des sols de la zone d'étude sont présentés dans le Tableau 37. Ces résultats obtenus révèlent un enrichissement faible à modéré en ces métaux étudiés, dont trois stations (S19, S20 et S23) sont moyennement polluées par le Cr et Pb, tandis que Cu et Zn varient d'un enrichissement nul à un enrichissement modéré.

Selon les valeurs de ce facteur d'enrichissement, les concentrations en métaux étudiés sont de l'ordre de $Cr > Cd > Pb > Zn > Cu$ (Figure 76).

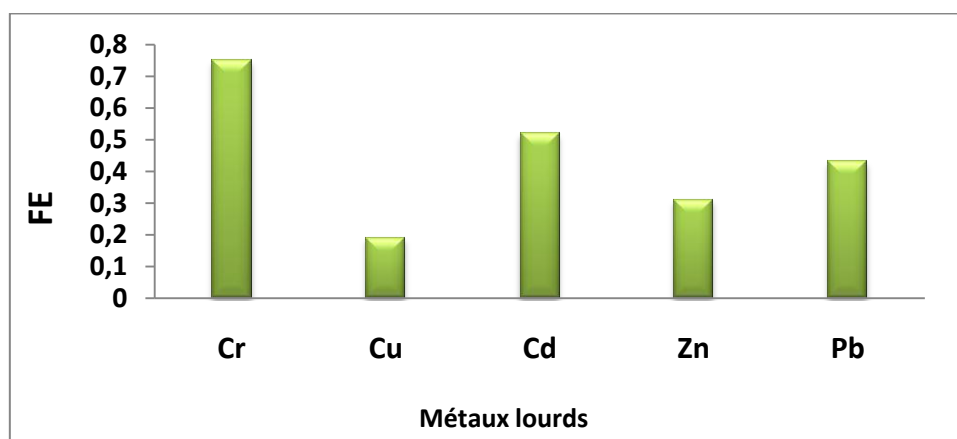


Figure 76 : Facteur d'enrichissement (FE) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.

Tableau 37 : Valeurs des indices de pollution Igeo et FE calculés pour les sols agricoles de la région de Beni Amir.

	Igeo						FE				
	Cr	Cu	Cd	Zn	Pb	Fe	Cr	Cu	Cd	Zn	Pb
Maximum	3,02	0,01	2,22	1,06	2,58	2,32	3,73	0,54	1,35	0,51	2,49
Minimum	-0,55	-1,59	-1,67	-0,67	-1,49	1,13	0,24	0,12	0,09	0,22	0,10
Moyenne	1,08	-0,95	0,44	-0,03	0,003	1,69	0,75	0,19	0,52	0,31	0,43
Écart type	0,68	0,36	1,00	0,38	0,96	0,25	0,51	0,06	0,34	0,07	0,47

c. Indice de pollution de Nemerow (IP_N)

L'indice de pollution de Nemerow (IP_N) permet d'évaluer le niveau global de pollution des sols, en tenant compte du contenu de tous les métaux lourds. Les valeurs de cet indice calculées, pour les six éléments, sont présentées dans le Tableau 38. Ces valeurs montrent que toute la zone d'étude est contaminée par ces métaux. Le Cr est le polluant dominant avec un indice de Nemerow de 8,98, suivi de Pb (6,47), Fe (6,33), Cd (5,25), Zn (2,46) et Cu (1,21). Selon ces résultats les sols du périmètre des Beni Amir sont fortement contaminés par le Cr, le Pb, le Fe ($PI_N > 3$) et le Cd, mais moyennement contaminés par le Zn et le Cu. Selon les valeurs de ce facteur de contamination, les concentrations en métaux étudiés sont de l'ordre de $Cr > Pb > Fe > Cd > Zn > Cu$ (Figure 77).

Tableau 38 : Indice de Nemerow pour six métaux des sols de Béni Amir.

	Cr	Cu	Cd	Zn	Pb	Fe
IP _N	8,98	1,21	5,25	2,46	6,47	6,33

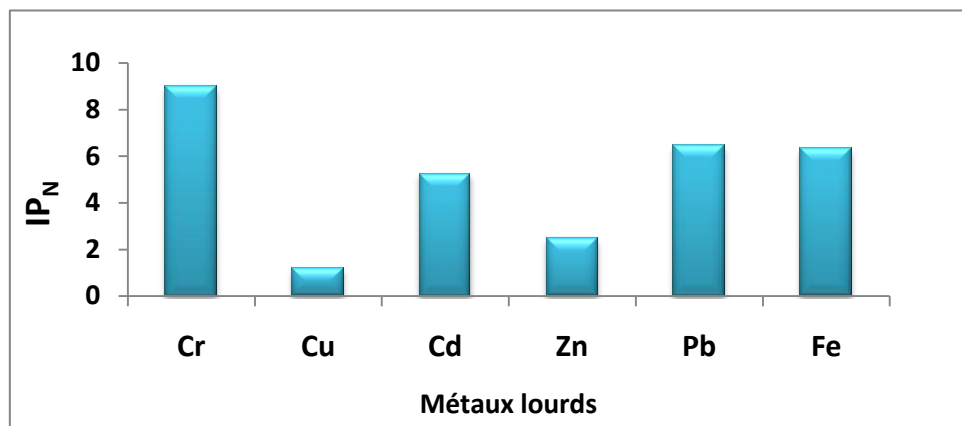


Figure 77 : Indice de pollution de Nemerow (IP_N) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.

a. Facteur de contamination (FC)

Les résultats de FC sont présentés dans le Tableau 39. Ces résultats révèlent que le Cd ($0,47 < FC_{Cd} < 6,98$), Cr ($1,02 < FC_{Cr} < 12,19$) et le Pb ($0,54 < FC_{Pb} < 8,94$) varient d'une contamination modérée à forte. Aussi, le fer (Fe) présente un degré de contamination fort à très fort. Le Zn ($0,94 < FC_{Zn} < 3,13$) présente une contamination faible à moyenne, tandis que le Cu ($0,5 < FC_{Cu} < 1,51$) présente une contamination nulle à faible. Selon les valeurs de ce facteur de contamination, les concentrations en métaux étudiés sont de l'ordre de Fe > Cr > Cd > Pb > Zn > Cu (Figure 78).

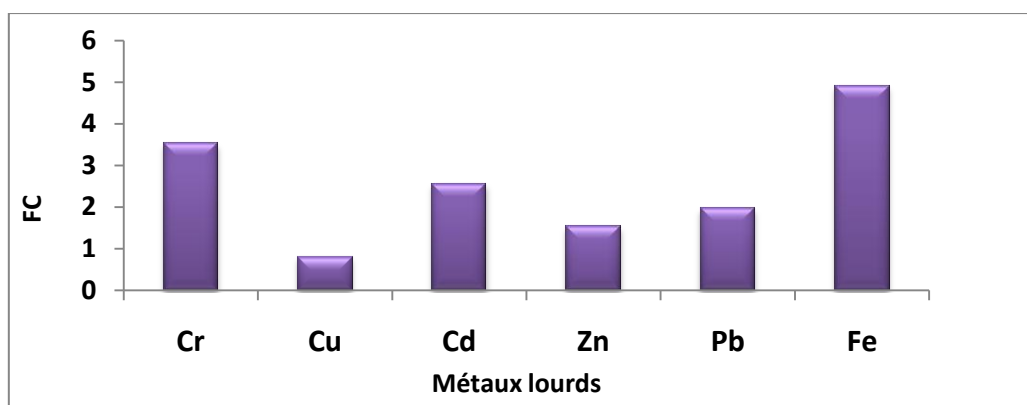


Figure 78 : Facteur contamination (FC) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.

b. Indice de charge de pollution (IPL)

L'indice IPL donne une estimation quantitative du niveau de la pollution des éléments chimiques dans un échantillon donné. Cet indice dégage deux niveaux de pollution. Ainsi, pour $IPL \approx 1$: pas de pollution et pour $IPL > 1$: présence de pollution anthropique.

Les sols étudiés présentent des valeurs du IPL supérieures à 1 ($IPL > 1$) (Tableau 39). Il varie entre 1,08 et 3,01 avec une moyenne de 1,98 ; ce qui indique l'intervention d'une pollution anthropique (Figure 79).

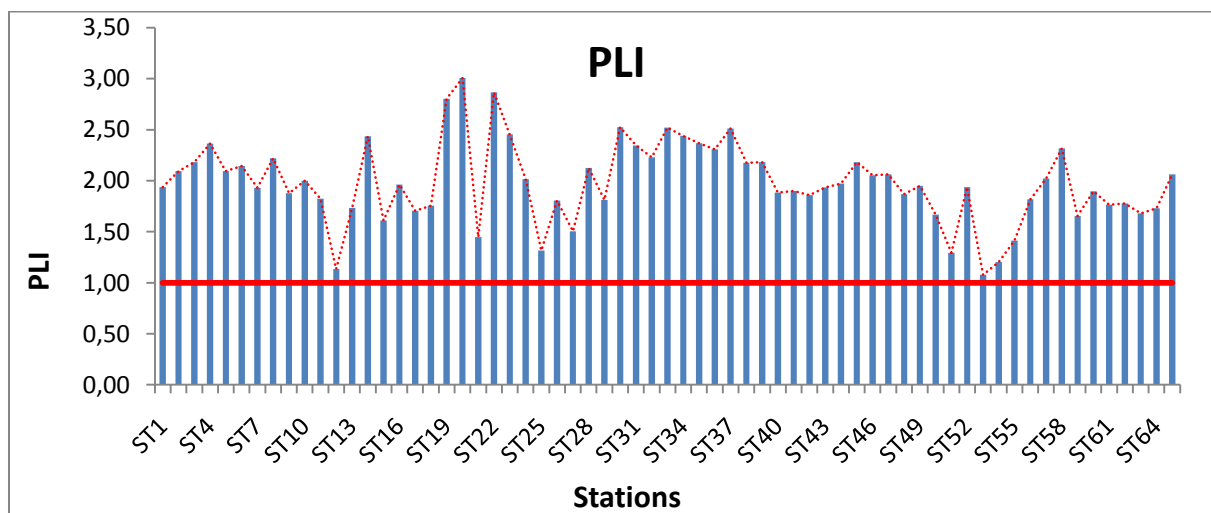


Figure 79 : Indice de charge de pollution (IPL) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.

c. Degré de contamination (DC)

Le degré de contamination (DC) est la somme des facteurs de contamination. Il permet l'estimation de la contamination polymétallique pour chaque point de prélèvement.

Les valeurs obtenues sont indiquées dans le Tableau 39. Le degré de contamination calculé des sols étudiés varie entre 8,87 et 26,75, avec une moyenne d'ordre de 15,28. D'après cet indice les sols de notre zone d'étude sont moyennement à fortement pollués par ces métaux, dont tous les sols sont supérieures à la valeur de 6 (Figure 80).

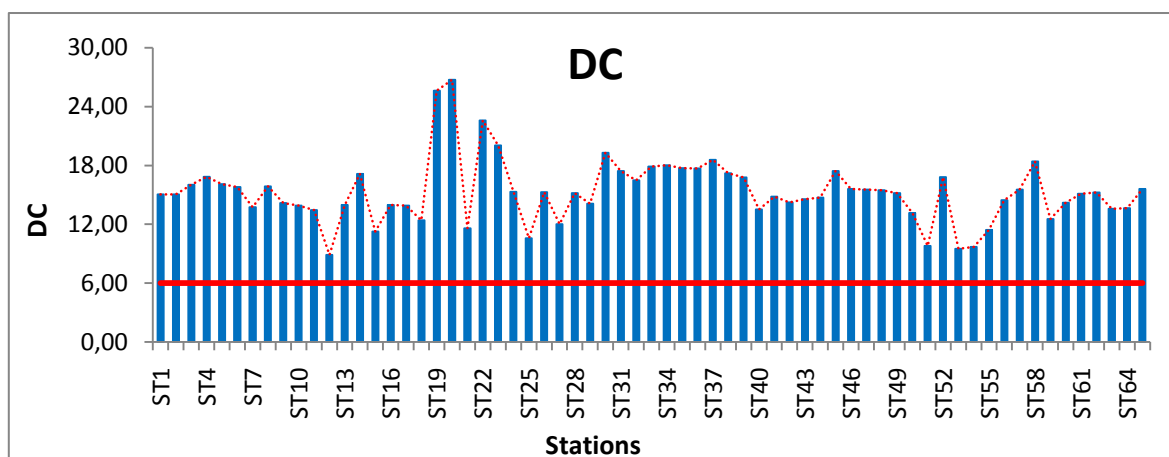


Figure 80 : Degré de contamination (DC) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.

d. Indice de risque écologique potentiel (RI)

Le risque écologique potentiel (RI) est un indicateur utilisé pour évaluer le risque écologique causé par une concentration de métaux lourds dans le sol. Les risques écologiques potentiels des métaux lourds dans les sols étudiés sont également présentés dans le Tableau 39. Les valeurs calculées de RI varient de 25,94 à 221,64 avec une moyenne de 98,97, ce qui signifie que ces sols présentent un risque écologique faible à modéré (Figure 81), comme l'indique l'indice de Hakanson (1980) (voir le chapitre 1).

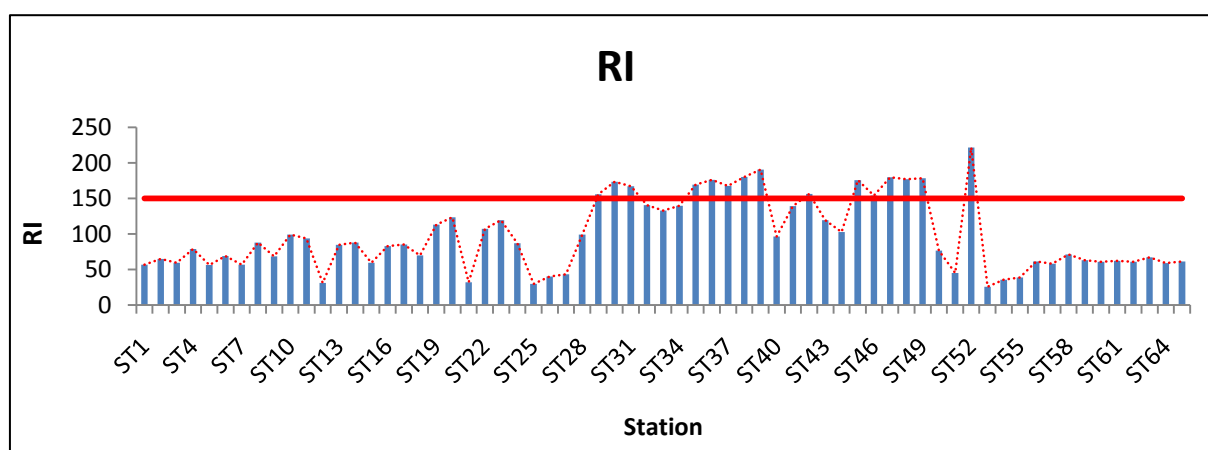


Figure 81 : Indice de risque écologique potentiel (RI) des métaux lourds étudiés des sols de Beni Amir.

Tableau 39 : Valeurs des indices de pollution FC, PLI, DC, Er et RI calculés pour les sols agricoles de la région de Beni Amir.

	FC						PLI	DC	Er					RI
	Cr	Cu	Cd	Zn	Pb	Fe			Cr	Cu	Cd	Zn	Pb	
Maximum	12,19	1,51	6,98	3,13	8,94	7,49	3,01	26,75	24,39	7,57	209,27	3,13	44,69	221,64
Minimum	1,02	0,50	0,47	0,94	0,54	3,27	1,08	8,87	2,05	2,49	14,19	0,94	2,68	25,94
Moyenne	3,52	0,80	2,55	1,53	1,97	4,91	1,98	15,28	7,05	4,00	76,55	1,53	9,84	98,97
Écart type	1,83	0,21	1,71	0,44	1,84	0,83	0,39	3,23	3,67	1,07	51,23	0,44	9,20	50,31

5. Estimation de l'état de dégradation des sols par la susceptibilité magnétique (SM)

L'utilisation des propriétés magnétiques des sols dans les études pédologiques est due essentiellement au comportement particulier des composés du fer qui contrôlent presque exclusivement l'ordre magnétique dans le sol. La concentration des oxydes de fer, par altération (pédogenèse) dans les sols méditerranéens a été démontrée par plusieurs auteurs. (Lamoureux et Ségalen, 1969 ; Paquet, 1970 ; Sadiki, 1991). Parallèlement à cette concentration de la teneur en fer depuis la roche mère jusqu'à la surface, on assiste à une augmentation de la susceptibilité magnétique des particules du sol (Sadiki et al., 2004). L'évolution verticale de la nature et de la teneur des minéraux magnétiques permet de connaître l'état de dégradation des sols (Sadiki et al., 2004).

Cependant, quelques études antérieures intéressantes dans l'optique de ce travail ont été publiées surtout dans le domaine de la pédologie. Le Borgne (1955), fut le premier à étudier la susceptibilité magnétique des sols. Ses travaux ont permis de dégager les caractéristiques fondamentales des propriétés magnétiques des sols.

La couche humifère supérieur présente généralement une susceptibilité magnétique supérieure aux horizons inférieurs et à la roche mère. Ceci vient du fait que les minéraux responsables du comportement magnétique de cette couche sont formés sous l'effet de processus d'origine anthropique (Benech, 2000).

La susceptibilité magnétique (SM) est la faculté d'un échantillon de s'aimanter sous l'application d'un champ magnétique faible (Thompson et Oldfield, 1986). Elle peut être exprimée en termes de susceptibilité volumique (susceptibilité par unité de volume, sans dimension dans S.I.) et de susceptibilité massique (susceptibilité par unité de masse, exprimée en m^3/Kg).

Dans cette étude, la susceptibilité magnétique volumique (κ) est mesurée

directement *in situ*, sur les sols, tous les 5 cm, à l'aide d'un susceptibilimètre portatif (type Bartington MS2 (fréquence 958 Hz) connecté à une sonde de type MS2F). Alors que, la susceptibilité magnétique massique, exploitée dans cette étude, est mesurée par un susceptibilomètre de type Bartington à sonde MS2B. Elle dépend des propriétés intrinsèques de l'échantillon (nature minéralogique, concentration, taille et forme des grains). Pour mesurer la susceptibilité magnétique massique, une quantité d'environ 10g de l'échantillon est comprimée (pour éviter les mouvements des particules) dans un flacon de 10 ml de volume conçu pour ces mesures. Le flacon est placé dans le susceptibilimètre créant un champ magnétique alternatif de l'ordre de 0,1μT à deux fréquences ; à basse fréquence (0,47 kHz) et à haute fréquence et (4,7 kHz), conduisant respectivement aux susceptibilités à basse fréquence χ_{lf} et à haute fréquence χ_{hf} . La susceptibilité à fréquence dépendante (χ_{fd}) est donnée selon Thompson et Oldfield (1986) par la relation :

$$\chi_{fd} \% = 100 * (\chi_{lf} - \chi_{hf}) / \chi_{lf}$$

Ce paramètre dépend de la nature et la taille des grains magnétiques et des contributions des minéraux paramagnétiques et ferromagnétiques grossiers. L'exploitation de la variation de $\chi_{fd} = \chi_{bf} - \chi_{hf} = f(\chi_{bf})$ pour une série d'échantillons des sols, nous a permis de déterminer les familles de la minéralogie magnétique et la taille moyenne des grains.

Les résultats obtenus des propriétés magnétiques de cette étude montrent que la susceptibilité magnétique à haute fréquence varie entre $40,78 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ et $322,58 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ avec une moyenne de $106,39 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$. La susceptibilité magnétique à basse fréquence varie entre $47,16 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ et $361,30 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ avec une moyenne de $119,92 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$. Gautam et al. (2004) ont classé les sols en trois grandes catégories en fonction de leurs valeurs de susceptibilité magnétique (MS) comme suit :

- Sol normal si les valeurs de la susceptibilité magnétique sont inférieures à $10 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ ($MS < 10 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$),
- Sol modérément magnétique si les valeurs de la susceptibilité magnétique varient entre 10 - $100 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ ($10 < MS < 100$)
- Sol hautement magnétique si les valeurs de la susceptibilité magnétique sont supérieures à $100 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ ($MS > 100 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$).

D'après cette classification, les sols étudiés dans le périmètre de Beni Amir peuvent être considérés comme des sols moyennement à hautement magnétiques (Tableau 40). Les valeurs élevées de la SM indiquent une concentration élevée en minéraux ferromagnétiques dans le sol. Des études ont montré que les variations de susceptibilité magnétique peuvent être

causées par la géologie du terrain, les processus de formation du sol (pédogenèse) et les apports anthropiques de matériel magnétique (Dearing et al., 1996 et Thompson et Oldfield, 1986). Les faibles valeurs obtenues dans certains échantillons sont situées dans des zones éloignées de la circulation et se caractérisent par un système d'élimination des déchets approprié.

Tableau 40 : Valeurs de la susceptibilité magnétique mesurées pour les sols de Beni Amir.

	Susceptibilité massique $\times 10^{-8} \text{ m}^3 / \text{kg}$		Dépendance en fréquence (%)	χ_{fd}	Susceptibilité volumique $\times 10^{-5} \text{ SI}$
	χ_{hf}	χ_{lf}	χ_{fd}	$\chi_{lf} - \chi_{hf}$	SM_v
Min	40,78	47,16	5,75	4,91	0,21
Max	322,58	361,30	20,56	38,72	2,02
Moyenne	106,39	119,92	11,22	13,53	1,05

Les valeurs de susceptibilité magnétique mesurées à haute fréquence (4,7 kHz) sont généralement inférieures aux valeurs obtenues à partir des mesures de susceptibilité magnétique à basse fréquence (0,47 kHz) (Dearing et al., 1996; Dearing, 1999). Les mesures effectuées à ces deux fréquences sont généralement utilisées pour détecter la présence de minéraux ferrimagnétiques ultrafins (fractions super paramagnétiques $< 0,03 \mu\text{m}$) qui se présentent soit sous forme de cristaux ou du domaine unique (fractions entre 0,03 et 0,06 μm) (Sangode et al., 2010). Des mesures à fréquence plus élevée ne permettent pas aux grains super paramagnétiques de réagir avec le champ magnétique appliqué, car il change plus rapidement que le temps de relaxation requis pour les grains super paramagnétiques. Par conséquent, à une fréquence plus élevée, des valeurs plus faibles de SM sont rencontrées et la différence est utilisée pour estimer les particules ferrimagnétiques super paramagnétiques (Sangode et al., 2010). Lorsque des minéraux super paramagnétiques sont présents dans un échantillon de sol, les valeurs de SM à haute fréquence sont légèrement inférieures aux valeurs de MS à basse fréquence. S'il n'y a pas de minéraux super paramagnétiques (SP), les deux mesures sont identiques (Dearing, 1999).

Il existe une différence entre les valeurs mesurées de χ_{lf} et χ_{hf} , ce qui indique la présence d'un mélange de minéraux SP dans le sol étudié. Cette différence est exprimée par la χ_{fd} indiquée dans la Figure 82.

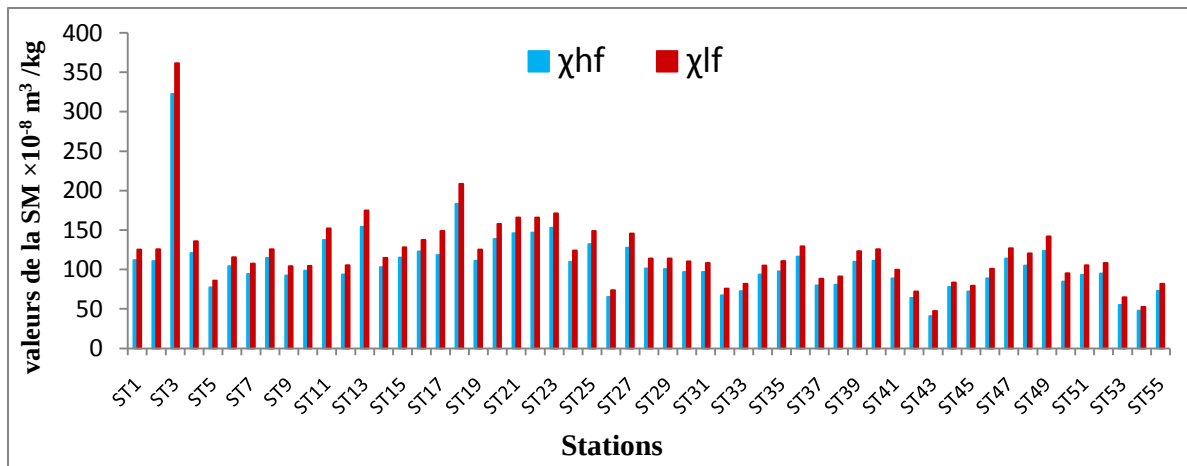


Figure 82 : Valeurs de la susceptibilité magnétique à haute (χ_{hf}) et à basse fréquence (χ_{lf}) mesurées dans les sols de Beni Amir.

La Figure 83 met en relation les valeurs χ_{lf} et χ_{hf} dans les échantillons de sol. Le graphique obtenu montre une relation linéaire entre χ_{lf} et χ_{hf} avec un coefficient de corrélation très significatif ($R^2=0,996$) indiquant la présence de minéraux superparamagnétiques.

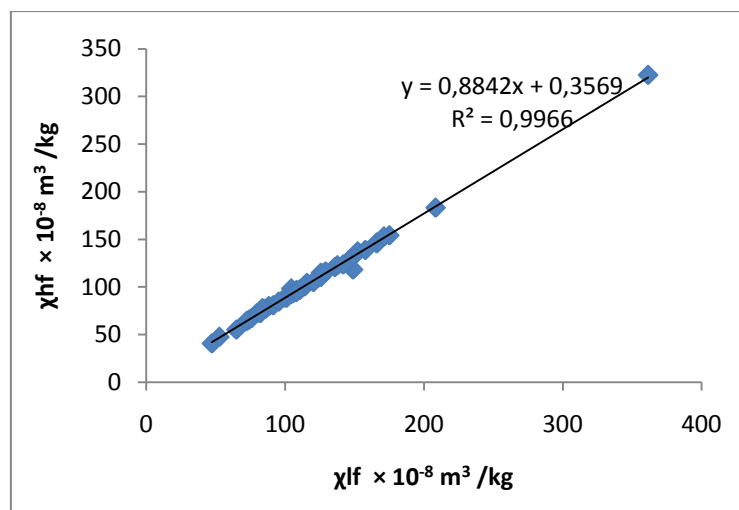


Figure 83 : Relation entre la susceptibilité magnétique à haute (χ_{hf}) et à basse fréquence (χ_{lf}) des sols de Beni Amir.

Les paramètres χ_{fd} et $\chi_{fd}\%$ sont utilisés pour détecter les minéraux ferrimagnétiques ultrafins ($<0,03 \mu m$) se trouvant dans la granulométrie superparamagnétique (SP)

Les valeurs de χ_{fd} varient entre $4,91$ et $38,72 \times 10^{-8} m^3/kg$ avec une moyenne de $13,53 \times 10^{-8} m^3/kg$. Selon Dearing (1999), la sensibilité dépendante de la fréquence χ_{fd} varie de $30 \times 10^{-8} m^3/kg$ dans les grains stables à domaine unique (SSD) à $75-160 \times 10^{-8} m^3/kg$ dans la gamme SP. D'après ces informations, la majorité des échantillons étudiés se situent dans la plage SSD.

La courbe représentative de $\chi_{fd} = f(\chi_{bf})$ de la fraction des sols étudiés est linéaire avec une bonne corrélation ($R^2 = 83\%$) (Figure 84). 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).

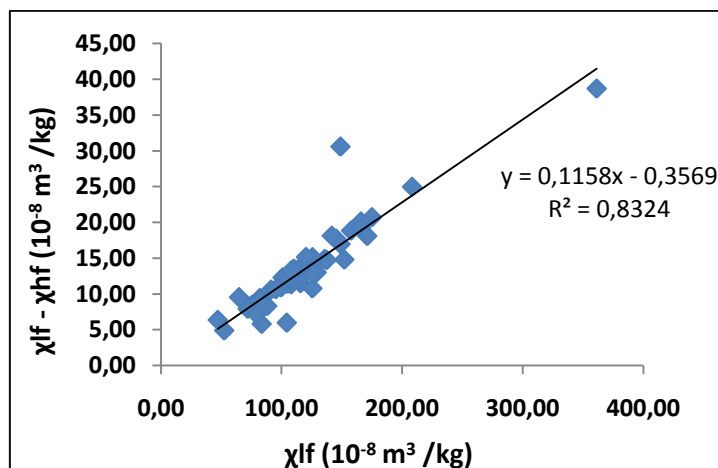


Figure 84 : Variation de $\chi_{bf} - \chi_{hf}$ en fonction de χ_{bf} des sols de Beni amir.

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 41).

Tableau 41 : Classe de la susceptibilité à fréquence dépendante $\chi_{fd} (\%)$ (Dearing, 1999).

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

Sur la base du modèle semi-quantitatif ci-dessous (Figure 84), les résultats de ce travail ont démontré que la plupart des échantillons (environ 14 %) ont un mélange de SP et de grains grossiers ou de grains de SP < 0,005 μm .

Dans les sols étudiés, la valeur de $\chi_{fd} \%$ varie de 5,75 à 20,56 % avec une moyenne de 11,22 %, dont 82 % d'échantillons sont situés dans la plage 10 à 14 %, reflétant la dominance des grains magnétiques SP, tandis que 14 % d'échantillons ont des valeurs dans la plage de 2 à

10 % indiquant la présence d'un mélange de grains magnétiques SP et SSD (Figure 85). La réponse magnétique des sols étudiés semble dominée par leur minéralogie ferromagnétique avec des concentrations et une taille de grains magnétiques variables, ce résultat a été confirmé par les données de DRX, les sols sont riches en oxyde de fer Fe_2O_3 (Figure 91 voir l'annexe).

Les échantillons ont une corrélation négative entre χ_{lf} et $\chi_{fd}\%$ indique que les principales variations de susceptibilité sont dues à la pollution anthropique, tandis que les corrélations positives indiquent une origine à la fois pédogénique de la SM (Kanu et al., 2014). Selon nos résultats la corrélation positive des échantillons indique que l'augmentation MS est due aux grains ferromagnétiques SP d'origine pédogénique.

Les résultats du pourcentage de dépendance en fréquence ont montré que 14 % des échantillons ont un mélange de SP et de grains non SP plus grossiers (SSD) ou de grains SP $< 0,05 \mu\text{m}$. Cela impliquait que les valeurs de susceptibilité magnétique observées résultent d'une combinaison de sources pédogéniques et anthropiques.

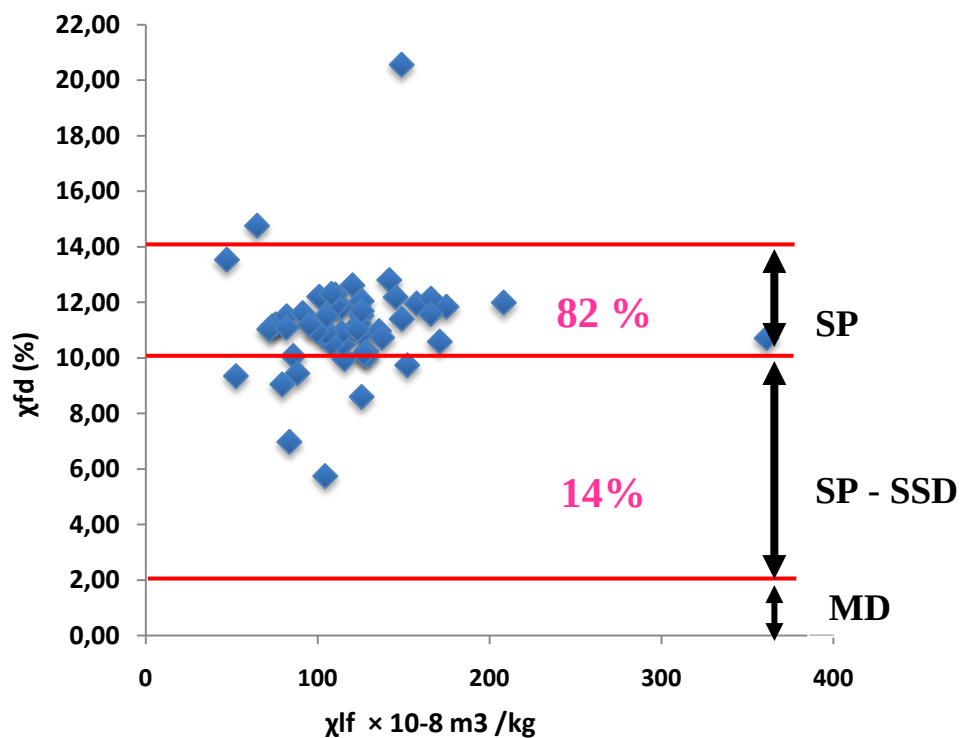


Figure 85 : Diagramme de diffusion schématisé montrant les positions typiques des échantillons des sols étudiés de Beni Amir. SP : superparamagnétique, MD : grains magnétiques multi-domaines, SSD : stable single domain (grains monodomaines).

IX. Discussion

Les sols étudiés sont caractérisés par une texture argileuse à limono-argileuse, ce qui conduit à une augmentation de la capacité tampon de ces sols. Il est connu que la texture argileuse favorise l'adsorption des métaux lourds dans les couches supérieures du sol, ce qui peut entraîner une détérioration de la qualité de cette partie. Ainsi, l'alcalinité de la zone d'étude ($7,8 < \text{pH} < 9,1$) et les taux élevés en matière organique et en carbonates peuvent également favoriser l'adsorption des métaux lourds dans les couches superficielles.

Généralement la matière organique (MO) peut jouer un rôle important dans ces processus de remobilisation et de fixation des métaux lourds et peut également améliorer leurs disponibilités pour les plantes en augmentant la capacité d'échange de cations (CEC) des sols. L'enrichissement en ces métaux lourds des sols étudiés a été confirmé et évalué par des indices de pollution. La contamination des sols par Cr, Cd, Cu, Zn, Pb et Fe est reflétée dans les valeurs de ces indices dans la majorité des stations. Cette étude confirme également la forte pollution en Cd et en Cr. Ces deux métaux sont toxiques même en faible quantité dans le sol. Une teneur beaucoup plus élevée en Cd et en Cr pourrait être liée à la faible mobilité de ceux-ci et à une fixation élevée avec la matière organique.

L'horizon superficiel est le plus contaminé, quel que soit l'élément considéré. Pour le Cr, le Cu et le Cd, les valeurs maximales sont dans l'horizon superficiel (0-10 cm). Elles décroissent progressivement à partir des horizons superficiels vers les horizons profonds, contrairement au Zn et au Fe qui dont les teneurs sont relativement importantes dans les horizons profonds. Pour le Pb, élément considéré comme peu mobile, les concentrations sont relativement homogènes sur toute la hauteur du profil du sol, avec une légère augmentation dans l'horizon profond. Les fortes concentrations observées en surface (0-10 cm) montrent que cet horizon ne constitue pas une barrière étanche, mais fonctionne plutôt comme un filtre qui retient partiellement quelques éléments tels que le Cr, Cu, Cd et Pb. Cet effet de filtre peut être lié à la texture fine de cet horizon et à la présence de la matière organique en quantité importante. L'horizon agit comme un filtre chimique d'une part (adsorption plus importante de quelques éléments) et comme un filtre physique d'autre part, en bloquant d'éventuels les transferts particuliers.

La mobilité relative des différents éléments s'explique également par la spéciation de ces éléments en solution, ainsi que par les propriétés physico-chimiques des horizons traversés. Plusieurs études mettent en évidence des interactions différentes entre ces éléments et les propriétés physico-chimiques de sol. On distingue généralement deux principaux

groupes d'éléments selon leur forme en solution : des éléments principalement présents sous forme cationique, à savoir le Zn, le Fe (Domergue et Vedy, 1992); et des éléments plutôt présents sous forme de complexes organiques, comme le Cu et le Cd (Domergue et Vedy, 1992; Mc Bride et al., 1997) ou sous forme colloïdale comme le Pb (Cornu et al., 2001; Citeau, 2004).

En outre, selon les caractéristiques physiques et chimiques du Pb, ce métal est caractérisé par une faible mobilité et une grande affinité avec la MO (Karczewska et al. 2006 ; Waroszewski et al. 2009 ; Mazurek et al. 2017). Cd semble avoir un comportement mixte dans la mesure où certains auteurs le décrivent comme étant sous la forme majoritairement Cd^{2+} , alors que d'autres observent une complexation importante avec la matière organique dissoute (Domergue et Vedy, 1992). Ainsi, Lamy et al., (1993) ont montré que la matière organique dissoute favorisait la mobilisation de Cd dans le sol.

Selon le comportement vertical de ces éléments dans le sol le Zn^{2+} est très réactif vis-à-vis des argiles, des oxy-hydroxydes de fer et de la CEC (Kiekens, 1990). Les corrélations hautement significatives obtenues dans cette étude entre le Zn et ces paramètres corroborent cette affinité (Tableau 36). Boyle et Fuller (1987) indiquent que la CEC et la teneur en fraction fine sont les principaux facteurs impliqués dans la rétention de Zn et de Fe dans un sol. Étant donné que l'horizon 20 cm des différents profils étudiés S29, S23, S20 et S21 contiennent 46,3 %, 42,2 %, 28,03 % et 24,3 %, respectivement de la fraction argileuse, et présentent respectivement des CEC élevées d'ordre de 17,4 méq/100g, 28,1 méq/100g, 21,7 méq/100g et 30 méq/100g. C'est dans cet horizon que le Zn et le Fe ont été préférentiellement piégés. Les argiles présentent une grande surface spécifique et des charges négatives sur leurs feuillets, ce qui leur permet de retenir des cations par adsorption (Bentahar, 2016). La capacité adsorbante d'une argile varie d'une famille à l'autre. Les phyllosilicates ayant une capacité d'échange cationique (CEC) élevée et d'importantes surfaces spécifiques, contribuent à adsorber de fortes quantités de métaux lourds (Kabata-Pendias, 2001). En ce qui concerne Cd, sous sa forme cationique, présente une haute affinité pour les oxy-hydroxydes de fer, la MO et les carbonates (calcite) (Alloway, 1990a). Ce qui expliquerait les quantités de Cd observées dans l'horizon superficiel riche en MO et en carbonates. Sa possible complexation en solution par la matière organique dissoute laisserait supposer que dans les sols étudiés, Cd est parti majoritairement sous forme de complexes Cd-MO, et que Cd sous forme cationique (Cd^{2+}). Ce dernier est refixé dans les horizons riches en oxy-hydroxydes de fer ou en carbonates au cours de sa migration.

Les carbonates jouent un rôle important dans les sols, une teneur élevée en carbonates rend le milieu alcalin et favorisant ainsi la fixation des métaux lourds (Bourg, 1988). Pour ce qui est de Cu, les complexes Cu-MO peuvent se former à des pH alcalin et en présence de Ca^{2+} , et être piégés en surface (Domergue et Vedy, 1992 ; Romkens et al., 1996; Temminghoff et al., 1998). Ce mécanisme pourrait expliquer l'enrichissement en Cu observé dans l'horizon superficiel des sols de Beni Amir.

La concentration en métaux lourds (Zn, Cu, Cr, Cd et Pb) dans le sol de Beni Amir est le résultat de plusieurs facteurs, à savoir l'utilisation non contrôlée des engrais, utilisés pour améliorer la production agricole et leur rendement dans ce périmètre. Cette contamination peut être liée également à l'application à long terme de fongicides et de pesticides et le lessivage des produits chimiques utilisés pour le traitement des plantes.

Plus que les sources agricoles des métaux lourds, La zone d'étude est traversée par la route nationale menant à la ville de Casablanca. L'usage excessif de cette route peut être une source en métaux lourds ; émis dans l'atmosphère, précipités et accumulés dans la couche superficielle du sol. Il convient également de noter que dans le périmètre de Beni Amir, les vents dominants soufflent du sud-ouest vers l'est, ce qui pourrait exposer le périmètre aux émissions de pollution des zones industrielles entourant ce périmètre à savoir, la centrale laitière située au sud-ouest de la ville de Fkih Ben Salah.

Cette contamination peut être liée aussi à la qualité des eaux d'irrigation. Selon Jadal et al., (2002) et Zahry et al., (2003), les eaux d'oued Oum Er Rbia sont moyennement contaminées par les éléments métalliques considérés. Les teneurs normalisées en cuivre dans l'eau montrent que cet élément présente des concentrations élevées le long d'Oued Oum Er Rbia. Une telle répartition montre que le cuivre pourrait avoir une origine en relation avec la géologie du bassin et non avec les activités humaines. Les concentrations de Zn, Cr sont importantes dans l'ensemble d'Oued Oum Er Rbia et qu'il apparaisse fortement dans les zones où les activités humaines sont appréciables (Barakat et al., 2016).

X. Conclusion

L'évaluation des impacts des activités agricoles sur la qualité des sols de Beni Amir a été étudiée à travers la compréhension du comportement de quelques métaux lourds majoritairement émis dans ces sols. Les résultats obtenus des métaux étudiés varient entre 24,7 et 294 mg.kg⁻¹ pour le Cr, entre 14,05 et 42,7 pour le Cu, entre 3,5 et 51,62 pour le Cd, entre 37,68 et 125,27 pour le Zn, entre 8,07 et 134,7 pour le Pb et entre 15442,78 et 35346,75

pour le Fe. Les niveaux moyens de contamination diffèrent d'une zone à l'autre, les concentrations moyennes obtenues sont de l'ordre suivant Fe > Cr > Zn > Pb > Cu > Cd. Ces résultats montrent que la majorité de ces métaux dépassent largement le fond pédogéochimique moyen, à l'exception du Cu qui présente des valeurs inférieures au pédogéochimique. Les concentrations moyennes obtenues de ces métaux dépassent également les normes des directives mondiales, reconnues par l'OMS et la FAO. Les cartes de répartition spatiale des différents métaux lourds étudiés montrent que les concentrations les plus fortes ont été observées aux stations d'échantillonnage proches des villes et le long de la route nationale traversant la zone d'étude et dans les zones cultivées intensivement. La forte teneur en matière organique, en carbonates et en argiles dans les couches superficielles favorise la fixation des métaux lourds et empêche leur mouvement vertical dans les horizons pédologiques. Ce qui montre l'enrichissement de l'horizon superficiel des sols de Béni Amir.

Par ailleurs, les corrélations obtenues entre les éléments étudiés et quelques paramètres physico-chimiques du sol permettent d'avancer les interactions entre les différents facteurs influençant la mobilité des éléments métalliques. À ce titre on souligne que ces métaux lourds sont susceptibles d'être mobilisés dans des conditions physico-chimiques favorables, en particulier en présence de la matière organique, des argiles, des carbonates et d'une forte Capacité d'échange cationique. De plus, l'évaluation de la pollution métallique de ces sols par les indices de pollution; tels que l'indice de géo-accumulation (Igeo), le facteur d'enrichissement (FE), l'indice de charge de pollution (IPL), l'indice de pollution de Nemerow (PI_N), le degré de contamination (DC) et l'indice de risque écologique potentiel (RI). Ces indices ont permis d'avancer les origines possibles (naturelles et anthropiques) des apports en éléments métalliques et confirment que les sols sont très fortement contaminés par le Cd, le Cr et le Fe, mais moyennement riches en Pb, Zn et Cu. Cette contamination est liée fortement aux activités anthropiques via l'utilisation des engrais agricoles utilisés pour améliorer la production agricole et leur rendement. Par conséquent, les applications à long terme de pesticides et le lessivage des produits chimiques utilisés pour le traitement des plantes ont entraîné une accumulation importante en ces métaux. De point de vue magnétique les sols de Beni Amir sont riches en éléments magnétiques SP et MD d'origine pédogènes et anthropiques.

Les résultats de cette étude fournissent aux gestionnaires des terres des données géochimiques sur l'état qualitatif actuel des sols agricoles de Beni Amir, qui devraient être prises en compte pour surveiller et améliorer l'accumulation de métaux lourds dans le sol et réduire les taux d'application de produits agrochimiques (par exemple, engrais et pesticides).

CHAPITRE V : LES PRINCIPALES FORMES DE DÉGRADATION DES SOLS IRRIGUÉS DE BENI AMIR

I. Introduction

Au fur et à mesure que la population augmente, l'intensification agricole impose une pression accrue sur les terres irriguées et productives, notamment dans les régions arides et semi-arides (Mathieu et Ruellan, 1987 ; Larson et Pierce, 1991 ; Robert, 1992 ; 1996 ; Umali, 1993 ; Badraoui et Merzouk, 1994 ; Farhat, 1995 ; Badraoui et al., 1998). C'est ainsi que depuis une centaine d'années, de grands périmètres ont été construits développant la filière agricole au Maroc. Ces pratiques d'irrigation à grande échelle ont modifié le fonctionnement des sols conduisant parfois à la baisse de leur fertilité et par conséquent à la baisse de rendement agricole. La dégradation des sols peut avoir divers impacts sur le sol à savoir, la salinisation et carbonatation, engorgement, compaction par le piétinement ou la motorisation, pollution nitrique et métallique par l'utilisation abusive et non rationnelle des engrais et pesticides, minéralisation des matières organiques (MO) (Robert; 1996; Badraoui et Merzouk, 1994; Badraoui et al., 1998).

Le Tadla est parmi les plus anciens périmètres marocains, l'aménagement de ce périmètre remonte aux années quarante (les premiers aménagements hydro - agricoles en 1936) (Préfol, 1986 ; Faouzi et Larabi, 2001 ; Ouzza et Akdim, 2012). Cette région du Maroc central est devenue une zone agricole depuis sa mise en valeur par l'installation d'un réseau d'irrigation (Préfol, 1986). L'occupation intense du sol et le développement de l'activité agricole intensive dans cette zone a pour effet direct de l'accélération de l'intégration de la plaine dans l'économie nationale.

Dans ce périmètre du Tadla, la dégradation de la qualité des sols agricoles suite à l'irrigation constitue un danger sérieux pour la durabilité des systèmes d'exploitation des terres. Les facteurs de dégradation, les plus marqués, souvent évoqués aussi par les études antérieures, sont essentiellement liés au développement urbain et aux activités agro-industrielles de plus en plus intenses. Ainsi l'intensification de l'agriculture s'accompagne souvent d'une utilisation excessive des eaux d'irrigation couplée à un réseau de drainage défaillant et d'une utilisation incontrôlée et excessive de fertilisants minéraux et des pesticides, entraînant une salinisation, une perte de matières organiques et une pollution nitrique et métallique des sols et des eaux souterraines (Hammani et al., 2004; Bouchaou et

al., 2009).

Dans ce cas, la salinité devient un facteur dont il faut tenir compte lors de l'élaboration des relations entre les besoins en eau et la production. Des ajustements des apports doivent être effectués afin de garantir la durabilité des systèmes de culture dans les zones irriguées, La salinité constitue l'une des principales contraintes responsables de la perte de rendement des cultures et de la détérioration du couvert végétal

L'objectif de cette partie est d'étudier les risques que présente l'utilisation des ressources en eau de surface et souterraine vis-à-vis de la salinisation et de la sodisation des sols, et aussi de voir l'effet d'utilisation des engrais dans la région. L'approche utilisée a consisté en une étude préalable de la variabilité spatiale de la salinité et de la sodicité des sols grâce à des outils de géostatistique.

II. Salinitisation des sols de la plaine de Tadla

La salinisation est un problème majeur de la dégradation des terres agricoles au Maroc, elle menace la fertilité des sols et affecte négativement la croissance et le développement des plantes, ce qui conduit à une diminution des rendements agricoles. Le phénomène de salinisation fait l'objet de nombreuses études récentes (Dehotin, 2001; Thomas, 2001; Faouzi et Larabi 2001; Marlet, 2004). Ainsi la plupart de ces études post-projet réalisées dans les périmètres irrigués ont montré que les sols initialement non salés sont devenus salés après irrigation. Actuellement, la superficie des sols salés au Maroc est estimée à 350 000 ha dont la majeure partie est localisée dans le Tafilalet, Ouarzazate, Bahira, Tessaout aval, Moulouya, Tadla, Doukkala et Gharb (Badraoui et al., 2000).

La forte utilisation des ressources en eau souterraine et de surface, couplée à l'intensification agricole dans le périmètre de Tadla conduit à la salinisation (anthropiques) des sols (Dehotin, 2001 ; Thomas, 2001 ; Marlet, 2004). En se basant sur les études faites par l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Tadla, et les premiers résultats du projet de gestion des ressources en eau et sol (PGRE), en déduit que la salinité du sol couvre une superficie d'environ 19 330 ha soit 25 % de la plaine (79 050 ha). Les sols sodiques occupent une superficie de 12 340 ha soit 15 % de la superficie totale de Tadla (Bellouti et al., 2002 ; Badraoui et al., 2002).

De point de vue qualité, la nappe phréatique de Tadla présente des concentrations de minéraux dissous élevées jusqu'à 10.800 mS/cm (Faouzi et Larabi, 2001 ; El Hammoumi et al., 2012) suivant un gradient croissant de l'amont vers l'aval de l'Est vers l'Ouest de la

plaine. Le bilan ionique des eaux de l'oued Oum-er-Rbia, prélevé au niveau du canal principal d'irrigation, relève d'ailleurs des taux hors normes en éléments dissous jusqu'à 3,5 mS/cm (Barakat et al., 2016 ; Faouzi et Larabi, 2001). L'examen de la répartition spatiale de CE montre que les sols, les plus salés, sont localisés dans le périmètre des Beni Amir, cela revient à forte utilisation des eaux salées d'Oum Er Rbia, actuellement régularisées par le barrage Ahmed El-Hansali, et des eaux chargées en sel, pompées depuis la nappe phréatique (Faouzi et Larabi, 2001 ; El Hammoumi et al., 2012). Le phénomène de salinisation des sols dans les Béni-Amir présente une double origine ; interne et externe. La salinisation externe est provoqué par un contact prolongé du sol avec les eaux d'irrigation salées, de surface et souterraines, alors que, la salinisation interne se manifeste par la remontée des solutions salines par capillarité à partir de la nappe phréatique minéralisée située à faible profondeur (inférieur à 1,5 m) et soumise à une forte évaporation (Kwelde. 2006).

III. Salinitisation et Sodifictaion des sols de Beni Amir

La salinisation est le processus par le lequel les sels solubles s'accumulent dans le sol. Elle a été identifiée comme un processus majeur de la dégradation des terres Marocains (Laudelout et Chiang, 1995 ; Badraoui et al., 2000; Dakak et al., 2011). Ces sels sont le potassium, le magnésium, le calcium, le chlorure, le sulfate, le carbonate, le bicarbonate et le sodium. L'accumulation du sodium est aussi appelée sodification. Quand l'eau s'évapore, les sels se précipitent dans les couches de surface (S.O.C.O., 2009). D'après Cherbuy (1991), la salinisation d'un milieu implique la présence d'une source de sels qui peut être naturelle (le matériau parent salin), dénommée primaire, ou anthropique, généralement liée à l'irrigation, que l'on appellera secondaire. Ce type de salinisation est provoqué par des interventions humaines. L'étude d'un sol sur le plan de la salinité se base sur un ensemble de facteurs qui sont (Hammia, 2012) :

1. **Conductivité électrique (CE)** : la salinité est mesurée par la CE de l'extrait de pâte saturée ou l'extrait diluée du sol. Elle est exprimée en dS/m à 25C°
2. **pH du sol** : les sols salés ont un pH supérieur à 7. Il augmente en corrélation avec le rapport Na^+ / CEC
3. **Pourcentage du Sodium Echangeable (ESP)** : ce terme permet de caractériser le stade d'alcalinisation d'un complexe d'échange, l'ESP est fonction de la CEC exprimée en (meq/1). $\text{ESP} = \text{Na}^+ / \text{Quantité totale des cations absorbées}$
4. **Rapport d'absorption du Sodium (SAR)** : il s'agit d'un paramètre fondamental pour

la détermination du niveau de l'alcalinisation de la solution du sol.

$$\text{SAR} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/2}} ; \text{ avec } (\text{Na}^+, \text{Mg}^{2+}, \text{Ca}^{2+}) \text{ méq/l}$$

La classification de l'US Salinity Laboratory Staff (1954) distingue deux grands groupes de sols : les sols salins et les sols alcalins ou sodiques (Tableau 42).

Tableau 42 : Classification des sols salés (adapté de USDA Salinity Laboratory, 1954).

Type de Sol	CE ¹ (dS/m)	ESP ²	SAR ³	pH
Salin	> 4	< 15	< 13	< 8,5
Sodique	< 4	> 15	> 13	< 8,5
Alcalin	< 4	> 15	> 13	> 8,5
Salsodique	> 4	> 15	> 13	> 8,5

1 : Conductivité Electrique de l'extrait saturé du sol ; 2 Pourcentage du Sodium Echangeable ; 3 Ratio du Sodium Absorbable.

Les sols salins sont généralement définis en tant que sols ayant une conductivité électrique de la pâte supérieure à 4 dS/m, un ESP < 15 ou un SAR < 13 et un pH < 8,5. Ils contiennent assez de sels solubles qui empêchent la croissance de la plupart des plantes cultivées (Hillel, 2000 ; Munns et Tester, 2008). Alors que les sols sodiques sont des sols ayant une CE < 4 dS/m, un ESP > 15 (ou un SAR > 13) et un pH > 8,5. Ces sols sont supposés contenir assez de sodium pour provoquer la détérioration de la structure du sol et limiter aussi la croissance des plantes. Les sols ayant à la fois une CE > 4dS/m, un ESP >15 et un pH > 8.5 sont appelés les sols salsodiques (Tableau 42).

Toutefois, le seuil de l'ESP>15 pour classer les sols alcalins selon USDA (1954) ne fait pas toujours l'unanimité entre les auteurs. En effet, McIntyre (1979) rapporte que ce seuil est trop élevé pour les sols australiens où il a constaté une dégradation des propriétés physiques (notamment une baisse de la conductivité hydraulique) sur 71 échantillons de sols à partir d'une valeur d'ESP égale à 5. Plusieurs auteurs ont également indiqués une baisse de rendement de 50 % des cultures de coton à partir également d'une valeur d'ESP de 5 dans les vertisols en Inde (Kadu et al., 2003b; Balpande et al., 1996).

Les risques de salinisation et sodisation des sols de Beni Amir sont couramment évaluées à partir des valeurs obtenus de la conductivité électrique, du SAR et d'ESP. Les résultats obtenus sont comparés à ceux obtenus par ORMVAT durant la campagne 2007-2008 pour dégager la variation de salinité et la sodification.

D'après les résultats obtenus durant ces campagnes, les sols du Beni Amir présentent une

grande variabilité spatiale et temporelle de la CE. Les résultats des analyses effectuées au début de l'année 2007 (Figure 86) montrent que 50 % des sols présentent une CE supérieure à 2 dS/m. En 2015, 75 % de ces sols présentent des valeurs de CE inférieures à 2 dS/m. Cette forte contamination en sel est liée généralement à l'utilisation de l'eau saline pour d'irrigation, Les recherches menées sur les eaux d'irrigation de l'Oued Oum Er bia utilisées pour l'irrigation montrent que ces eaux sont plus au moins salines. Elles présentent une salinité de 2.8 dS/m. Aussi, les eaux de la nappe souterraine pompées pour l'irrigation, présentent une salinité de 1.83 à 9.04 dS/m. Ces mesures obtenues de la conductivité électrique montrent que ces sols sont moyennent à fortement salins selon la classification de l'organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). La représentation spatiale de la salinité du sol exprimée en CE de l'extrait de la pâte saturée montre que les sols les plus touchés par ce problème sont localisés dans la partie sud du périmètre (Figure 45) où l'agriculture est bien développée, et suite à un recyclage des eaux salées par pompage et l'utilisation intensive des engrais. L'analyse de la salinité des sols le long du profil montre une accumulation des sels dans la couche superficielle.

À titre de comparaison, la salinité suit un gradient décroissant pendant les années 2007, 2008 et 2015 (Figure 86), malgré cette décroissance les sols de Beni Amir restent dans la classe des sols moyennement salins (Figure 87).

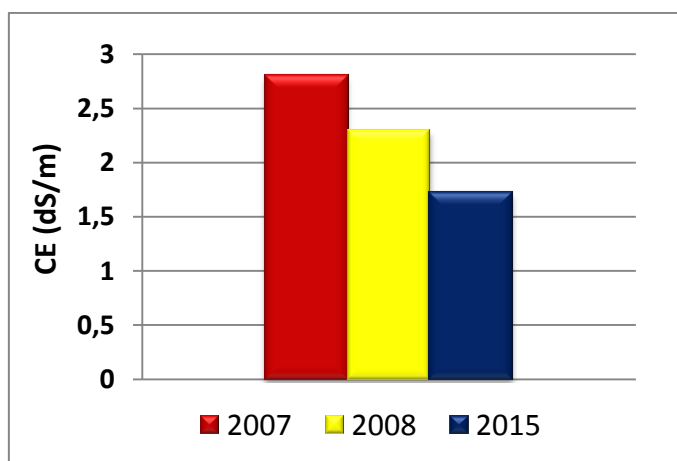


Figure 86 : Comparaison de la salinité moyenne du sol de Beni Amir pendant les années 2007, 2008 et 2015.

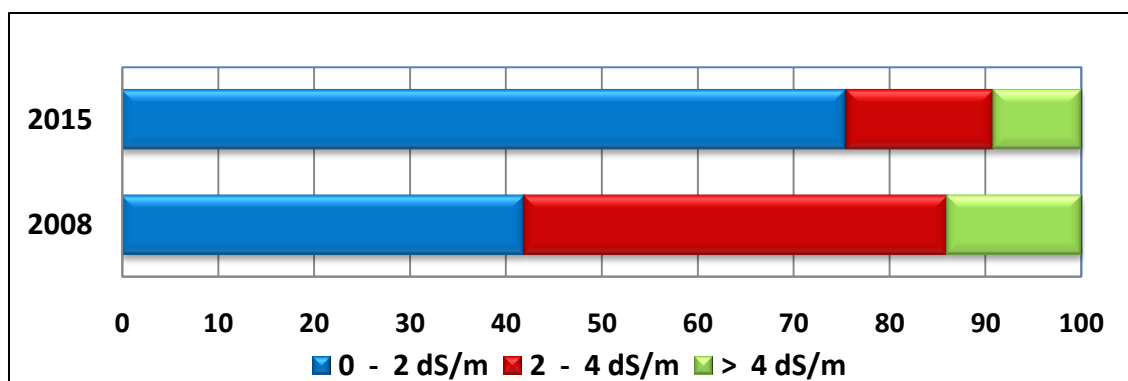


Figure 87 : Répartition par classe de la salinité du sol de Beni Amir en 2008 et 2015.

Pour une même campagne agricole, la salinité est maximale au début de la campagne (Octobre/novembre) puis diminue vers la mi-saison, suite probablement à une lixiviation des sels occasionnée par les pluies qui surviennent durant la période hivernale et aussi suite au drainage inadéquat (ORMVAT, 2008). En période estivale, quand la demande en eau devient importante pour l'agriculture et après une forte évaporation durant cette période, les sels contenus dans les eaux de l'irrigation s'accumulent au niveau des horizons de surface, ce qui induit une salinisation des sols.

1. Gestion de la salinité

Il n'existe pas une voie unique pour le contrôle de la salinité dans les périmètres irrigués, mais un ensemble de pratiques agronomiques, hydrauliques, managériales, pouvant être combinées en fonction des circonstances. La première condition nécessaire au contrôle de la salinité est l'apport de volumes d'eau excédentaires, pluie ou irrigation, permettant de lessiver les sels au-delà de la zone racinaire (Marlet et Job, 2006). Une fraction de lessivage de l'ordre de 10 à 20 % est le plus souvent suffisante (Marlet et Job, 2006). Plusieurs interventions mécaniques peuvent aussi être utilisées pour améliorer l'infiltration de l'eau et le lessivage des sels. Le planage permet d'assurer une meilleure uniformité de la distribution de l'eau dans les systèmes gravitaires.

Le travail du sol permet d'améliorer sa perméabilité, mais peut aussi contribuer à sa dégradation lorsqu'il est instable, ou provoquer la remontée en surface des horizons sous-jacents plus salés. L'application d'amendements chimiques tels que le gypse, le soufre ou l'acide sulfurique est parfois utilisée pour neutraliser l'alcalinité ou déplacer le sodium adsorbé (Marlet et Job, 2006). L'apport d'amendement organique permet d'améliorer les propriétés physiques des sols et de produire du CO₂ aux effets bénéfiques sur le pH et la sodicité des sols (Marlet et Job, 2006). L'application des résidus de récolte est une méthode

très simple permettant, d'atteindre les objectifs précédents.

La sodification correspond à une augmentation progressive de la quantité de sodium adsorbée sur le complexe d'échange cationique. La sodicité est généralement mesurée par le pourcentage de sodium échangeable (ESP) et le rapport d'absorption du sodium (SAR) (ORMVAT, 2008). Le sol est considéré comme sodique, quand sa teneur en sodium dépasse 15%. Le SAR est la proportion relative de sodium dissous dans la solution poreuse par rapport à la somme des autres cations dissous, généralement le calcium et le magnésium. L'excès du sodium échangeable provoque une dispersion des colloïdes du sol et par la suite une détérioration de la structure du sol (ORMVAT, 2008). Les valeurs de 5% pour ESP et 10% pour SAR sont des indicateurs de la dégradation des propriétés physiques des sols. La sodicité ne crée pas de problème direct pour la plante, mais après destruction des colloïdes du sol, le sodium libéré empêche la croissance de la plante (Tester et Davenport, 2003). La sodicité a pour origine (ORMVAT, 2008) : 1) un apport de sodium par les eaux d'irrigation (eaux à SAR élevée); 2) la remontée capillaire des eaux souterraines chargées en sodium.

Concernant l'effet néfaste du sodium échangeable sur la structure des sols, le seuil de 15 % est initialement considéré comme le niveau critique qui affecte la stabilité structurale des sols (USDA, 1954). Par la suite, de nombreux travaux ont montré que ce seuil est variable selon certains paramètres caractéristiques des sols tels que la texture, la nature des colloïdes et des constituants secondaires (Lebron et al., 2002). C'est ainsi que McIntyre (1979) proposa le seuil de 5 % de sodium échangeable pour définir les sols sodiques.

Les valeurs d'ESP des sols étudiés varient entre un minimum de 0,27 % et un maximum de 28,65 % avec une moyenne de 7,63 %. Le SAR varie entre 0,11 et 15,40 avec une moyenne de 3,73. Dont 53,8 % et 4,6 % des échantillons étudiés sont supérieures à 5 pour l'ESP et 10 pour le SAR. Ce qui montre une prédominance du Na^+ dans les sols de Beni Amir. Selon les classifications proposées pour évaluer le degré de sodicité en utilisant ESP et SAR, les sols étudiés peuvent désormais être classés comme ayant une sodicité élevée.

La sodicité relativement élevée des sols de Béni-Amir résulte d'une utilisation des eaux de surface et souterraines chargées en sodium (Faouzi et Larabi, 2001), dont le bilan ionique de l'eau de l'oued Oum Er Rbia, prélevé au niveau du canal principal d'irrigation, montre que cette eau est très salée (2,8 dS/m), et compte tenu de son taux d'adsorption du sodium (SAR) de 9,66, son usage pour irrigation ne doit pas se faire sans certaines précautions (Faouzi et Larabi, 2001).

Une bonne corrélation ($R^2 = 0,98$) a été observée entre ESP et SAR, comme le montre

la Figure 88. Cette observation suggère que l'utilisation des eaux irrigation a augmenté la quantité de Na^+ sur le complexe d'échange et dans la solution de sol. D'un autre côté, la composition chimique des eaux de l'Oum Er Rbia est caractérisée également par la prédominance du chlore (Faouzi et Larabi, 2001), ce qui laisse présumer que l'irrigation du périmètre par ces eaux a influencé la qualité des sols de Beni Amir.

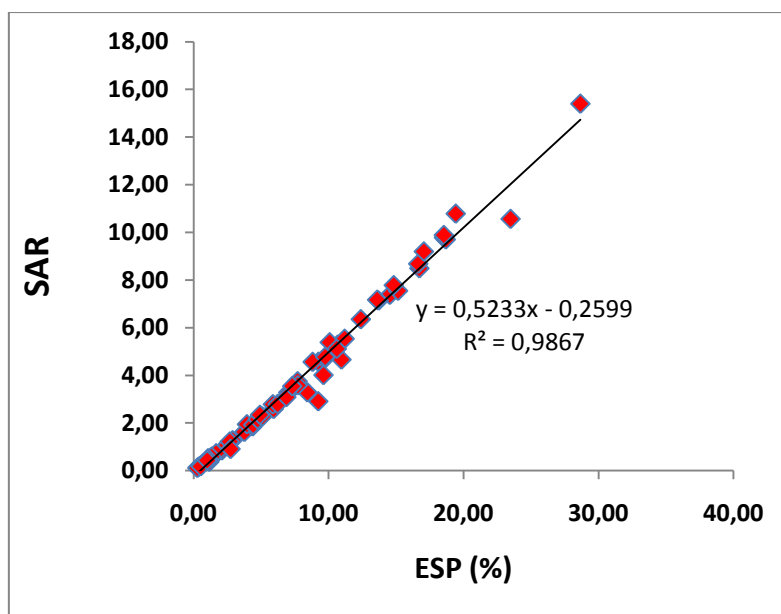


Figure 88 : Relation entre ESP et SAR des sols de Beni Amir.

À titre de comparaison, dans le périmètre de Béni-Amir l'ESP varie entre 3.54 % et 13.2 % en 2008 et entre 0,27 % et 28,65 % en 2015. D'après ces résultats on constate qu'il y a une augmentation du taux du sodium échangeable à l'échelle de tout le périmètre entre 2008 et 2015 (ORMVAT, 2008).

L'analyse du bilan ionique de l'extrait de la pâte saturée des échantillons des sols de Beni Amir a montré une dominance de sodium, du chlorure et de calcium dans les parties sud de la zone d'étude, où l'agriculture est bien développée. En outre, la haute sodicité dans la zone d'étude résulte d'une utilisation excessive des engrais et des eaux de surface et souterraines contenant du sodium. On se basant sur les campagnes de 2008 et de 2015, ont montre une augmentation de la concentration de Ca^{2+} et K^+ et une diminution de Na^+ , Mg^{2+} et Cl^- (Figure 89).

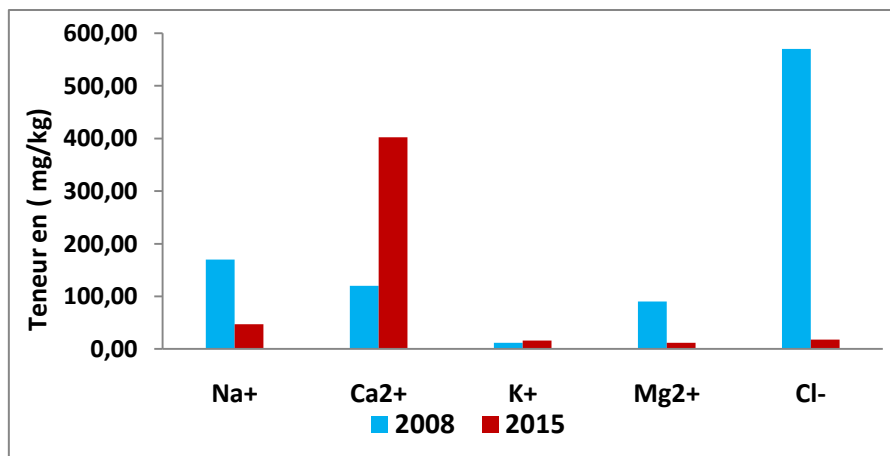


Figure 89 : Bilan ionique de l'extrait de la pâte saturée de sol en 2008 et 2015.

Comme nous l'avons souligné, la salinité rencontrée dans les sols du Beni Amir s'accompagne d'une sodification du complexe adsorbant. La désagréation structurale et la dispersion de ces sols peuvent se manifester dès que la valeur du SAR est supérieure à 2. Pour résoudre ce problème, l'apport du gypse en tant que modification chimique est d'une grande importance (Sidi, 1987). Le sodium adsorbé sur le complexe argilo-humique se substitue au calcium apporté par le gypse. Cette opération ne peut être bénéfique que si le système de drainage est adéquat pour évacuer le sodium déplacé hors de la zone racinaire (Sidi, 1987).

IV. Pollution nitrique des sols de Beni Amir

L'azote est un nutriment essentiel à la production et à la croissance végétale. Il est utilisé mondialement comme fertilisant dans le domaine de l'agriculture pour améliorer la productivité et les niveaux de rendements (Benoit et al., 2014; Wang et al., 2016). C'est principalement l'azote qui permet le bon développement de la plante et le bon développement du système racinaire (Miller et Cramer, 2004). L'azote permet aussi de stimuler l'absorption optimale des autres éléments nutritifs du sol (N'Dayegamiye et al., 2007)

Cependant, quand l'azote est appliqué trop abondamment dans le sol, les excès migrent dans l'environnement et engendrent des risques pour les écosystèmes et pour la santé humaine (Conley et al., 2009). C'est pourquoi une bonne gestion des fertilisants azotés est primordiale. C'est pour cette raison que l'OMS a fixé la dose journalière maximale admissible par un adulte à 11.3 mg-N-NO₃⁻/l. Au Canada et au Québec, la recommandation est de 10 mg-N-NO₃⁻/l (Gouvernement du Québec, 2001).

La formation des nitrates dans le sol est une étape du cycle de l'azote qui fonctionne naturellement dans l'environnement (Figure 86) sous l'action de microflores plus ou moins spécifiques, présentes dans les sols (Neitsch et al., 2000).

Lors de la décomposition des produits végétaux ou animaux dans le sol cet azote organique est à nouveau transformé en azote ammoniacal (N-NH_4^+) ; c'est la minéralisation de la matière organique. L'azote ammoniacal formé peut être utilisé à nouveau par les plantes ou transformé par la nitrification en nitrites (NO_2^-) puis en nitrates (NO_3^-) (Kende, 2010). En milieu pauvre en oxygène, ces nitrates peuvent également être utilisés par certaines bactéries du sol pour leur respiration en remplacement de l'oxygène : ils subissent une dénitrification, qui transforme ces nitrates en nitrites puis en oxydes d'azote gazeux (NO et N_2O) et finalement en diazote atmosphérique inerte (N_2), revenant ainsi au point de départ du cycle (Germon et Philippot, 2011). Les plantes assimilent l'azote principalement sous la forme ammoniacale (N-NH_4^+) et nitrique (N-NO_3^-) (Miller et Cramer, 2004 ; Neitsch et al., 2000) (Figure 90).

- **Minéralisation** = MO ➡ **NH_4^+**
- **Nitrification** = NH_4^+ ➡ **NO_3^-**
- **Volatilisation** = NH_4^+ ➡ **NH_3**
- **Dénitrification** = NO_3^- ➡ **N_2 (conditions anaérobiques)**

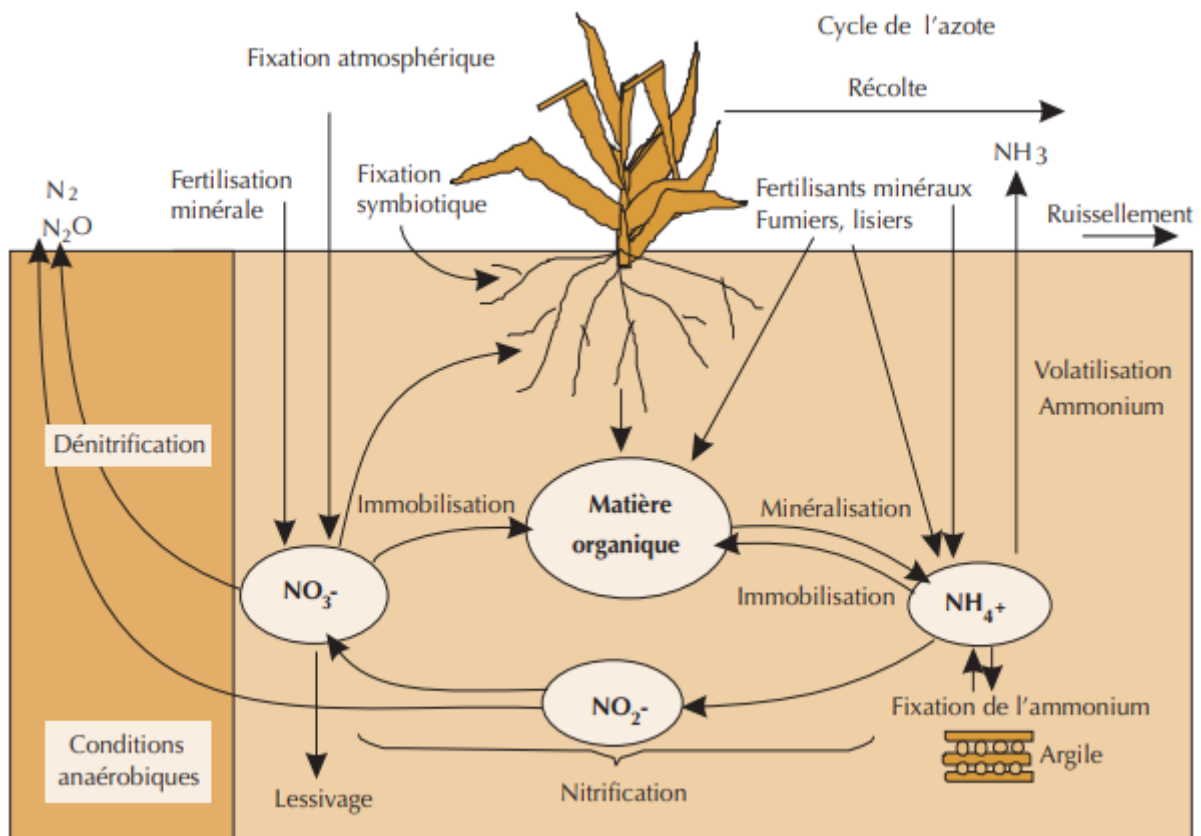


Figure 90 : Schéma simplifié du cycle de l'azote dans l'environnement (Neitsch et al., 2000).

La dégradation des sols est généralement un phénomène complexe, dans lequel peuvent intervenir plusieurs processus de dégradation. Suite au problème de salinisation, les sols de Beni Amir sont affectés par une pollution nitrique et métallique (Aghzar et al., 2002; Oumenskou et al., 2018; Barakat et al., 2019). D'autre part, depuis les années quatre-vingt, le problème des nitrates s'est accentué au niveau du périmètre du Tadla où les concentrations en cette matière ont dépassé dans certaines zones les normes acceptables (30 mg/l) (SEMEE, 2007). L'examen de la répartition spatiale des teneurs en nitrates révèle que celle-ci est très hétérogène avec des foyers de concentration élevée. Au niveau des Béni-Amir cette teneur varie de 0,05 à 18,7 mg/100g pour l'année 2002 et de 0,672 à 8,112 mg/100g pour l'année 2014 (Laaroussi, 2005 ; ORMVAT, 2014). D'après nos résultats obtenus en 2015, cette teneur varie entre 2,7 mg/100g et 120,5 mg/100g avec une moyenne d'ordre de 20,22 mg/100g. Selon la classification des nitrates (Tableau 23), la plupart des échantillons ont des valeurs qui se situent dans l'intervalle des valeurs normatives (2- 25 mg/100g).

Cette faible pollution est due, entre autres, à l'utilisation intensive d'engrais azotés. Généralement, en l'absence de toute fertilisation azotée, les nitrates présents dans les sols proviennent de la fixation de l'azote atmosphérique par certaines espèces végétales (ex. les légumineuses). Une autre source naturelle est due à l'urine des animaux. Celle-ci contient de l'ammoniac et de l'urée (contenant de l'azote), qui peuvent être rapidement oxydés en nitrates dans les sols (ORSRA, 2007).

Cependant, quand l'application de fertilisant excède la demande et la capacité du sol à dénitrifier, l'excès d'azote peut migrer vers l'aquifère, généralement sous forme de nitrate (NO_3^-). Dans le périmètre de Beni Amir les concentrations en nitrates de plus en plus élevées ont été mises en évidence dans des eaux de surface et souterraines (Aghzar et al., 2002) . À cet effet, un programme de recherche et de vulgarisation pour améliorer l'efficacité d'utilisation des engrais par les cultures et ainsi de réduire davantage l'infiltration nitrique vers les eaux souterraines a été mis en place depuis les années 90.

Cette dégradation des sols est souvent aussi associée à une réduction de la teneur en matière organique liée à une mauvaise gestion des résidus de récoltes (pas d'enfouissement), à la faible utilisation des engrais verts (fumier et compost). En effet, la teneur en matière organique des sols est généralement inférieure à 1,5 %. Le taux de réduction observé est de l'ordre de 6 à 10 % / an.

Malgré les recherches, les études, les campagnes d'information et de vulgarisation, les problèmes de mise en valeur s'accumulent et s'amplifient de jour en jour.

Le nitrate constitue l'une des principales pollutions agricoles diffuses. C'est un élément soluble et facilement mobilisable dans l'eau du sol.

2. Lessivage de l'azote vers la nappe

Le lessivage est défini comme étant le transport vertical des éléments du sol par les eaux de surface. Contrairement au NH_4^+ qui affiche une faible solubilité dans l'eau puisqu'il se fixe rapidement sur le complexe argilo-humique du sol, les NO_3^- sont beaucoup plus exposés au processus de lessivage représentant un des anions les plus mobiles dans l'eau (Wendland et al., 2005; Mkandawire, 2008). Le lessivage joue un rôle considérable sur les pertes de N- NO_3^- dans l'environnement. Plusieurs facteurs contrôlent le taux de lessivage des nitrates dans les sols, tels que le climat, le type de sol, le type de culture et le type de fertilisation (Miller et Cramer, 2004). L'étude de Beaudoin et al., (2005), effectuée sur des sols agricoles dans le Nord de la France, montre que pour une infiltration annuelle de 231 mm d'eau, le sol a perdu $27 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en NO_3^- par lessivage. Cette même étude montre que la concentration en N- NO_3^- de l'eau lessivée est de 31 mg/l pour un sol limoneux et de 92 mg/L pour un sol sableux. Une autre étude effectuée en Allemagne par Nieder et al., (1995) portant sur une analyse de 205 échantillons de sol a calculé des pertes en N- NO_3^- de $16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour un sol limon-argileux et de $63 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour un sol sableux. Cela indique que le type de sol peut jouer un rôle majeur sur le lessivage des NO_3^- . Dans notre zone d'étude, les faibles valeurs en nitrate dans les sols étudiés sont liées aux fortes solubilités et le lessivage des nitrates vers les eaux souterraines. Ce résultat est en concordance avec les résultats obtenus par les études de El-Halouani (2019) a montré que les eaux de la nappe phréatique ont été fortement contaminées par les nitrates. Cet aspect a été signalé aussi par Berdai et al., (2004), Aghzar et al (2002), et Faouzi et Larabi (2010). Ces auteurs ont montré que les teneurs en nitrates dans la plaine de Tadla varient entre 15 et plus de 100 mg/l.

3. Impact du pH sur le cycle de l'azote (Solution pour arrêter le lessivage du nitrate)

Plusieurs études ont montrée que la minéralisation, la nitrification et la dénitrification sont plus efficaces lorsque le pH est optimal. Le pH optimal pour la nitrification se situe entre 7.5 à 8.0 et le pH optimal pour l'ammonification se situe entre 6.0 à 8.0 (Paul et Clark, 1989). Les études de Nyborg et Hoyt (1978) sur des sols sableux et argileux de la région d'Alberta (Canada) montrent que la minéralisation de l'Azote a doublé suite à une élévation du pH du sol par le chaulage (pH initial entre 4.0-5.6 à un pH final de 6.7). Lors de la même étude, des

essais aux champs ont montré que l'absorption du N par l'avoine est passée de 15 à 42 kg/ha lors de la première année suivant le chaulage (Nyborg et Hoyt, 1978). La chaux permet donc une meilleure croissance pour les végétaux, puisque la croissance des feuilles est souvent associée à la biodisponibilité du N (Nyborg et Hoyt, 1978). La compréhension du pH sur le cycle de l'azote et plus spécifiquement sur la biodisponibilité du N a poussé certains auteurs à expérimenter la manipulation du pH comme un outil pouvant réduire les pertes de N-NO_3^- par lessivage. Par exemple, l'étude de Kemmit et al. (2005) effectuée sur une parcelle agricole expérimentale au Royaume-Uni, propose l'acidification des sols comme une alternative pour réduire les pertes de N par lessivage. Cette logique repose sur le fait que le N-NH_4^+ est beaucoup moins mobile dans l'eau que le N-NO_3^- . De ce fait, en abaissant le pH et en inhibant la nitrification, les concentrations en N-NH_4^+ sont plus élevées au détriment des N-NO_3^- et cela peut limiter le lessivage du N. L'étude montre effectivement que les concentrations en N-NO_3^- mesurées dans l'eau interstitielle du sol sont moins élevées pour les sols ayant été acidifiés.

V. Conclusion

Les rares précipitations, l'évaporation élevée, l'irrigation avec de l'eau saline et les pratiques culturales, le mauvais drainage associé à la remontée de la nappe phréatique et l'utilisation abusive des engrais chimiques sont parmi les facteurs principaux qui contribuent à la salinité croissante dans les régions semi-arides et arides. La plupart des études réalisées dans les périmètres irrigués marocains ont montré que des sols initialement non salés sont devenus salés après irrigation. Dans le périmètre irrigué du Tadla, les problèmes de salinité des sols ont commencé à être évoqués après la remontée de la nappe en 1947. Les années de sécheresse qu'a connue le périmètre ont favorisé un recours important à l'eau saline de la nappe et d'oued Oum Er bia pour l'irrigation.

La représentation spatiale de la salinité du sol de Beni Amir montre que les sols fortement salins sont localisés dans la partie sud du périmètre où l'agriculture est bien développée, et suite à un recyclage des eaux salées par pompage. L'analyse de la salinité des sols le long du profil montre une accumulation des sels dans l'horizon de surface. La salinité rencontrée dans les sols du Beni Amir s'accompagne d'une sodification du complexe adsorbant. Cette dégradation est associée à une faible dégradation des sols par les nitrates dans ce périmètre.

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 s'accompagnait souvent d'une utilisation incontrôlée et excessive de fertilisants minéraux, qui est l'une des principales causes de l'augmentation des concentrations de métaux lourds dans le sol.

Cette étude s'intègre dans le cadre des études environnementales entreprises dans le périmètre de Beni Amir. Les résultats obtenus permettent de conclure qu'il y a une dégradation remarquable des sols étudiés suite à l'augmentation considérable d'utilisation des engrais et des produits phytosanitaires. La variation spatiale des paramètres physicochimiques des sols étudiés a démontré que :

- Les sols de Beni Amir sont classés en trois textures : 1) texture argileuse, 2) texture limono-argilo-sableuse et 3) texture limono-argileuse.
- Les sols sont fortement riches en CaCO_3 , ce qui explique la basicité de ces sols.
- Les valeurs obtenues de la $\text{CE}_{1:5}$ et celles de la pâte saturée du sol montre que ces sols sont modérément à fortement salins.
- Les valeurs de la CEC montrent que ces sols sont classés comme des sols moyennement riches en CEC.
- Les teneurs élevées en Cations échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+) s'expliquent par l'activité agricole intensive et l'utilisation non contrôlée d'engrais. Le taux de saturation en ces bases échangeables est supérieur aux valeurs de référence 60 - 90 %.
- Les teneurs en MO et de CO montrent que les sols étudiés sont classés comme des sols moyennement organiques, en se référant au rapport C/N, en montrant qu'il y a une bonne décomposition et minéralisation de la matière organique.
- Les teneurs en nitrates des sols analysés se situent dans l'intervalle des valeurs normatives (20 - 250 mg/kg).
- Selon les normes de Delaunois (2008), les sols étudiés sont pauvres en Phosphore assimilable.
- L'enrichissement en métaux lourds a été confirmé et évalué par des indices de pollution. La contamination des sols par Cr, Cd, Cu, Zn, Pb et Fe est reflétée dans les valeurs de ces indices dans la majorité des stations, cette étude confirme également la forte pollution en Cr et en Cd. Ces deux métaux sont toxiques même en faible quantité dans le sol.

- Les paramètres χ_{fd} et $\chi_{fd} \%$ de la susceptibilité magnétique montre que les sols sont riche en minéraux superparamagnétiques (SP) d'origine naturelle.
- L'impact de la salinité est associé à une faible dégradation des sols par les nitrates.
- L'AHP indique que la majorité des terres de la zone d'étude sont faiblement à moyennement adaptés à l'agriculture.

Malgré la multitude d'études de recherche qui a intéressé la plaine de Tadla, depuis longtemps, plusieurs autres investigations restent à mener. Notre présent travail, représentant une première contribution à l'étude de la qualité de ces sols du point de vue de la pollution métallique nitrique et salinité, a donné naissance à d'autres aspects très intéressants à étudier ultérieurement, c'est le cas notamment de :

- 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 ETM ;

Sensibiliser les agriculteurs pour rationaliser l'utilisation des engrais et des produits phytosanitaire.

Références bibliographiques

- ABHOER. (2014). (Agence du Bassin Hydraulique de l'Oum Er Rbia) (Rapport annuel des données climatiques de la station météorologique de Beni-Mellal.
- ABHOER. (2017). (Agence du Bassin Hydraulique de l'Oum Er Rbia Rapport annuel des données de la fertilité des sols de Tadla, une estimation de la pollution par les nitrates.
- Adriano, D.C. (2001). Trace elements in terrestrial environments. Biochemistry bio-availability and risks of metals, 2nd Edition. New York: Springer-Verlag.
- 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.
- Akima, H. (1970). A new method of interpolation and smooth curve fitting based on local procedures, *Journal of the ACM*, 17, 4, 589-602.
- Alloway, B.J. (1990a). Cadmium, in: Alloway, B.J. (ed), *Heavy metals in soils*. Blackie, Glasgow, pp. 100-124.
- Amézketa, E. (1999). Soil aggregate stability: A review. *Journal of Sustainable Agriculture* 14, 83-151
- Angers, D.A., Peasant, A., & Vigneux, J. (1992). Early cropping induced changes in soil aggregation, organic matter, and microbial biomass. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 115-119.
- Angulo, E. (1996). The Tomlinson Pollution Load Index applied to heavy metal, "Mussel-Watch" data: a useful index to assess coastal pollution. *The Science of the Total Environment* 187,19-56.
- Annabi, M., Bahri, H., & Latiri, K. (2009). Statut organique et respiration microbienne des sols du nord de la Tunisie. *BASE*.
- Antisari, L. V., Carbone, S., Ferronato, C., Simoni, A., & Vianello, G. (2011). Characterization of heavy metals atmospheric deposition for assessment of urban environmental quality in the Bologna city (Italy). *EQA-International Journal of Environmental Quality*, 7(7), 49-63.
- 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.
- Aubert, G. (1963). La classification des sols ; la classification pédologique française, 1962. *Cah.O.R.S.T.O.M.. sér. Pédol.*, 3, 1-7.
- 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.
- Aubert, G. (1978). Méthodes d'analyses des sols. Centre national de documentation pédagogique, Centre régional de documentation pédagogique de Marseille.
- Aubert, M. (2012). Caractérisation de l'état de surface des sols nus agricoles par imagerie radar TerraSAR-X (Doctoral dissertation).
- Ayadi, I., Habib, H., yasmine, D. (2008). International Water Ressources Association. XIIIth World Water Conress 1. Montpellier, France
- Azmi, A. (2016). Secteurs d'activité Agriculture de la région Béni-Mellal-Khénifra.
- Badraoui, M., Merzouk, A. (1994). Changes of soil qualities under irrigation : the effect of salt accumulation on water retention by Vertisols. In *CIHEAM Ed., farm water*

- management techniques, Rabat, Morocco.
- Badraoui, M., Soudi, B., Merzouk, A., Farhat, A., & M'hamdi, A. (1998). Changes of soil qualities under irrigation in the Bahira region of Morocco : Salinization. *Advances in GeoEcology* 31.
- Badraoui, M., & Stitou, M. (2002). Status of soil survey and soil information system in Morocco. In Badraoui, Bouabid & Pavlovic Eds. *Proceedings de l'atelier sur les bases de données SOTER pour les pays de l'Union du Maghreb Arabe*. P. 21-28, 12-16 novembre 2001, Rabat, Maroc, FAP/SNEA, Tunis.
- Badraoui, M., Agbani, M., & Soudi, B. (2000). Évolution de la qualité des sols sous mise en valeur intensive au Maroc. In Soudi & al. Eds. *Intensification agricole et qualité des sols et des eaux*, Actes du séminaire organisé à Rabat.
- 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. (2000). *Guide des analyses en pédologie : choix, expression, présentation, interprétation*. 2^e éd. Paris : INRA.
- Baize, D. (1990). *Guide des analyses courantes en pédologie. Choix expression présentation interprétation*. Serv. Etude des sols et de la carte péd. France. INRA. Paris.
- Baize, D., (1997) *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. INRA Editions, Paris, 408.
- Baize, D., & Jabiol, B. (1995). *Guide pour la description des sols*. Ed. INRA.
- Balpande, S.S., Deshpande, S.B., Pal, D.K., 1996. Factors and processes of soil degradation in Vertisols of the Purna Valley, Maharashtra, India. *Land Degradation and Development* 7, 313-324.
- 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., Mouhtarim, G., Saji, R., & Touhami, F. (2019). Health risk assessment of nitrates in the groundwater of Beni Amir irrigated perimeter, Tadla plain, Morocco. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1-15.
- Barbouchi, M., Lhissou, R., Chokmani, K., Abdelfattah, R., El Harti, A., & Ben Aissa, N. (2013). Caractérisation de la salinité des sols à l'aide de l'imagerie radar satellitaire: cas de la Tunisie et du Maroc (No. R1480). INRS, Centre Eau Terre Environnement.
- Bargagli, R. (1998). Trace elements in terrestrial plants. An ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. Springer. 324.
- Bataillard, P., Cambier, P., & Picot, C. (2010). Short-term transformations of lead and cadmium compounds in soil after contamination. *Eur. J. Soil. Sci*, 54, 365-376.
- Beaudoin, N., Saad, J. K., Van Laethem, C., Machet, J. M., Maucorps, J., & Mary, B. (2005). Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 111, 292-310.
- Beaulieu-Prévost, M. V. D., Ouellette, A., & Achille, M. (2005). Analyse de classification hiérarchique et qualité de vie. *Tutorials in Quantitative Methods for Psychology*, 1(1), 25-30.
- Belhacen, E. H., & Chayat, M. (1992). Évaluation des problèmes d'engorgement des sols, de drainage et de la qualité des eaux dans le périmètre du Tadla, Volume I et II, Mém.

- 3ème cycle, IAV HASSAN II, Option Génie rural, Rabat, Maroc.
- 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.
- Benech, C. (2000). Interprétation conjointe de cartographies magnétique et électromagnétique des propriétés magnétiques des sols anthropisés (Doctoral dissertation, Paris 6).
- Benoit, M., Josette, G., Anglande, J., Billien, & Gilles. (2014). Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Volume 100, numéro 3, 285-299.
- Bensouna, A. (2014). Qualification par la méthode multivariée de l'influence des facteurs physico-chimiques du sol sur la répartition spatiale des groupements végétaux halophiles dans la région de l'Ouest oranais (Doctoral dissertation).
- Bentahar, Y. (2016). Caractérisation physico-chimique des argiles marocaines: application à l'adsorption de l'arsenic et des colorants cationiques en solution aqueuse (Doctoral dissertation, Côte d'Azur).
- Berdai, H., Soudi, B., & Bellouti, A. (2004). Contribution à l'étude de la pollution nitrique des eaux souterraines en zones irriguées: Cas du Tadla. Proj. INCOWADEMED Actes Sémin. Mod. L'Agriculture Irriguée Rabat Du, 19, 28.
- Berthelin, J., & Bourrelhier, P. H. (1998). Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion, Académie des sciences, Rappel n°42, Technique et documentation.
- Billaux, 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.
- Billaux, P., & Bryssine, G. (1970). Les sols du Maroc : chapitre III. Cahier de l'ORSTOM, numéro de la collection de références, No. 13703, 59-101.
- Blanchard, C. (2000). Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse : Ecole Doctorale de Chimie de Lyon.
- Bliefert, C., & Perraud, R. (2001). Chimie de l'environnement. DeBoeck Université, 369-401 , ch. 23, 477.
- Blum, W.E.H., Warkentin, B.P., & Frossard, E. (2006). Soil, human society and the environment. Geological Society, London, Special Publications 266, 1-8.
- Bonneau, M. (1987). Pédologie. vol. 2, constituants et propriétés du sol.
- Bouchaou, L. (1995). Fonctionnement des aquifères atlasiques et leurs relations avec les aquifères de la plaine : cas de l'Atlas de Béni- Mellal et de la plaine de Tadla (Maroc), thèse d'État, université de Marrakech. 154.
- Bouchaou, L., Michelot, J. L., Qurtobi, M., Zine, N., Gaye, C. B., Aggarwal, P. K., ... & Vengosh, A. (2009). Origin and residence time of groundwater in the Tadla basin (Morocco) using multiple isotopic and geochemical tools. *Journal of hydrology*, 379(3-4), 323-338.
- Boulaine, J. (1983). V.V. Dokouchaev et les débuts de la pédologie. *Revue d'histoire des sciences*, 285-306.
- Bouma, J. (1997). Soil environmental quality : A european perspective. *Journal of Environmental Quality* 26, 26-31.
- Bourcart, J. (1942). Notice explicative de la carte géologique d'exploration du territoire autonome du Tadla au 1/200.000. Notes Mém. Serv. Géol. Maroc, 58.
- Bourg, A. C. M. (1988). Metals in aquatic and terrestrial systems: Sorption, speciation, and mobilization. In *Chemistry and biology of solid waste* (pp. 3-32). Springer, Berlin,

Heidelberg.

- Bourgeois, E. (2015). Contribution au développement de bioindicateurs microbiens pour l'évaluation de l'impact de pratiques agricoles sur les sols (Doctoral dissertation, Dijon).
- Bourrelier, P.H., & Berthelin, J., (1998). Contamination des sols par les Eléments en trace: les risques et leur gestion. Rapport n°42 à l'Académie des Sciences. Paris, France: Lavoisier Tec & Doc, 440.
- 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.
- Boyle, M., & Fuller, W.H. (1987). Effect of municipal solid waste leachate composition on zinc migration through soils. *Journal of Environmental Quality* 16 (4), 357-360.
- Bradl, H.B. (2004). Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *J. Colloid Interface Sci*, 277, 1-18.
- 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.
- Buat-Menard, P., & Chesselet, R. (1979). Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. *Earth and Planetary Science Letters*, 42(3), 399-411.
- Burak, D.L., Fontes, M.P.F., Santos, N.T., Soares, Monteiro, L.V. (2010) - Geochemistry and spatial distribution of heavy metals in Oxisols in a mineralized region of the Brazilian Central Plateau. *Geoderma*, 160, 131-142.
- 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 follow frequency. Soil organic matter quality as influenced by tillage and fallow frequency in a silt loam in southwestern Saskatchewan. *Soil Biochem*. 31, 1-7.
- Cassor, F., & Le Roux, B. (2014). Un critère basé sur la distance de mahalanobis pour l'affectation d'objets supplémentaires aux classes d'une cah euclidienne.
- CERED. (2017). (Centre d'Études et de Recherches Démographiques), Projections de la population des régions et des provinces 2014-2030 au Maroc.
- Charrière, A. (1990). Héritage hercynien et évolution géodynamique alpine d'une chaîne intracontinentale : le Moyen Atlas au SE de Fès (Maroc). Thèse d'Etat Thesis, Université de Toulouse, France, 589.
- 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.
- Cherbuy, B. (1991). Les sols salés et leur réhabilitation étude bibliographique. *Cemagraf, école. Nat. Renne*, 170.
- Chesworth, W. (2008). *Encyclopedia of soil science*. - Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Chipasa, K. B. (2003). Accumulation and fate of selected heavy metals in a biological wastewater treatment system, *Waste Management* 23, 135-143.
- Choubert, G., & Marçais, J. (1956). Les grands traits de la géologie du Maroc. *Lexique stratigraphique du Maroc. Notes et Mémoires du Service Géologique du Maroc*,

- (134), 5-38.
- Citeau, L. (2004). Etude des colloïdes naturels présents dans les eaux gravitaires de sols contaminés: relation entre nature des colloïdes et réactivité vis à vis des métaux (Zn, Cd, Pb, Cu). Thèse de l'INA-PG, Paris.
- 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., & Coppenet, M. (1989). Les oligo-éléments en agriculture et élevage: Incidence sur la nutrition humaine. Editions Quae.
- Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C., & Likens, G.E. (2009). Controlling eutrophication : nitrogen and phosphorus ». *Science*. Volume 323, 1014-1015.
- Cornu, S., Neal, C., Ambrosi, J.P., Whitehead, P., Neal, M., Sigolo, J., & Vachier, P. (2001). The environmental impact of heavy metals from sewage sludge in ferrasols (Sao Paulo, Brazil). *Science of the Total Environment* 271, 27-48.
- CPCS (Commission de Pédologie et de Cartographie des Sols). (1967). Classification des sols. Grignon, France, 96.
- Cressie, N. (1993). *Statistics for Spatial Data* (revised ed.). New York : Wiley. 8.
- Dabin, B. (1970). Les facteurs chimiques de la fertilité des sols (matière organique, phosphore).
- Dabin, B., & Ségalen, P. (1970). Le sol, sa définition, ses constituants.
- Dakak, H. (1996). Étude de la pollution nitrique des eaux souterraines du périmètre de Tadla : Vulnérabilité des aquifères et impact des activités agricoles. Thèse de 3ème cycle en géologie appliquée à l'environnement, Université Mohammed V, Faculté des Sciences de Rabat-Maroc, 172.
- Dakak, H., Soudi, B., Mohammadi, A. B., Douaik, A., Badraoui, M., & Moussadek, R. (2011). Prospection de la salinité des sols par induction électromagnétique sur la plaine du Tadla (Maroc): tentative d'optimisation par analyse géostatistique. *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 22(3), 178-185.
- Daviet, H. (2009). Class-Add, une procédure de sélection de variables basée sur une troncature k-additive de l'information mutuelle et sur une classification ascendante hiérarchique en pré-traitement (Doctoral dissertation).
- De Fouquet, C. (1994). Contribution de la géostatistique au traitement de l'information environnementale et géographique. École des mines de Paris, Centre de géostatistique, rapport 00316, 7.
- De Miquel, G. (2001). Rapport sur les métaux lourds et leurs effets sur l'environnement et la santé. Paris: Sénat.
- de Rouw, A., & Jean-Louis Rajot, J. L. (2004). Nutrient availability and pearl millet production in Sahelian farming systems based on manuring or fallowing. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104, 249-262.
- de Santiago-Martín, A., Valverde-Asenjo, I., Quintana, J.R., Vázquez, A., Lafuente, A.L., & 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.
- 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..
- Dearing, J. (1999). Environmental Magnetic Susceptibility Using the Bartington MS2 System. *British Library Cataloguing in Publication Data*, 54.

- Dehotin, J. (2001). Impact de l'irrigation sur l'évolution de la salinité des sols dans le périmètre irrigué du Tadla.
- Delaunois, A., Ferrie, Y., Bouche, M., Colin, C., & Rionde, C. (2008). Guide pour la description et l'évaluation de la fertilité des sols.
- Demolon, A. (1949). La génétique des sols. PUF, 126.
- Deneux-Mustin, S., Roussel-Debet, S., Mustin, C., Henner, P., Munier-Lamy, C., Colle, C., Berthelin, J., Garnier-Laplace, J., & Leyval, C. (2003). Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces: influence des micro-organismes du sol. Tec & Doc. - Lavoisier, Paris.
- Denys, S., Caboche, J., Feidt, C., Hazebrouck, B., Dor, F., Dabin, C., ... & Tack, K. (2009). Biodisponibilité et bioaccessibilité des métaux et metalloïdes des sols pollués pour la voie orale chez l'homme. *Environnement, Risques & Santé*, 8(5), 433-438.
- Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B., Belem, T., & Mbonimpa, M. (2006). Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide: cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7(2).
- Dexter, A. (1988). Advances in characterization of soil structure. *Soil and Tillage Research*, 11(3-4), 199-238.
- DIAEA /DRHA /SEEN, Direction de l'irrigation et de l'aménagement de l'espace Agricole, Service des Expérimentations, des Essais et de la Normalisation -Rabat (2008).
- Diallo, M. D., Ndiaye, O., Saleh, M. M., Tine, A., Diop, A., & Guisse, A. (2015). Étude comparative de la salinité de l'eau et des sols dans la zone nord des Niayes (Sénégal). *African Crop Science Journal*, 23(2), 101-111.
- Domergue, F.L., Vedy, J.C. (1992). Mobility of heavy metals in soil profiles. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 46, 13-23.
- Doran, J.W., & Zeiss, M.R. (2000). Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Appl. Soil Ecol.* 15, 3-11.
- Doran, J.W., & Safley, M. (1997). Defining and assessing soil health and sustainable productivity, In : *Biological indicators of soil health*. (eds Pankhurst CE, Doube BM, Gupta WSR). CAB International, NY, 1-28.
- Doran, J.W., Coleman, D.C., Bedzicek, D.F. and Stewart, B.A. (Eds.). (1994). *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSA Special Publication 35, 244 pages. SSSA/ASA, Madison, WI.
- Douaoui, A. (1995). Application de deux méthodes statistique multivariées à la cartographie des sols.
- Douay, F., Pelfrène, A., Planque, J., Fourier, H., Richard, A., Roussel, H., & Girondelot, B. (2013). Assessment of potential health risk for inhabitants living near a former lead smelter. Part 1: metal concentrations in soils, agricultural crops, and homegrown vegetables. *Environmental monitoring and assessment*, 185(5), 3665-3680.
- Doucet, R. (2006). *Le climat et les sols agricoles*. ed. Berger, Eastman, Québec, xv, 443.
- Drapeau, L. (2000). Statistiques et Interpolations dans les SIG. Towards the use of Geographic Information Systems as a Decision Support Tool for the management of mediterranean Fisheries. *Informations et Études – COPEMED*, juin 2000.
- Duchaufour, P. (1997). *Abrégé de pédologie: Sol, Végétation, Environnement*. 5ème Edition. Paris, France : Masson, SA, 291.
- Duchaufour, P. (1960). *Précis de pédologie*, Masson, 173.
- Duchaufour, P. (1953). La dégradation de la structure des sols forestiers. *Revue Forestière Française*.
- Duchaufour, P. (1984). *Abrégé de pédologie*.
- Duchaufour, P. (2001). *Introduction à la science du sol: Sol, végétation, environnement*. Paris

: DUNOD, 331.

- 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.
- Ekalund, F., Olsson, S., & Johansen, A. (2003). Changes in the succession and diversity of protozoan and microbial populations in soil spiked with a range of copper concentrations, *J. Soil. Biol. Biochem.* 35, 1507-1516.
- Ekenguele Nga, L., Mabrey Sadjó, S., & Zo'o Zame, P. (2016). Évaluation de la contamination métallique des sols exposés à l'incinération des pneus d'automobiles dans la ville de Ngaoundéré (Cameroun) *J. Mater. Environ. Sci.* 7 (12), 4633-4645.
- El Hammoumi, N., Sinan, M., Lekhlif, B., & El Mahjoub, L. (2012). Évaluation de la qualité des eaux souterraines pour l'utilisation dans l'eau potable et l'agriculture: plaine de Tadla, Maroc. *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 8(1).
- El Harti, A., Lhissou, R., Chokmani, K., Ouzemou, J. E., Hassouna, M., Bachaoui, E. M., & El Ghmari, A. (2016). Spatiotemporal monitoring of soil salinization in irrigated Tadla Plain (Morocco) using satellite spectral indices. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 50, 64-73.
- El morjani, Z. (2003). Conception d'un système d'information à référence spatiale pour la gestion environnementale ; application à la sélection de sites potentiels de stockage de déchets ménagers et industriels en région semi-aride (Souss, maroc). Thèse de la faculté des sciences de l'université de Genève n° 3370, 283.
- El-Halouani, H. (2019). Étude des ressources en eau dans la plaine du Tadla : impact de la pollution agricole sur la qualité des eaux souterraines, Thèse de doctorat. Université Université Sultan Moulay Slimane Faculté des Sciences et Techniques Béni-Mellal
- Ennaji, W., Barakat, A., El Baghdadi, M., Oumenskou, H., Aadraoui, M., Karroum, L. A., & Hilali, A. (2018). GIS-based multi-criteria land suitability analysis for sustainable agriculture in the northeast area of Tadla plain (Morocco). *Journal of Earth System Science*, 127(6), 79.
- Etienne, H., Guessab, D., (coll.C. Archambault). (1975). Ressources en eau du Maroc : T.2. Plaines et bassins du Maroc atlantique ; Notes et Mémoires du Service Géologique du Maroc, Rabat, n°231. 299-364.
- Etienne, H., Guessab, D., & Archambault, C. (1975). The Tadla plain. Notes et Mém Serv Géol Maroc, 231, 299-364.
- 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.
- FAO. (1989). Prevention of Post-Harvest Food Losses: Fruits. Vegetables and Root crops A Training Manual (prévention des pertes d'aliments après la récolte. fruits. légumes et légumes-racines Un Manual de formation) Rome UNFAO IS,7.
- Faouzi, M., et Larabi, A. (2010). Problématique de la remontée de la salinité et de la pollution par les nitrates des eaux de la nappe phréatique des Beni-Amir (Tadla. Maroc) *Ingénieries*, 27, 23-36.
- Faouzi, M., Larabi, A. (2001). Problématique de la remontée, de la salinité et de la pollution par les nitrates des eaux de la nappe phréatique des Beni-Amir (Tadla, Maroc).
- Fardeau, J.C. (2000). Estimation de la biodisponibilité des éléments nutritifs contenus dans les produits organiques résiduels. *Ingénieries-EAT*, (21), 15.
- Farhat, A. (1995). Effets de l'irrigation par pivot sur la qualité des sols dans la Bahira : situation actuelle et perspectives de développement. Thèse de 3ème cycle, IAV Hassan II, Département Sci. Sol, Rabat, Maroc.
- Fedan, B. (1989). Evolution géodynamique d'un bassin intraplaque sur décrochements : le

- Moyen Atlas durant le Méso-Cénozoïque, 18. Trav. de l'Inst. Sci., sér. Géol. et Géogr. Physique, 144.
- Fernandez-Cornudet, C. (2006). Devenir du Zn, Pb et Cd issus de retombées atmosphériques dans les sols, à différentes échelles d'étude : Influence de l'usage des sols sur la distribution et la mobilité des métaux. Thèse de Doctorat. Institut National d'Agronomie. Paris-Grignon, 232.
- Filion, É. (2017). La problématique des nitrates dans l'eau souterraine en milieu agricole: du sol à l'aquifère: cas de l'aire d'alimentation de l'eau souterraine de la municipalité de Sainte-Luce, Québec, Canada (Doctoral dissertation, Université du Québec à Rimouski).
- Finigue, A. (2017). Les ressources en eau dans le dir de l'atlas de Béni Mellal: problèmes de gestion et développement local (Doctoral dissertation, Angers).
- Galan E., Gonzáles I., & Fernández-caliani J.C. (2008) Residual pollution load of soils impacted by the Aznalcóllar (Spain) mining spill after clean-up operations. *The Science of the Total Environment* 286,167-179.
- Galvez-Cloutier, R. 1995. Study of heavy metal accumulation mechanisms in the Lachine canal sediments. Thèse de doctorat. Université McGill, Montréal.
- 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.
- Gelin, S., & Stengel, P. (1998). Sol: interface fragile. Editions Quae.
- Geosystemes Maroc (2017) Modélisation et cartographie de la salinisation des sols agricoles du Tadla au Maroc en utilisant la Télédétection. <http://www.geosystemesmaroc.com/?p=99&lang=fr>.
- Germon J.C., & Philippot L. (2011). Denitrification. In: *Handbook of Soil Sciences: Properties and Processes*, p. 32-40. Boca Raton, USA: CRC Press.
- Girard, M. C., Walter, C., Remy, J. C., Berthelin, J., & Marcel, J. L. (2005). Sol et environnement Ed Dunod. Paris. 816.
- Giroux, M., Audesse, P., 2004. Comparaison de deux méthodes de détermination des teneurs en carbone organique, en azote total et du rapport C/N de divers amendements organiques et engrais de ferme. *Agrosol* 15, 107-110.
- 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.
- Gonzalez, P. L. (2008). Méthodes de classification.
- Gouvernement de Québec. (2008). Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec. Sampling Guide for Environmental Analysis: Booklet.
- Gouvernement du Québec. (2001). Règlement sur la qualité de l'eau potable, L.R.Q., c. Q-2, r.18.1.1
- Guan, P., Wang, R., Nacry, P., Breton, G., Kay, S. A., Pruneda-Paz, J. L., ... & Crawford, N. M. (2014). Nitrate foraging by Arabidopsis roots is mediated by the transcription factor TCP20 through the systemic signaling pathway. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(42), 15267-15272.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A Sedimentological approach, *Water Research*, 14: 975- 1001.
- Hammani, A., Kuper, M., Bouarfa, S., Debbarh, A., Badraoui, M., & Bellouti, A. (2005). Evolution de l'utilisation conjointe des eaux de surface et des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla (Maroc). In Hammani A., Kuper M., Debbarh A. (éds. sci.). 2005. Modernisation de l'agriculture irriguée. Actes du 1er séminaire euro-méditerranéen Wademed, 19-23 avril 2004, Rabat, El Jadida, Maroc, tome 1, 330-337.

- Hammani, A., & Kuper, M. (2007). Caractérisation des pompages des eaux souterraines dans le Tadla, Maroc. In Troisième atelier régional du projet Sirma. Cirad, 10.
- Hammani, A., Kuper, M., Bekkar, Y., & Zaz, H. (2006). Exploitation des eaux souterraines dans le périmètre irrigué de Tadla (Maroc) Etat des lieux et éléments de méthodologie pour contribuer à une réflexion sur une gestion intégrée et durable des eaux souterraines et de surface. In Economies d'eau en Systèmes IRigués au Maghreb. Deuxième atelier régional du projet Sirma
- Hammani, A., Kuper, M., Debbarh, A., Bouarfa, S., Badraoui, M., & Bellouti, A. (2004). Evolution de l'exploitation des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla. In Séminaire sur la modernisation de l'agriculture irriguée, IAV Hassan II, 8. Retrieved from <https://hal.archives-ouvertes.fr/cirad-00189415/>.
- Hammia, I. (2012). Impact de l'irrigation sur la salinisation des sols dans les palmeraies de Oued Righ (Doctoral dissertation).
- Han, G., Zhou, G., Xu, Z., Yang, Y., Liu, J., & Shi, K. (2007). Biotic and abiotic factors controlling the spatial and temporal variation of soil respiration in an agricultural ecosystem. *Soil. Biol. Biochem*, 39: 418-425.
- 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 Editeur: 1, 159.
- Hernandez, L., Probst, A., Probst, J.L., & Ulrich, E. (2003). Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Sci Total Environ* 312,195-219.
- Hernandez, N.G. (1999). Système de diagnostic par Réseaux de Neurones et Statistiques : Application à la détection d'hypovigilance d'un conducteur automobile, thèse de doctorat, LAAS/Toulouse.
- Hetland, S., Martinsen, I., Radzuk, B., & Thomassen, Y. (1991). Species analysis of inorganic compounds in workroom air by atomic spectroscopy. *Anal. Sci.*, 7, 1029-1032.
- Hillel, D. (2004a). Soil physics and soil physical characteristics. - Introduction to Environmental Soil Physics, Elsevier, Academic Press, 3-17.
- Hillel, D. (2000). Salinity management for sustainable irrigation. Integrating Science, environment and economics. Environmentally and socially sustainable development. Rural Development. The World Bank, Washington DC, 89.
- Holden, P.A., & Firestone, M.K. (1997). Soil microorganisms in soil cleanup: how can we improve our understanding?. *Journal of Environmental Quality* 26, 32-40.
- Hough, R.L., Young, S.D., Crout, N.M.J. (2003). Modelling of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn uptake, by winter wheat and forage maize, from a sewage disposal farm. *Soil Use Manage.* 19, 19-27.
- Howeler, R.H. (1996). Diagnosis of nutritional disorders and soil fertility maintenance of cassava. *Tropical Tuber Crops: Problems, Prospects and Future Strategies*. Oxford and IBH Publishing Co., New Delhi, India, 181-193.
- Howeler, R.H. (2001). Nutrient Inputs and Losses in Cassava-based Cropping Systems. Examples from Vietnam and Thailand. *Southeast Asia*, 20- 22.
- Huddleston, J.H. (1984). Development and use of soil productivity ratings in the United States. *Geoderma* 32, 297- 317.
- Hwang, Y.S., & Bang, S.Y. (1997). An efficient method to construct a Radial Basis Function Neural Network classifier. *Neural Networks*, vol. 10, 08, 1495-1503.
- Jadal, M., El Yachoui, M., Bennasser, L., Fekhaoui, M., Foutlane, A. (2002). Qualité des eaux de l'estuaire de l'oued Oum Erbia (Maroc) et influence de la dynamique marégraphique. *L'eau, l'industrie, les nuisances* 256,59-66.

- Jebbour, S. (1995). Utilisation conjuguée des eaux de surface et des eaux souterraines dans le périmètre du Tadla : Aspect quantitatif et qualitatif ; Mémoire troisième cycle en Génie Rural de l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat Maroc 177p.
- 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.
- Jobbagy, 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.
- Johnston, K., Ver Hoef, J.M., Krivoruchko, K., & Lucas, N. (2001). Using ArcGIS Geostatistical Analyst. ESRI Inc. Redlands, California.
- Juste, C. (1988a). Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Science du sol*, 26(2), 103-112.
- Juste, C., Chassin, P., Gomez, A., Lineres, M., Mocquot, B., Feix, I., et al. (1995). Les micropolluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines. ADEME-INRA, Angers.
- K+S, Minerals and Agriculture. (2020). Consulté le 08/07/2020 sur le http://www.ks-minerals-and-agriculture.com/fr/fr/fertiliser/advisory_service/nutrients/sodium.html
- 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.
- Kadu, P.R., Vaidaya, P.H., Balpande, S.S., Satyavathi, P.L.A., & Pal, D.K. (2003b). Use of hydraulic conductivity to evaluate the suitability of vertisols for deep-rooted crops in semiarid parts of central India. *Soil Use and Management* 19, 208-216.
- Kanu, M.O., Meludu, O.C., & Oniku, S.A. (2014). Comparative study of top soil magnetic susceptibility variation based on some human activities. *Geofísica internacional*, 53(4), 411-423.
- Karczewska, A., Szopka, K., Kabała, C., Bogacz, A. (2006). Zinc and lead in forest soils of the Karkonosze National Park and the data for assessment of environmental pollution and soil monitoring. *Pol. J. Environ. Stud.* 15, 336-342.
- Karlen, D., Eash, N.S., & Unger, P.W. (1992). Soil and crop management effects on soil quality indicators. *American Journal of Alternative Agriculture* 7:48-55.
- Karlen, D.C., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Clire, R.G., Harris, R.F., & Schuman, G.E. (1997). Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of American Journal* 61,4-10.
- Kebir, T. (2012). Étude De Contamination, D'accumulation Et De Mobilité De Quelques Métaux Lourds Dans Des Légumes, Des Fruits Et Des Sols Agricoles Situes Pres D'une Décharge Industrielle De L'usine Alzinc De La Ville De Ghazaouet (Doctoral dissertation).
- Keeney, R. L., & Raiffa, H. (1993). Decisions with multiple objectives: preferences and value trade-offs. Cambridge university press.
- Kellogg, C. (1938). Soil and society. *USDA Yearbook of Agriculture*, 75th Congress, 398, 863-886.
- Kemmit, S.J., Wright, D., & Jones, D.L. (2005). Soil acidification used as a management strategy to reduce nitrate losses from agricultural land. *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 37, 5, 867-875.
- Kende, S. (2010). Minéralisation de l'azote dans deux sols amendés avec deux composts enrichis d'un antibiotique. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Département des sols et génie agroalimentaire, 73.
- Khalil, N., Rouane, S. E., Mania, J., & Mudry, J. (2004). Essai de bilan hydrochimique sur les eaux du Haut Bassin de l'Oum Er Rbia (Moyen Atlas, Maroc). *Revue française de*

- Geotechnique, (109), 75-85.
- Kieken, L. (1990). Zinc, in: Alloway, B.J. (ed), Heavy metals in soils. Blackie, Glasgow, 261-279.
- Kintche, K. (2011). Analyse et modélisation de l'évolution des indicateurs de la fertilité des sols cultivés en jcc;jkfuuuoirzone cotonnière du Togo (Doctoral dissertation).
- Knight, B.P., Chaudri, A.M., McGrath, S.P., & Giller, K.E. (1998). Determination of chemical availability of cadmium and zinc in soils using inert soil moisture samplers. *Environ Pollut* 99, 293-298.
- Knouz, N., Boudhar, A., Bachaoui, E. M., & Aghzaf, B. (2016). Étude de la vulnérabilité des nappes à la pollution en zones semi-arides: cas de la nappe phréatique des Béni Amir au Maroc. *Méditerranée. Revue géographique des pays méditerranéens/Journal of Mediterranean geography*.
- Kowalska, J., Mazurek, R., Gąsiorek, M., Setlak, M., Zaleski, T., & Waroszewski, J. (2016). Soil pollution indices conditioned by medieval metallurgical activity—A case study from Krakow (Poland). *Environmental Pollution*, 218, 1023-1036.
- Krige, D.G. (1951). A statistical approach to some mine valuation and allied problems on the Witwatersrand. *J. Chem. Metal. Min. Soc. South Africa* 52, 119-139.
- Laaroussi, M. (2005). Maîtrise de l'irrigation pour une gestion durable du périmètre irrigué de Tadla. In 19th Congress and 56th International Executive Council Meeting (pp. 10-18).
- Lamoureux, M., & Ségalen, P. (1969). Étude comparée des produits ferrugineux dans les sols rouges et bruns méditerranéens du Liban. *Sci Sol*, 1,63 - 75.
- Lamy, I., Bourgeois, S., & Bermond, A. (1993). Soil cadmium mobility as a consequence of sewage sludge disposal. *Journal of Environmental Quality* 22 (4), 731-737.
- Larson, W.E., & Pierce, F.J. (1991). Conservation and enhancement of soil quality. In evaluation for sustainable land management in the developing world. Vol. 2 : Technical papers. Bangkok, Thailand, Inter. Board for Soil Research and Management, IBSRAM Proceedings No 12(2).
- Larson, W.E. & Pierce, F.J. (1992). Conservation and enhancement of soil quality, in: Elliot, C.R., Latham, M., Dumanski, J. (Eds.), Evaluation for sustainable land management in the developing world, Vol. 2, Technical Papers. Bangkok, Thailand: IBSRAM Proceedings 12.
- Laudelout, H., & Chiang, C. (1995). Modélisation du mouvement des sels dans les sols du Maroc. *Homme Terre et Eaux*, Vol. 25, 100, 57-61.
- Lavelle, P., Barot, S., Blouin, M., Decaëns, T., Jimenez, J.J., & Jouquet, P. (2007). Earthworms as key actors in self-organized soil systems. In K. J. E. B. Cuddington, W.G. Wilson, A. Hastings, .ed. *Ecosystem Engineers: from Plants to Protists*. AP, Theoretical Ecology Series.
- LCA. (2008). Guide pratique : comprendre et utiliser les analyses agro-environnementales.
- Le Borgne, E. (1955). Susceptibilité magnétique anormale du sol superficiel, *Annales de Géophysique*, 11, 399-419.
- 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>
- Lebron, I., Suarez, D. L., & Schaap, M. G. (2002). Soil pore size and geometry as a result of aggregate-size distribution and chemical composition. *Soil Science*, 167(3), 165-172.
- Leclerc, H. (2008). nitrates dans l'eau d'alimentation et risques pour la santé/Académie d'agriculture de France 72.
- Lee, K.E., & Foster, R.C. (1991). Soil fauna and soil structure. *Soil Research*, 29(6),745-775.
- Lilia, R.R. (2004). Gestion de la fertilité et de la fertilisation phosphatée des sols ferrallitiques des hautes terres de Madagascar. Thèse d'État ès Sc. Naturelles, Univ.

- d'Antananarivo, 199.
- 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.
- Madejón, P., Pérez-de-Mora, A., Burgos, P., Cabrera, F., Lepp, N.W., & Madejón, E. (2010). Do amended, polluted soils require re-treatment for sustainable risk reduction? Evidence from field experiments. *Geoderma*, 159, 174-181.
- Marlet, S. (2004). Evolution des systèmes d'irrigation et gestion de la salinité des terres irriguées. In Séminaire sur la modernisation de l'agriculture irriguée . IAV Hassan II, 11.
- Marlet, S., & Job, J.O. (2006). Processus et gestion de la salinité des sols.
- Martin, J. (1973). Carte géomorphologique du Moyen Atlas central au 1/100.000. Notes & Mém. Serv. géol. Maroc, 258 bis, 445.
- Martin, J. (1981). Le Moyen Atlas central, étude géomorphologique. Notes & Mém. Serv. géol. Maroc, 258.
- Martin, J.C., Schwartz, J., Seguin, J.J., Thiery, D., & Sauty, J.P. (1989). Quelques applications de la géostatistique à l'hydrogéologie. BRGM, R30 177, EAU 4S 89.
- Masscheleyn, P.H., Delauneet, R.D., & Patrick, W.H. J. (1991). Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil. *Environmental Science and Technology*, 25, 1414-1419.
- Massoni, C. (1967). les sols périmètre irrigué des beni amir. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers16-01/12615.pdf.
- Massoni, C., Missan, G., Beaudetm, G., Combesh, E., & Ionesco, P. (1970). La plaine de Tadla : chapitre II. Publications de l'ORSTOM, Cahier de la recherche agronomique, No. 24, 163-194.
- Massont, C., Missante, G., & Tassemit, D. (1967). La plaine du Tadla. Les cahiers de la recherche agronomique, (24), 163-194.
- Matheron, G. (1962). Traité de géostatistique appliquée, Tome I. Mémoires du Bureau de Recherches Géologiques et Minières, No.14. Editions Technip, Paris.
- Mathieu, C. (1990). Degradation routes of Sudano-Guinean savanna lands with a very low population density, the Central African Republic example. *Tropicultura*, 8(4), 175-184.
- Mathieu, C., & Ruellan, A. (1987). Evolution morphologique des sols irrigués en région méditerranéenne semi-aride: l'exemple de la Basse Moulouya (Maroc). *Cahiers ORSTOM Pédologie*, 13, 3-25.
- Mausbach, M.S., Tugel, A. (1997). Soil quality : A multitude of approaches. Kearney Foundation Symposium. California Soil Quality : from critical research to sustainable management. Berkeley, California, March 25.
- Mazoyer, M., Roudart, L. (1997). Histoire des agriculture du monde : du néolithique à la crise contemporaine. Edition du seuil, Paris, 533.
- Mazurek, R., Kowalska, J., Gąsior, M., Zadrozny, P., Józefowska, A., Zaleski, T., Kępka, W., Tymczuk, M., & Orłowska, K. (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.
- Mc Bride, M.B., Richards, B., Steenhuis, T., Russo, J., & Sauvé, S. (1997). Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. *Soil Science* 162 (7), 487-500.
- McIntyre, D.S. (1979). Exchangeable sodium, subplasticity and hydraulic conductivity of

- some Australian soils. *Australian Journal of Soil Research* 17, 115-120.
- McLaughlin, M.J., Zarcinas, B.A., Stevens, D.P., & Cook, N. (2000). Soil testing for heavy metals. *Commun. Soil Sci Plant Anal* 31,1661-1700.
- MEM. (1978). (Ministère d'énergie et des mines), Carte géologique aux 500000ème, feuille Rabat.
- MGRBMK. (Monographie générale de la région de Béni Mellal-Khénifra) (2015). <http://www.equipement.gov.ma/Carte-Region/RegionBeniMellal/Presentation-de-la-region/Monographie/Pages/Monographie-de-la-region.aspx>
- Miller, A.J., & Cramer, M.D. (2004). Root nitrogen acquisition and assimilation. *Plant and Soil*, Volume 274, 1-36.
- Min, S.H., Han, J.S., Shin, E.W., & Park, J.K. (2013). Improvement of cadmium ion removal by base treated juniper fiber. *Water. Res*, 38, 1289-1295.
- Miquel, G. (2003). La qualité de l'eau et l'assainissement en France. Rapport 705. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Mars.
- Missante, G. (1963). les sols du Tadla et leur répartition schématique au 1/500 00. *Al Awamia*, 9, 155-190.
- Mkandawire, T. (2008). Quality of groundwater from shallow wells of selected villages in Blantyre District, Malawi. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 33(8-13), 807-811.
- Mohamed, T., Malika, K., & El Gasmi El Houssine, M. A. (2014). Modélisation multicouche du système aquifère du bassin de Tadla et le plateau des phosphates, Modeling multi-aquifer system of Tadla basin and plateau of phosphates.
- Montoroi, J.P. (1997). Conductivite électrique de la solution du sol et d'extraits aqueux de sol. *Etude et Gestion des sols*, 4, 279-298.
- [Morrow, R.](#), [Wallner, R.](#), [Holmgren, D.](#), & [Martinez, A.](#) (2015). Manuel d'apprentissage pas à pas de la Permaculture. Livre.
- Müller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geo-journal* 2, 108-118.
- Munns, R., Tester, M. (2008). Mechanisms of salinity tolerance. *Annual Reviews of Plant Biology* 59, 651-681.
- Mustawi, M.T., Ahmed, W., Chan, K.H., Faris, K.B., & Hummels D.M. (1992). On the training of Radial Basis Function Classifiers », *Neural Networks*, 5, 595-603.
- N'Dayegamiye, A., Giroux, M., & Gasser, M.O. (2007). La contribution en azote du sol reliée à la minéralisation de la MO: facteur climatique et régions agricoles influençant les taux de minéralisation d'azote. In *Colloque sur l'azote, CRAAQ-OAQ*.
- Nabholz, J.V. (1991). Environmental hazard and risk assessment under the United States toxic substances control act. *Science of the total environment*, 109, 649-665.
- 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.
- Navel, A. (2011). Distribution, spéciation impact et transfert du cuivre dans un sol sous vigne: rôle de la structuration spatiale et du statut organique (Doctoral dissertation, Université Grenoble Alpes).
- 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.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., & Williams, J.R. (2000). *Soil and Water Assessment Tool, User's manual*, Temple, Texas, USDA-ARS, 468.
- Nemerow, N.L. (1985). Stream, lake, estuary, and ocean pollution. In *Stream, lake, estuary,*

- and ocean pollution. Van Nostrand Reinhold.
- Newman, M.C., & Jagoe, C.H. (1994). Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. Bioavailability: physical, chemical and biological interactions. J. M. Heamelin, P. F. Landrum, H. L. Bergman and W. H. Benson. Boca Raton, USA, Lewis Publishers.
- 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).
- Nieder, R., Kersebaum, K. C., & Richter, J. (1995). Significance of nitrate leaching and long term N immobilisation after deepening the plough layers for the N regime of arable soils in N.W. Germany. *Plant Soil*, 173, 167-175.
- Nouveau, N.T. (2001). Guide de fertilisation des cultures.
- Nyborg, M., & Hoyt, P.B. (1978). Effects of Soil Acidity and Liming on Mineralization of Soil Nitrogen ». *Canadian Journal of Soil Science*, 58, 331-338.
- 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.
- Olayossimi, A., Amidou, O., Sylvestre, A.K., Estelle, N., & Albert, Y.K. (2018). Chemical Characterization of Soil of the Agropastoral Farm B29, along a Toposequence in the Departement of Aboisso Comoe Southeast of Cote D'ivoire.
- OMAFRA. (1996). Ontario's Field Crop Recommendations. Public. 296.
- OMAFRA. (1998). Soil Fertility Handbook. Public. 611.
- Ondo, J.A. (2011). Vulnérabilité des sols maraîchers du Gabon (région de Libreville): acidification et mobilité des éléments métalliques (Doctoral dissertation, Aix-Marseille 1).
- ORMVAT. (2008). Situation de la qualité des sols dans le périmètre irrigué du Tadla Campagne Agricole 2007- 2008.
- ORMVAT. (2015). État d'avancement des projets. Site de l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole de Tadla, ORMVAT.
- ORMVAT. (2014). The Tadla region monograph. Agricultural Development Office, Tadla, Morocco.
- ORSRA. (2007). Observatoire régional de la santé Rhône-Alpes. Les nitrates, TABLEAU DE BORD SANTÉ-ENVIRONNEMENT, RÉGION RHÔNE-ALPES.
- Oumenskou, H., El Baghdadi, M., Barakat, A., Aquit, M., Ennaji, W., Karroum, L. A., & 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*, 11(22), 692.
- Ouzza, A., & Akdim, B. (2012). La pollution hydrique au Tadla: Perceptions et réalités. Google Scholar.
- 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.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.
- Pankhurst, C., Doube, B.M., & Gupta, V. (1997). Biological indicators of soil health. Cab International Wallingford.
- Paquet, H. (1970). Evolution géochimique des minéraux argileux dans les altérations et les sols des climats méditerranéens tropicaux a saisons contrastées. *Mem. Serv. Carte géol. Als. Lorr.* 30, 212p. Strasbourg.

- Parizanganeh, A.H., Bijnavand, V., Zamani, A.A., & Hajabolfath, A. (2012). Concentration, distribution and comparison of total and bioavailable heavy metals in top soils of Bonab District in Zanjan province. *Open Journal of Soil Science*, 2(02), 123.
- Paul, E.A., & Clark, J.S. (1996). *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, San Diego.
- Paul, E.A., & Clark, F.E. (1989). *Soil Microbiology and Biochemistry*. New York: Academic Press, 273.
- Pereira, B., & Sonnet, P. (2007). La contamination diffuse des sols par les éléments traces métalliques en Région wallonne.
- Pesson, P. (1976). *Pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris. 285.
- Petit, J., & Jobin, P. (2005). La fertilisation organique des cultures: les bases. Fédération d'agriculture biologique du Québec.
- Poggio, T., & Girosi F., (1989). A Theory of Networks for Approximation and Learning, AI Memo 1140.
- Prefol, P. (1986). *Prodige de l'irrigation au Maroc : le développement exemplaire du Tadla 1936-1985*. Nouvelles Editions Latines, Paris, 266.
- Qingjie, G., Jun, D., Yunchuan, X., Qingfei, W., & Liqiang, Y. (2008). Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in Parks of Beijing. *Journal of China University of Geosciences*, 19(3), 230-241.
- 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).
- Quevauviller, P., Rauret, R., Rubio, G., Lopezsanchez, J.F., Ure, A.M., Bacon, J.R., & Muntau, H. (1997). Certified reference materials for the quality control of EDTA- and acetic acidextractable contents of trace elements in sewage sludge amended soils (CRMs 483 and 484). *Fresenius J Anal Chem* 357, 611-618.
- Rakotoarivelo, J. B. (2015). *Analyse Comparative de Méthodes Multicritères d'aide à la Décision pour le Secteur financier*. Mémoire de Master, Université Paul Sabatier de Toulouse, Toulouse.
- Reddy, K.R., & De Laune, R.D. (2008). *Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications*. Taylor & Francis Group, LLC, Boca Raton/London, New York.
- Renard, F., & Comby, J. (2006). Évaluation de techniques d'interpolation spatiale de la pluie en milieu urbain pour une meilleure gestion d'événements extrêmes : le cas du Grand Lyon. *La Houille blanche*, 6, 73-78.
- Richards, L.A. (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils, *LWW*, 78, 2, 154.
- 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.
- Robain, H. (1992). Analyse d'un système pédologique "sol rouge-sol jaune": Comparaison des co'mpartimentations établies sur des bases descriptives et par analyse factorielle des caractéristiques physico-chimiques. *SEMINFOR* 5, 203.
- Robert, M. (1992). Le sol, une ressource naturelle à préserver pour la production et l'environnement. *Cahier Agriculture*, 1, 20-34.
- Robert, M. (1996). *Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement*. Masson, Paris, 241.
- Rodier, J. (1984). *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. 7th ed, ISBN: 2-04-015615-1, Paris.
- Rodriguez, J.H., Wellern S.B., Wannaz, E.D., Klumpp, A., & Pignata, M.L. (2011). Air

- quality biomonitoring in agricultural areas nearby to urban and industrial emission sources in Cordoba province, Argentina, employing the bioindicator *Tillandsia capillaris*, *Ecol. Indic.* 11, 1673-1680.
- Rogers, C. (2003). Interpolation des températures moyennes mensuelles en France métropolitaine avec l'extension *Gesotatistical Analyst* d'ArcGis 8. Actes de la conférence Francophone ESRI.
- Rollemberg, M.C. & Simoes Goncalves, M.S.L. (2000). Kinetics of uptake of cadmium by "*Chlorella marina*" in different media. *Bioelectrochemistry* 52 (1), 57-62.
- Romkens, P.F., Bril, J., & Salomons, W. (1996). Interaction between Ca^{2+} and dissolved organic carbon: implications for metal mobilization. *Applied Geochemistry* 11 (1/2), 109-115.
- Roose, E., Sabir, M., & Laouina, A. (2010). Gestion durable des eaux et des sols au Maroc: valorisation des techniques traditionnelles méditerranéennes. IRD Editions.
- Roy, M., & Couillard, D. (1997). Mobilité des métaux et risque de contamination des eaux lors de la valorisation sylvicole des boues de station d'épuration municipales au Québec: une revue. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 10(4), 507-525.
- Ruellan, A. (2006). Sols et Développement durable, 4D - L'encyclopédie du développement durable.
- Ruellan, A. (1966). Sols iso-humiques et accumulation du calcaire en basse Moulouya et dans l'ensemble du Maroc. Description, pédogenèse et classification. ORSTOM, Multig.
- Ruellan, A. (1993). DOSSO, M. Regards sur le sol. Paris: Les Éditions Foucher.
- Ruellan, A. (2006). Sols et développement durable. L'Encyclopédie du développement durable.
- S.O.C.O. (2009). Sustainable Agriculture and soil conservation: Salinisation et codification <http://soco.jrc.ec.europa.eu>
- Saaty, T.L. (1980). The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation. McGraw-Hill International, New York, NY, USA.
- Saaty, T.L. (1990). An exposition of the AHP in reply to the paper 'remarks on the analytic hierarchy process'. *Management Science* 36, 259-268.
- Sadiki, A. (1991). Evolution superficielle des granites et des basaltes de la régions de Boumia (Haute Moulouya, Maroc). Impact sur la sédimentation fluviale récente et actuelle. Thèse de 3e cycle, Univ. Sidi Mohamed Ben Abdallah, Fès, 198.
- Sadiki, A., Faleh A., Navas A., & Bouhlassa, S. (2009). Using magnetic susceptibility to asses soil degradation in the Eastm Rif, Morocco. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34, 15, 2057-2069.
- Sadiki, A., Bouhlassa, S., & Aboutahir, A. (2004). Exploitation de la susceptibilité magnétique dans l'étude des sols. Publication du LPEE, Numero special.
- Saidi, D., Le Bissonnais, Y., Duval, O., Daoud, Y., & Tessier, D. (2008). Estimation et signification de la capacité d'échange cationique des sols salés du Cheliff (Algérie). *Etude et Gestion des sols*, 15(4), 241-253.
- Salducci, X. (2011). Diagnostic de la fertilité biologique des sols et gestion de la MO : Concepts méthodes applications à une nouvelle génération d'analyse, présentation Celesta-Lab au groupe technique MO des chambres d'agriculture du LR, 22 juillet 2010, Celesta-Lab.
- Sangode, S.J., Vhatkar, K., Patil, S.K., Meshram, D.C., Pawar, N.J., Gudadhe, S.S., Badekar, A.G., & Kumaravel, V. (2010). Magnetic Susceptibility Distribution in the Soils of Pune Metropolitan Region: Implications to Soil Magnetometry of Anthropogenic Loading. *Current Science*, 98, 4, 516 -527.
- Saporta, G. (1976). Quelques applications des opérateurs d'Escoufier au traitement des

- variables qualitatives. *Statistique et analyse des données*, 1(1), 38-46.
- 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.
- SEMEE. (2007). Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, chargé de l'Eau et de l'Environnement ; Direction de la Recherche et de la Planification de l'Eau (2007) ; Normes de qualité des eaux d'irrigation.
- Senesi, N. & Loffredo, E. (2005). Metal ion complexation by soil humic substances. *Chemical Processes in Soils*, 563-617.
- Seybold, C.A., Herrick, J.E., & Brejda, J.J. (1999). Soil resilience: A fundamental component of soil quality. *Soil Science* 164, 224-234.
- Shepard, D. (1968). A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data, *Proceedings of the 1968 23rd ACM national conference*, 517-524.
- Sidi, H. (1987). Effet de l'apport de matière organique et de gypse sur la stabilité structurale de sols de région méditerranéenne (Mateur Tunisie).
- Sigg, L., Behra, P. & Stumm, W. (2001). Chimie des milieux aquatiques: chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Dunod, Paris, 567.
- Sims, J.T., Cunningham, S.D., & Summer, M.E. (1997). Assessing soil quality for environmental purposes : Roles and challenges for soil scientists. *Journal of Environmental Quality* 26, 20-25.
- Singh, A., Sharma, R.K., Agrawal, M., & Marshall, F.M. (2010). Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of foodstuffs from the wastewater irrigated site of a dry tropical area of India. *Food and chemical toxicology*, 48(2), 611-619.
- 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.
- Soudi, B., Naâman, F., Chiang, C.N. (2000). Problématique de gestion de la matière organique des sols: cas des périmètres irrigués du Tadla et des Doukkala. Séminaire «Intensification agricole et qualité des sols et des eaux», Rabat, 2-3.
- Sposito, G. (1989). In *The chemistry of soils*. Oxford University Press, New York.
- Srinivasarao, C., Venkateswarlu, B., Lal, R., Singh, A. K., & Kundu, S. (2013). Sustainable management of soils of dryland ecosystems of India for enhancing agronomic productivity and sequestering carbon. In *Advances in agronomy* (Vol. 121, pp. 253-329). Academic Press.
- Stein, M.L. (1999). *Interpolation of Spatial Data : Some Theory for Kriging*. New York : Springer-Verlag. 8, 9.
- Stevenson, F.J. (1994). *Humus chemistry. Genesis, Composition, Reactions*. New York, USA: John Wiley & Sons Inc.
- SUD- Ansar. (2020). Rapport du schéma régional d'aménagement du territoire, Orientation stratégique et espaces projets, Groupement SUD- Ansar.
- Sutherland, R.A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology* 39, 611-627.
- Sutherland, R.A., & Tolosa, C.A. (2000). Multi- element analysis of road-deposited sediment in an urban drainage basin, Honolulu, Hawaii. *Environmental Pollution* 110, 483-485.

- Swift, R., & McLaren, R. (1991). Micronutrient adsorption by soils and soil colloids. In Bolt, G.H.; Boodt, M.F.; Hayes, M.H.B.; McBride, M.B. (Ed.) Interactions at the soil colloid-soil solution interface. Dordrecht: Kluwer Academic Publications. 257-292.
- Taibi, A.N., El Khalki, Y., & El Hannani, M. (2015). Atlas régional Région du Tadla Azilal Maroc.
- Tapernoux, A. (1928). Les relations entre l'acidité actuelle et l'acidité potentielle du lait. *Le Lait*, 8(78), 686-698.
- Tazisong, A., Senwo, Z. N., Taylor, R. W., Mbila, M. O., & Wang, Y. (2004). Concentration and distribution of iron and manganese fractions in Alabama ultisols. *Soil Sci.* 489-496.
- Temminghoff, E.J., van der Zee, S.E., & de Haan, F.A. (1998). Effects of dissolved organic matter on the mobility of copper in a contaminated sandy soil. *European Journal of Soil Science* 49 (4), 617-628.
- Tester, M., & Davenport, R. (2003). Na^+ tolerance and Na^+ transport in higher plants. *Annals of botany*, 91(5), 503-527.
- Thomas, D. (2003). Analyse Spatiale avec ArcGis : méthodes et outils. Actes de la conférence francophone ESRI.
- Thomas, V. (2001). Utilisation conjuguée des eaux de surface et des eaux souterraines dans le périmètre irrigué de Beni-Amir (Maroc): de l'analyse à la modélisation (Doctoral dissertation, UM2).
- Thompson, M., & Oldfield, F. (1986). Environmental Magnetism, Allen and Unwin, London, 227.
- Tina Frohne, T., Rinklebe, J., Diaz-Bone, R.A, & Du Laing, G. (2011). Controlled variation of redox conditions in a floodplain soil: Impact on metal mobilization and biomethylation of arsenic and antimony. *Geoderma*, 160, 414-424.
- Tisdall, J.M., & Oades, J. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of soil science*, 33(2), 141-163.
- Tomlinson, D.L., Wilson, G., Haris, C. R. and Jeffery, D.W. (1980). The assessment of heavy metal levels in estuaries and formation of a pollution index. *Helgol Meeresunters*, 33, 566- 575.
- Umali, D.L. (1993). Irrigation-induced salinity. A growing problem for development and the environment. World Bank technical paper 215, p.78.
- UNIFA (Union des industries de la fertilisation). (2010). Les cycles - Bilan régionaux de fertilisation en France 1988-2010.
- 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. (1996). Indicators for soil quality evaluation. USDA Natural Resources Conservation Service, April 1996. www.nssc.nrcs.usda.gov
- USDA. (2017). Plants Data base Advanced Search using minimum and maximum pH". plants.usda.gov. USDA NCRS. Retrieved 2 June 2017.
- USDA (Salinity Laboratory Staff). (1954). diagnosis and improvement of saline and alkaline soils. U.S.D.A. Hand book 60, 160.
- USEPA (US Environmental Protection Agency). (1996). Acid digestion of sediments, sludges, and soils.
- Van Oort, F., Labanowski, J., Jongmans, T., & Thiry, M. (2007). Le devenir des polluants métalliques dans les sols: révélateur d'impacts de l'activité humaine sur la pédogenèse. *Etude et Gestion des Sols*, 14(4), 287-303.
- Wang, L., Stuart, M.E., Lewis, M.A., Ward, R.S., Skirvin, D., Nadien, P.S., Collins, A.L., &

- Ascott, M.J. (2016). The changing trend in nitrate concentrations in major aquifers due to historical nitrate loading from agricultural land across England and Wales from 1925 to 2150. *Science of the Total Environment*. 542, A. 694-705.
- Waroszewski, J., Kabala, C., & Szopka, K. (2009). Trace elements in soils of upper zone of spruce forest on Szrenica Mount and the Kowarski Grzbiet range in the Karkonosze mountains. *J. Elem.* 14, 805-814.
- Waxman, M., & Smits, L. (1968). Electrical conductivities in oil-bearing shaly sands. *Society of Petroleum Engineers Journal* 8, 107-122.
- Webber, M.D., & Singh, S.S. (1999). Towards sustainable agriculture in Canada. In: Acton DF, Gregorich LG (eds) *The health of our soils*. Center For Land and Biological Research. Agri. Agrifood, 1906, 87-96.
- Wendland, F., Bogena, H., Goemann, H., Hake, J.F., Kreins, P., & Kunkel, R. (2005). Impact of nitrogen reduction measures on the nitrogen loads of the river Ems and Rhine (Germany). *Physic and Chemistry of the Earth*, 30, 527-541.
- Weng, L., Temminghoff, E.J.M., Lofts, S., Tipping, E., & Van Riemsdijk, W.H. (2002). Complexation with dissolved organic matter and solubility control of heavy metals in a sandy soil. *Environ Sci Technol* 36, 4804-4810.
- Whalen, J.K., & Sampedro, L. (2010). Soil structure, in: Whalen, J.K., Sampedro, L. (Eds.), *Soil Ecology and Management*. CAB International, Wallingford, 189-201.
- Wouters, J. (2014). *Concentré de chimie*. Presses universitaires de Namur.
- Yang, Z.P., Lu, W.X., Long, Y.Q., Bao, X.H., & Yang, Q.C. (2011). Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China. *J. Geochem. Explor*, 108, 27-38.
- Zachara, J.M., Cowan, C.E., & Resch, C.T. (1991). Resch CT. Sorption of divalent metals on calcite. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 55, 1549-1562.
- Zahry, F., Labraimi, M., Bilal, E., Gruffat, J. J., Moutte, J., Garcia, D., & Bounakhla, M. (2003). Heavy metals assessment in Oum Er Rbia bassin using WD-XRF and ICP-AES. In *Journal de Physique IV (Proceedings)*. EDP sciences, 107, 1401-1404.
- Zemouri, R., Racocceanu, D., Zerhouni, N. (2002b). From the spherical to an elliptic form of the dynamic RBF neural network influence field. *World Congress on Computational Intelligence, International Joint Conference on Neural Networks (IJCNN)*, Honolulu, Hawaii, USA, 12-17.
- Zhou, L.X., Wong, J.W.C. (2003). Behavior of heavy metals in soil: effect of dissolved organic matter. In: *Geochemical and hydrological reactivity of heavy metals in soils*. Eds Selim HM, Kingery WL, CRC Press, Boca Raton, 245- 270.
- Zimina, M. (2000). Alignement de textes bilingues par classification ascendante hiérarchique. *Actes des 5es Journées internationales d'Analyse statistique des Données Textuelles*, 171-178.

