

THESE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : CERNEDD-FS

Structure de Recherche : Spectroscopie, Modélisation Moléculaire, Matériaux, Nanomatériaux, Eau et Environnement (LS3MN2E)

Discipline : Chimie

Spécialité : Chimie de l'environnement

Présentée et soutenue le 19 /03/2022 par :

Mme :Serine OMRANIA

Etude de l'évolution de la contamination des eaux et des sols par les métaux lourds, les sels et les nitrates dans la région de M'nasra (kénitra, Gharb)

JURY

Mohammed FEKHAOU	PES, Université Mohammed V-Rabat, Institut Scientifique.	Président
Mohamadine EL MRABET	PES, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II-Rabat.	Rapporteur/Examineur
Najoua LABJAR	PH, Université Mohammed V-Rabat, Ecole National Supérieur d'Arts et Métiers de Rabat.	Rapporteur/Examineur
Milouda SALAOUI	PH, Université Mohammed V-Rabat, Ecole Supérieur de Technologie, Salé.	Rapporteur/Examineur
Ahmed DOUAIK	Expert, Institut National de la Recherche Agronomique- Rabat.	Invité
Abdelmjid ZOUAHRI	Expert, Institut National de la Recherche Agronomique- Rabat.	Co-encadrant
Souad EL HAJJAJI	PES, Université Mohammed V-Rabat, Faculté des Sciences.	Directeur de thèse

Année Universitaire: 2021/2022

الحمد لله الذي بنعمته تتم الصالحات

*A mes parents,
A mon mari Najib,
A mes adorables enfants Mohammed Jad et Kenza,
A mes très chères sœurs Selma et Sophia,
A la mémoire de mes grand-mères,*

A mes très chers parents,

*A Ma Maman chérie, à cette femme exceptionnelle qui m'inspire depuis toujours et à qui je dois tout. À cette femme créative et rigoureuse qui m'encourage à changer le monde, À ma meilleure amie, toujours disponible et attentive qui m'a donné les plus précieux conseils. À cette mère courageuse et forte qui m'a protégé de toutes ses forces et qui m'a aimé de tout son cœur, À cette mère bienveillante et généreuse, qui avait toujours un mot pour reconforter les personnes qui traversaient les dures épreuves de la vie, À cette mère tolérante et compatissante qui m'a élevé dans le respect de tout le monde, À cette mère exigeante et ambitieuse, qui a guidé mes pas et qui est à l'origine de toutes mes réussites, À ma Maman qui m'a tout donné, je t'aimerais toujours. **Que Le Seigneur** tout puissant accorde paix et miséricorde à ton âme.*

*A Mon cher Papa, **Que Dieu** le tout puissant te garde et te procure santé, bonheur et longue vie pour que tu demeures le flambeau illuminant notre chemin moi et mes sœurs.*

Tous les mots du monde ne sauraient exprimer l'immense amour que je vous porte, ni la profonde gratitude que je vous témoigne pour tous les efforts et les sacrifices que vous n'avez jamais cessé de consentir pour mon instruction et mon bien-être.

*Je vous rends hommage par ce modeste travail en guise de ma reconnaissance éternelle et de mon **amour** infini tout en espérant avoir été à la hauteur de vos attentes et vos espoirs.*

Merci pour votre amour, merci pour mes racines, mes valeurs et mes ailes.

*“For dad’s hand and mama’s dreams
he gave me roots she gave me wing
he said run on love and run on life
plant some seeds until you’re tired
don’t take anything at all for granted
she said raise your hands and raise your babies
be yourself and never change it
be everything you ever wanna be.....
I got roots and I got wings”*

Miranda LAMBERT.

A mon mari bien aimé Najib EL KHODRANI,

*"You gave me wings and made me fly
You touched my hand, I could touch the sky
I lost my faith you gave it back to me
You said no star was out of reach
You stood by me and I stood tall
I had your love I had it all
I'm grateful for each day you gave me
Maybe I don't know that much
But I know this much is true
I was blessed because I was loved by you"*

Diane Warren

*Sans toi ce travail n'aurait jamais abouti, merci de ne pas m'avoir laissé baisser les bras,
merci pour ton encouragement ton soutien et ton amour inconditionnel. Tu étais toujours à
mes côtés même aux moments les plus critiques.*

Merci d'avoir cru en moi, je t'aime.

Avant –propos

Ce manuscrit est le fruit d'un travail réalisé au Laboratoire de Physique Chimie des eaux et des sols à l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) de Rabat dirigé par M. **Abdelmjid ZOUAHRI**, en collaboration avec laboratoire de Spectroscopie, Modélisation Moléculaire, Matériaux, Nanomatériaux, Eau et Environnement (LS3MN2E) sous la direction du Pr. **Souad EL HAJJAJI**.

Je remercie amplement Mme **Souad EL HAJJAJI**, Professeur et Vice doyen chargée de la recherche scientifique, d'avoir accepté de diriger ma thèse. Son aide, sa sympathie et ses directives tout au long des études Doctorales, m'ont été d'une grande utilité pour arriver à ce stade final de la formation. Qu'il me soit permis de lui exprimer mon profond respect et mes vifs remerciements.

J'adresse mes sincères remerciements à M. **Mohammed FEKHAOU**, Professeur et Directeur de l'Institut Scientifique Rabat, Un grand Homme qui sait rester modeste et courtois dans toutes circonstances, je suis très honorée qu'il ait accepté de présider le Jury de ma soutenance.

L'élaboration de ce travail n'aurait pas été possible sans la coopération active et dévouée de mon Co-encadrant M. **Abdelmjid ZOUAHRI**, Docteur et Coordonnateur de l'Unité de Recherche sur l'Environnement et la Conservation des Ressources Naturelles à l'Institut National de la Recherche Agronomique de Rabat. Son intérêt pour la recherche scientifique, son dévouement, ainsi que ses qualités professionnelles sont exemplaires. Puisse-t-il trouver, dans ce travail, ma sincère gratitude et mes remerciements.

Mes remerciements s'adressent à M. **Mohamadine EL MRABET**, Professeur à Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II à Rabat, d'avoir accepté d'évaluer ce travail en tant que rapporteur de thèse et examinateur.

Je tiens à remercier aussi Mme **Milouda SLAOU**, Professeur à l'Ecole Supérieure de Technologie à Salé, d'avoir accepté de juger ce travail en tant que rapporteur.

Je remercie aussi Mme **Najoua LABJAR**, Professeur à l'Ecole Nationale Supérieure d'Arts et Métiers à Rabat, d'avoir accepté d'évaluer ce travail en tant que rapporteur de thèse et examinateur.

Mes remerciements s'adressent également à M. **Ahmed DOUAIK**, Chercheur au Département de l'Environnement et la Conservation des Ressources Naturelles (INRA) de Rabat, et membre du Comité Scientifique de la revue ALRM (*Arid Land Research and Management*), d'abord pour avoir été l'un des collaborateurs majeurs dans la réalisation de ce travail, surtout pour le temps l'intérêt et le suivi méticuleux qu'il accorde à tout travail qu'on lui remet pour avis comme s'il était le sien, mais aussi d'avoir accepté avec sa spontanéité coutumière de juger ce travail.

Mes profonds remerciements et ma gratitude vont au M. **Najib EL KODRANI**, Docteur en Chimie de l'Environnement, sans lui ce travail n'aurait jamais vu le jour, c'est grâce à son dévouement, son implication, son suivi et ses encouragements que j'en suis là aujourd'hui.

Mes remerciements à M. **Hamza IAIICH**, Chercheur au Département de l'Environnement et la Conservation des Ressources Naturelles (INRA) de Rabat.

Enfin, je ne remercierais jamais assez l'ensemble des professeurs, chercheurs et intervenants de différents domaines qui m'ont aidé durant mes années de recherche. Puisse Dieu les honorer à leurs justes valeurs.

Résumé:

L'objectif de cette étude est d'évaluer la qualité des eaux souterraines et des sols dans la région de M'nasra, Kenitra (Maroc). Nous avons réalisé une étude qualitative de l'eau et de sol dans différents sites du périmètre irrigué de M'nasra.

La démarche suivie comporte des campagnes de mesures in situ (pH, profondeur de la nappe) ainsi que des analyses au laboratoire pour déterminer les paramètres physico-chimiques des eaux et des sols. Ainsi, nous avons prospecté 18 puits et 18 points du sol répartis sur trois zones : A, B, et C, durant deux saisons : l'hiver (Janvier - Mars 2017) et l'été (Juillet 2017). En outre, les teneurs en métaux lourds dans l'eau et le sol ont été évaluées par spectrophotomètre d'adsorption atomique (SAA) pour les échantillons des dix-huit terrains agricoles sélectionnés.

Les résultats montrent que 77,8 % des puits sont pollués par les nitrates. Les sols irrigués à partir des eaux souterraines ont montré une salinisation secondaire supérieure à celle des sols irrigués par les eaux du barrage. Les sols cultivés présentent une salinité qui atteint 1,90 dS/m dans certaines zones. Les résultats montrent que 68,4 % des échantillons de sol sont pauvres à modérément pauvres en matière organique. Les sols sont faiblement à modérément basiques et représentent respectivement 73,7 et 10,5 % de la zone étudiée.

Concernant les métaux lourds : sur les huit éléments analysés (Mn, Cd, Fe, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn), seuls le Ni, Cr et le Zn présentent des concentrations élevées dans les sols. Concernant les eaux ce sont le Cd, Ni et le Pb qui présentent un problème.

Mots clé : Contamination, eaux souterraines, indice de pollution, M'nasra, métaux lourds, sol.

Abstract

The aim of this study is to assess the groundwater and soil quality in the region of M'nasra, Kenitra (Morocco). We carried out a qualitative study of water and soil quality in different sites in the irrigated perimeter of M'nasra.

The approach includes campaigns of field measurements (pH and groundwater depth) and laboratory tests to determine the physic-chemical parameters of groundwater and soil. To do so, we prospected 18 wells and 18 soil sites distributed on three zones: A, B, and C, during two seasons: winter (January - March 2017) and summer (July 2017). In addition, the heavy metal contents in water and soil were determined using atomic adsorption spectrometry (AAS) for samples representing the eighteen agricultural lands selected.

The results showed 77.8% of the wells are polluted by nitrates. The results showed that 68.4% of the soil samples are poor to moderately poor in organic matter. The soils are generally lowly to moderately basic (respectively 73.7% and 10.5% of the study area).

Concerning heavy metals: of the eight analyzed elements (Mn, Cd, Fe, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn), only Ni, Cr and Zn have high concentrations in soils. As for water, Cd, Ni and Pb are the ones that present a problem.

Key words: Contamination, groundwater, pollution index, M'nasra, heavy metals, soil.

ملخص

الهدف الرئيسي من هذه الدراسة هو تقييم جودة المياه الجوفية والتربة في منطقة المناصرة ، القنيطرة (المغرب) ، بهدف وصف درجة تدهور الموارد الطبيعية وتحسين استدامة البيئة والأنظمة الزراعية المروية في المنطقة من خلال الإدارة المثلى لهذه الموارد ، وبالتالي الكشف عن التغيرات الموسمية في المياه الجوفية ونوعية التربة فيما يتعلق بالتلوث بالمعادن الثقيلة. تعد منطقة المناصرة منطقة ذات نشاط زراعي مرتفع لذا قمنا بإجراء دراسة نوعية للمياه والتربة في مواقع مختلفة من المحيط المروي بهذه المنطقة.

شمل النهج المتبع حملات القياس في الموقع (الجهد الهيدروجيني ، وعمق منسوب المياه) وكذلك التحليلات المختبرية لتحديد الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه (الحصيلة الأيونية والتلوث النيتري) والتربة (الجهد الهيدروجيني ، المادة العضوية، الموصلية الكهربائية، البوتاسيوم، الصوديوم و الفوسفور). وهكذا ، قمنا بالتنقيب عن 18 بئراً و 18 عينة من الأرض موزعة على ثلاث مناطق: أ ، ب ، ج خلال موسمين: الشتاء (يناير - مارس 2017) والصيف (يوليوز 2017). بالإضافة إلى ذلك ، تم تقييم نسب المعادن الثقيلة في الماء والتربة بواسطة مقياس الطيف الضوئي للامتصاص الذري (AAS) لعينات من ثمانية عشر أرض زراعية مختارة على طول وادي سبو خلال موسمين (رطب وجاف). تم تحليل البيانات إحصائياً باستخدام طريقة تحليل المكونات الرئيسية (PCA) والتصنيف الهرمي (CA) الذي حدد أصل المعادن الثقيلة في الأراضي الزراعية. تم استخدام تحليل ArcGIS10.1 لتحديد توزيع الملوثات في منطقة المناصرة على مدار الموسمين.

أظهرت نتائج قياس عمق منسوب المياه الجوفية أنها تتراوح بين 3 و 50 م ، وأن 77.8 % من الآبار ملوثة بالنترات. تعتمد المراقبة المكانية والزمانية للجودة الهيدروكيميائية من ناحية على الطبيعة الصخرية للتكوين الأساسي ، ومن ناحية أخرى ، على التلوث البشري المنشأ (استخدام الأسمدة الكيماوية والقرب من مكب أولاد برجال). أظهرت التربة المروية بالمياه الجوفية تملح ثانوي أكبر من التربة المروية بمياه السد. تصل درجة الملوحة في التربة المزروعة إلى 1.90 ديسي سيمنز / م في بعض المناطق. بينت النتائج أن 68.4% من عينات التربة تقتقر إلى متوسطة الافتقار للمواد العضوية. يُظهر معدل امتصاص الصوديوم (SAR) الحد الأدنى من مخاطر تراكم الصوديوم في التربة بنسبة 16.7% قلووية طفيفة. التربة ضعيفة إلى متوسطة القاعدية وتمثل 73.7% و 10.5 من منطقة الدراسة على التوالي. يمثل البوتاسيوم والفوسفور قيم منخفضة جداً في غالبية التربة ، مما سيكون له تأثير سلبي على مستوى خصوبة هذه التربة وبالتالي على نمو المحاصيل. فيما يتعلق بالمعادن الثقيلة: من بين العناصر الثمانية التي تم تحليلها (Mn و Cd و Fe و Cr و Cu و Ni و Pb و Zn) ، فقط المعادن Ni و Cr و Zn اظهرت تركيزات عالية في التربة. فيما يتعلق بالمياه ، فإن Cd و Ni و Pb هي التي تمثل مشكلة. درجة التلوث المحسوبة باستخدام مؤشرات التلوث تصنف هذه التربة في "مجال الأمان" و "المجال شديد التلوث" في الموسمين ، وفي "المجال الملوث قليلاً" في الصيف. وتصنف المياه الجوفية في "المجال الأمان: لا تلوث" و "مجال متوسط التلوث" في موسمين ، في "المجال الملوث قليلاً" في الشتاء ، وفي "المجال الوقائي" خلال الموسمين. الصيف.

تم تحديد الاختلافات الموسمية ، ونستنتج بذلك أن نسب التركيزات في الآبار التي تتجاوز حدود منظمة الصحة العالمية و CCM والمفوضية الأوروبية أصبحت أكثر أهمية في المياه الجوفية من الشتاء إلى الصيف وانخفاض ملحوظ من الشتاء إلى الصيف في التربة.

مفاتيح الكلمات: التلوث، المياه الجوفية ، مؤشر التلوث ، المناصرة ، المعادن الثقيلة، التربة .

Liste des abréviations

ACP : Analyse en Composantes Principales
AC : Analyse hiérarchique
ASS : Afrique Subsaharienne
CEC : Capacité d'échange cationique
 Ca^{2+} : Ion Calcium
 CaCO_3 : Carbonate de calcium
Cd : Cadmium
 Cl^- : Ion Chlore
Cu : Cuivre
CE : Conductivité électrique
CCME: Canadian Council of Ministers for the Environment
CEU: Council of the European Union
Cr : Chrome
EC : Electrical Conductivity
ESP : Pourcentage de sodium échangeable
ETM : Éléments traces métalliques
EPA : Environmental Protection Agency
Fe : Fer
FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
 HCO_3^- : Ion Bicarbonates
IFA : International Fertilizer Industry
 K^+ : Ion Potassium
 K_2O : Potassium échangeable
Mn : Manganèse
 Mg^{2+} : Ion Magnésium
MO : Matière Organique
 NO_3^- : Ion Nitrate
Ni : Nickel
OCDE : Organisation de coopération et de développement économiques
OMS : Organisation mondiale de la santé
OCP : Office Chérifien de Phosphate
OMC : Organisation Mondiale de Commerce
Pb : plomb
 P_2O_5 : Phosphore assimilable
PPM : Partie par millions
SAR : Rapport d'adsorption du sodium
 SO_4^{2-} : Sulfates
SAA : Spectroscopie d'Absorption Atomique
UE: Union Européenne
USDA: United State Department of Agriculture
USGS : United State Geological Survey
Zn : Zinc

Liste des figures

- Figure 1 :** Chaîne de transformation de nitrate dans l'organisme (Zilliox, 1990).
- Figure 2 :** Processus de la dynamique de l'azote dans les sols cultivés (Nicolardot et al., 1997).
- Figure 3 :** Consommation et production mondiale des fertilisants en 2010 (IFA, 2013).
- Figure 4 :** Consommation globale des engrais par récoltes en 2007/2008 (IFA, 2013).
- Figure 5 :** Distribution des engrais à l'échelle nationale par région (FAO, 2006).
- Figure 6 :** Répartition de la consommation des engrais par groupe de cultures au Maroc.
- Figure 7 :** Schéma de l'aménagement hydraulique du bassin du Sebou.
- Figure 8 :** Pluviométrie annuelle moyenne de la station de M'nasra (Kénitra).
- Figure 9 :** Répartition des sols dans la région du Gharb.
- Figure 10 :** Carte de différentes tranches d'aménagement du périmètre du Gharb.
- Figure 11 :** Participation du Gharb dans la production nationale agricole.
- Figure 12 :** Carte géologique simplifiée de la zone côtière du Gharb.
- Figure 13 :** Présentation de la zone d'étude et des puits prospectés.
- Figure 14 :** Photo du Spectrophotomètre d'Absorption Atomique avec Four.
- Figure 15 :** Distribution des puits étudiés répartis en trois zones dans la région de M'nasra.
- Figure 16 :** Texture du sol de M'nasra .
- Figure 17 :** Carte de Distribution de pH dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.
- Figure 18 :** Distribution spatio-temporelle de pH dans la zone de M'nasra.
- Figure 19 :** Carte de Distribution de la CE dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.
- Figure 20 :** Distribution spatio-temporelle de CE dans la zone de M'nasra.
- Figure 21 :** Carte de Distribution des bicarbonates dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.
- Figure 22 :** Distribution spatio-temporelle de bicarbonate dans la zone de M'nasra.
- Figure 23 :** Carte de Distribution du sodium dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.
- Figure 24 :** Distribution spatio-temporelle de sodium dans la zone de M'nasra.
- Figure 25 :** Carte de Distribution du chlorure dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.
- Figure 26 :** Distribution spatio-temporelle de chlorure dans la zone de M'nasra.
- Figure 27 :** Carte de distribution de magnésium dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.

Figure 28 : Distribution spatio-temporelle de magnésium dans la zone de M'nasra.

Figure 29 : Carte de distribution de calcium dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.

Figure 30 : Distribution spatio-temporelle de calcium dans la zone de M'nasra.

Figure 31 : Carte de distribution des nitrates dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.

Figure 32 : Distribution spatio-temporelle de nitrates dans la zone de M'nasra.

Figure 33 : Carte de distribution des sulfates dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.

Figure 34 : Distribution spatio-temporelle de sulfates dans la zone de M'nasra.

Figure 35 : Diagramme de Piper en (a) été et (b) hiver.

Figure 36 : Carte spatiale de la salinité des eaux d'irrigation de la zone de M'nasra.

Figure 37 : Distribution spatiale de l'alcalinité (SAR) de l'eau d'irrigation de la zone de M'nasra.

Figure 38 : Distribution spatiale du pH du sol dans la zone de M'nasra.

Figure 39 : Distribution spatiale de la matière organique du sol dans la zone de M'nasra.

Figure 40 : Distribution spatiale de la conductivité électrique du sol dans la zone de M'nasra.

Figure 41 : Distribution spatiale de la teneur en potassium échangeable dans le sol de la zone de M'nasra.

Figure 42 : Répartition spatiale du phosphore assimilable dans le sol de la zone de M'nasra.

Figure 43 : Distribution spatiale de l'ESP du sol dans la zone de M'nasra.

Figure 44 : Carte de distribution des concentrations de Cd dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, Maroc : (a) été, and (b) hiver.

Figure 45 : Distribution spatio-temporelle de Cd dans la zone M'nasra.

Figure 46 : Cartes de distribution des concentrations de Pb dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Figure 47 : Distribution spatio-temporelle de Pb dans la zone M'nasra.

Figure 48 : Cartes de distribution des concentrations de Ni dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Figure 49 : Distribution spatio-temporelle de Ni dans la zone M'nasra.

Figure 50 : Cartes de distribution des concentrations de Cr dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Figure 51 : Distribution spatio-temporelle de Cr dans la zone M'nasra.

Figure 52 : Cartes de distribution des concentrations du Cd dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Figure 53 : Distribution spatio-temporelle du cadmium dans la zone de M'nasra.

Figure 54 : Cartes de distribution des concentrations du Cr dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Figure 55 : Distribution spatio-temporelle du chrome dans la zone de M'nasra.

Figure 56 : Cartes de distribution des concentrations du Cu dans les sols agricoles de la zone de M'nasra , Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Figure 57 : Distribution spatio-temporelle du cuivre dans la zone de M'nasra.

Figure 58 : Cartes de distribution des concentrations du Ni dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Figure 59: Distribution spatio-temporelle du nickel dans la zone de M'nasra.

Figure 60 : Cartes de distribution des concentrations de Pb dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Figure 61 : Distribution spatio-temporelle de plomb dans la zone de M'nasra.

Figure 62 : Cartes de distribution des concentrations de Zn dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Figure 63 : Distribution spatio-temporelle de zinc dans la zone de M'nasra.

Figure 64 : Dendrogramme des paramètres physico-chimiques et des métaux lourds mesurés dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, à la saison de l'été.

Figure 65 : Dendrogramme des paramètres physico-chimiques et des métaux lourds mesurés dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, au cours de la saison d'hiver.

Figure 66 : Dendrogramme des paramètres physico-chimiques du sol et des métaux lourds mesurés dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, la saison d'été.

Figure 67 : Dendrogramme des paramètres physico-chimiques du sol et des métaux lourds mesurés dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, la saison d'hiver.

Figure 68 : Dendrogramme pour l'analyse de la composition du sol, des concentrations métaux lourds dans les eaux souterraines et dans les sols dans la zone de M'nasra au cours de a) la saison d'été et b) la saison d'hiver dans la zone de M'nasra.

Figure 69 : Cartes de distribution des concentrations de Ni dans la zone de M'nasra dans les sols agricoles (a) et dans les eaux souterraines (b) la saison d'hiver.

Figure 70 : Cartes de distribution des concentrations de Cr dans la zone de M'nasra dans les sols agricoles (a) et dans les eaux souterraines (b) la saison d'hiver.

Figure 71 : Indice de pollution de Cd dans les eaux dans l'hiver, et l'été, zone de M'nasra.

Figure 72 : Indice de pollution de Pb dans les eaux dans l'hiver, et l'été, zone de M'nasra.

Figure 73 : Indice de pollution de Ni dans les eaux en l'hiver, et en l'été, zone de M'nasra.

Figure 74 : Indice de pollution total de Nemerow dans les eaux en hiver, et en été, zone de M'nasra.

Figure 75 : Indice de pollution du Cr dans les sols agricoles de la zone de M'nasra en hiver et en été.

Figure 76 : Indice de pollution du Ni dans les sols agricoles de la zone de M'nasra en hiver et en été.

Figure 77 : Indice de pollution du Zn dans les sols agricoles de la zone de M'nasra en hiver et en été.

Figure 78 : Indice de pollution total de Nemerow dans les sols agricoles en hiver, et en été, zone de M'nasra.

Liste des tableaux

Tableau 1: Classification de la salinité des eaux d'irrigation selon CE en dS/m à 25°C.

Tableau 2: Sols affectés par la salinité dans les périmètres irrigués au Maroc.

Tableau 3: Différents types de sols.

Tableau 4: Niveau critique de conductivité électrique de l'extrait de la pâte saturée Caractéristique de quelques espèces.

Tableau 5: Propriétés Physicochimiques des ETM étudiés.

Tableau 6: Temps de la demi-vie biologique des métaux lourds dans l'organisme.

Tableau 7: Culture, production et quantité d'engrais utilisée dans la région du Gharb.

Tableau 8: Quelques caractéristiques sur le bassin versant de Sebou (Source ABH, 2008).

Tableau 9: Superficie en Ha de différentes cultures dans la ville de Kenitra (2015/2016).

Tableau 10: Répartition des classes des pH des sols selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008).

Tableau 11: Echelle de salure (FAO, 1988 ; Rhoades, J.D., et al., 1996).

Tableau 12: Normes d'interprétation de la MO (Doucet, 2006).

Tableau 13: Normes d'interprétation de phosphore assimilable (OLSEN) (Delaunois et al, 2008).

Tableau 14: Normes d'interprétation de Potassium échangeable (Delaunois et al, 2008).

Tableau 15: Caractéristiques principales des puits étudiés.

Tableau 16: Caractéristiques granulométrique de sol de 3 zones d'étude de la zone de Mnasra.

Tableau 17: Paramètres physico chimiques du sol.

Tableau 18: Valeurs maximales, minimales et moyennes (mg/l) des paramètres physicochimiques et les puits avec des valeurs au-dessus, des normes marocaines et OMS, dans la zone de M'nasra.

Tableau 19: Statistiques descriptives des paramètres de qualité de l'eau.

Tableau 20: Classes de salinité des eaux d'irrigation de la région de M'nasra selon les normes de la FAO (FAO, 1989).

Tableau 21: Classes d'alcalinité (SAR) de l'eau d'irrigation de la région de M'nasra selon les normes de la FAO (FAO, 1989).

Tableau 22: Caractérisation des paramètres de qualité du sol dans la zone de M'nasra.

Tableau 23: Distribution des classes de salinité des sols de la zone de M'nasra selon les normes de la FAO (FAO, 1988).

Tableau 24: Distribution des classes d'alcalinité des sols de la zone de M'nasra selon les normes de la FAO (FAO, 1988).

Tableau 25: Valeurs maximales, minimales, moyennes (mg/l) et le pourcentage des puits qui excèdent les limites des normes nationales et internationales pour les métaux lourds dans les eaux souterraines.

Tableau 26: Valeurs maximales, minimales, moyennes (mg/l) et le pourcentage des sites qui excèdent les limites des normes nationales et internationales pour les métaux lourds des sols agricoles, zone de M'nasra.

Tableau 27: Variance totale et matrices des composantes au cours de la saison d'été.

Tableau 28: Corrélation entre les composantes principales et les caractéristiques du sol en été.

Tableau 29: Variance totale et matrices des composantes au cours de la saison d'hiver.

Tableau 30: Corrélation entre les composantes principales et les caractéristiques du sol en hiver.

Tableau 31 : Valeurs maximales, minimales, moyennes et écart type des facteurs de contaminations (Cf) pour les eaux souterraines de la zone de M'nasra (été et hiver).

Tableau 32 : Valeurs maximales, minimales, moyennes et écart type des facteurs de contaminations (Cf) pour les sols agricoles de la zone de M'nasra (été et hiver).

Listes des annexes :

Tableau 33 : Concentrations des métaux lourds (mg/Kg) dans chacun des sites de prélèvement des échantillons des sols agricole en saison Hiver, zone de M'nasra.

Tableau 34 : Concentrations des métaux lourds (mg/Kg) dans chacun des sites de prélèvement des échantillons des sols agricole en saison Eté, zone de M'nasra.

Tableau 35 : Concentrations des métaux lourds (mg/l) dans chacun des sites de prélèvement des échantillons des eaux de puits en saison d'Hiver, zone de M'nasra.

Tableau 36 : Concentrations des métaux lourds (mg/l) dans chacun des sites de prélèvement des échantillons des eaux de puits en saison d'été, zone de M'nasra.

Tableau 37 : Matrices de corrélations des paramètres des sols et des métaux lourds dans les sols agricoles de la zone de M'nasra en deux saisons (a) été et (b) hiver.

Tableau 38 : Matrices de corrélations des paramètres physico chimiques et des métaux lourds dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra en deux saisons (a) été et (b) hiver.

Tableau 39 : Matrices de corrélations de Pearson des métaux lourds dans les sols et dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra en deux saisons (a) été et (b) hiver.

Ce travail a fait l'objet de trois publications, sept communications orales internationales et une communication par affiche internationale et nationale ci-après :

I. Liste des Publications

Serine OMRANIA, Najib EL KHODRANI, Mbark LAHMAR , Ahmed DOUAÏK, Hamza IAAÏCH, Souad EL HAJJAJI, and Abdelmjid ZOUAHRI. "Seasonal Variation of Heavy Metal Pollution of Groundwater and Soil in the M'nasra region (Gharb, Morocco)". Journal of Experimental Biology and Agricultural Sciences, Vol 9, No VI (2021).

Serine Omrania, Najib El Khodrani, Abdelmajid Zouahri, Ahmed Douaïk, Hamza Iaaich, Mbark Lahmar, and Souad El Hajjaji. "Evaluation of the Groundwater Quality of the M'nasra, Kenitra (Morocco)". Materials Today: Proceedings.13 (2019)1092-1101.

Serine Omrania, Najib El Khodrani, Abdelmajid Zouahri, Ahmed Douaïk, Hamza Iaaich, Mbark Lahmar and Souad El Hajjaji. " Physico-Chemical Characterization of Water and Soil of the M'nasra region in the Gharb plain (Northwest Morocco)". Moroccan Journal of Chemistry, Vol 7, No 3 (2019) 482-492.

Mbark Lahmar, Najib El Khodrani, **Serine Omrania**, Houria Dakak, Ahmed Douaïk, Hamza Iaaich, Hasna Yachou, Ahmed Ghanimi, Rachid Moussadek, Mohamed Mekkaoui, Abdelmjid Zouahri. " Gis and Statistical Evaluation of Soil Quality of Sidi Yahya, Gharb Plain (Morocco)". Journal of Experimental Biology and Agricultural Sciences, Vol 9, No VI (2021).

Najib EL KHODRANI, **Serine OMRANIA**, Abdrrahim NOUAYTI, Abdelmajid ZOUAHRI, Ahmed DOUAÏK, Hamza IAAÏCH, Mbark LAHMAR, and Mohammed FEKHAOUÏ. "Comparative Study of Groundwater Pollution of M'nasra and Sfafa zones (Gharb, Morocco) by Nitrates". E3S Web of Conferences **150**, 01006 (2020).

Mbark Lahmar , Najib El Khodrani, **Serine Omrania**, Houria Dakak , Rachid Moussadek, Ahmed Douaïk, Hamza Iaaich, Mohammed El Azzouzi, Mohammed Mekkaoui, and Abdelmjid Zouahri. Assessment of the Quality of Soil and Groundwater of the Agricultural Area of Sidi Yahya Region, Morocco. E3S Web of Conferences **150**, 01001 (2020).

Najib El Khodrani, **Serine Omrania**, Abdelmajid Zouahri, Ahmed Douaïk, Hamza Iaaich, Ahmed Yahyaoui, and Mohammed Fekhaoui . "Spatial Distribution and Mapping of Heavy Metals in Agricultural Soils of the Sfafa region (Gharb, Morocco)".Materials Today: Proceedings. 13(2019)832-840.

Mbark Lahmar , Najib El Khodrani , **Serine Omrania**, Houria Dakak , Ahmed Douaïk, Hamza Iaaich , Mohammed El Azzouzi, Mohamed Mekkaoui and Abdelmajid Zouahri. "Assesment of the Physico-Chemical Quality of Groundwater in the Sidi Yahya Region, Gharb, Morocco". Moroccan Journal of Chemistry. Vol 7, N°3 (2019) 424-430.

Najib El Khodrani, Abdelmajid Zouahri, Ahmed Douaïk, **Serine Omrania**, Hamza Iaaich, Ahmed Yahyaoui, Mohammed Fekhaoui. "Evaluation the Impact of Intensive Agriculture on Physico-Chemical Properties of Soil and Groundwater in the Rural Commune Sfafa (Sidi Slimane, Gharb, Morocco)". Journal of Materials and Environmental Science. 2017, 8: 2339-2346.

II. Communications orales (publiées dans les actes des conférences)

S. Omrania, N. El Khodrani, A. Zouahri, A. Douaïk, H. Iaaich, and S. El Hajjaji. "Analysis of Seasonal Variation on Degree of Contamination with Heavy Metals in M'nasra Region, Morocco".

7th Edition of the International Congress Water, waste and environment, From 20 to 22 November 2019, At the Higher School of Technology of SALE.

S. Omrania, N. El Khodrani, A. Zouahri, A. Douaik, H. Iaaich, and S. El Hajjaji. “Analysis of Seasonal Variation on Degree of Contamination with Heavy Metals in M’nasra Region, Morocco”. 6th International symposium "Environment and Sustainable Development", 2-3 Octobre 2019, Faculté des Sciences, Université Mohammed V-Rabat.

S.Omrانيا, N. El Khodrani, A. Zouahri, A. Douaik, H. Iaaich, and S. El Hajjaji. “Assessment of Physicochemical Quality of Water and Soil of the M’nasra region in the Gharb plain (Northwest Morocco)”. Les Doctoriales de l’Institut Scientifiques, 15 Décembre 2018 à Institut Scientifiques - Rabat.

S. Omrania, N. El Khodrani, A. Zouahri, A. Douaik, H. Iaaich, and S. El Hajjaji. “Characterization of Water and Soil Quality of the M’nasra region in the Gharb Plain (Northwest Morocco)”. 2nd Mediterranean Forum for PhD Students and Young Researchers, 18-20 September 2018, Bari Italy.

S. Omrania , N. El Khodrani, A. Zouahri, A. Douaik, H. Iaaich, M. Lahmar, and S.El Hajjaji. “Evaluation of the Groundwater Quality of the M’nasra, Kenitra (Morocco)”. 2nd International Conference on Materials and Environmental Science «ICMES 2018 », 26-28 Avril 2018, Saidia Morocco.

S. Omrania, N. El Khodrani, A. Zouahri, A. Douaik, H. Iaaich and S. El Hajjaji. “Study of Physico-Chemical Quality of Groundwater in the M’nasra zone (Kenitra, Morocco)”. International Congress on Energy and Environment. 28-29 March 2018, Fez, Morocco.

S. Omrania, N. El Khodrani, A. Zouahri, A. Douaik, H. Iaaich and S. El Hajjaji. “Etude de la Qualité Physico-Chimique des Eaux Souterraines de la Region de M’nasra, Kenitra Maroc ”. 5^{eme} Colloque International : Eau, Recyclage et Valorisation des Déchets (ERVD’5). 25-26 Octobre 2017 à L’université Al Akhawayn Ifrane, Maroc.

N. El Khodrani, **S.Omrانيا**, A. Zouahri ,A. Douaik, H. Iaaich, A. Yahyaoui and M. Fekhaoui. “Mapping and Spatial Distribution of Trace Elements in Agricultural Soils of the Sfafa Region (Gharb, Morocco)”. 2nd International Conference on Materials and Environmental Science «ICMES 2018 », 26-28 Avril 2018, Saidia Morocco.

N. El Khodrani, **S. Omrania**, A. Zouahri, A. Douaik, H. Iaaich, and M. Fekhaoui. “Assessment of the Groundwater Salinity used for Irrigation and Risks of Soil Degradation in the Gharb, Morocco”. Congrès International Valorisation des Ressources Naturelles (VARENA 2019), 26-28 Juin 2019 à la Faculté des Sciences, Université Mohammed V-Rabat.

N. El Khodrani , **S. Omrania** ,A. Zouahri , A. Douaik , H. Iaaich, et M. Fekhaoui. «Evaluation of the level of Contamination by Heavy Metals of Agricultural Soils in the Sfafa Region (Sidi Slimane, Gharb, Morocco) ». 2^{eme} Edition du Congrès International des Etudes sur l’Eau et l’Environnement, 14-15 Novembre 2019, à la Faculté Pluridisciplinaire de Nador.

III. Communications affichées

Serine Omrania , Najib El Khodrani , Abdelmajid Zouahri, Ahmed Douaik , Hamza Iaaich, and Souad El Hajjaji . “Seasonal Influence and Risk Assessment of Heavy Metals Contamination in Groundwater in the M’nasra Region, MOROCCO ”. 1st EU/north-African Conference on Organic Agriculture (EU-NACOA). 11-12 November 2019 Marrakech-MOROCCO.

Table des matières

Dédicaces.....	i
Avant propos.....	iv
Résumé.....	v
Abstarct.....	vi
Liste des abréviations.....	viii
Liste des figures.....	ix
Liste des tableaux.....	xii
Liste des publications.....	xv
Introduction générale.....	1

PARTIE I: SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE ET PRESENTATION DE LA ZONE DU GHARB

CHAPITRE I: SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1. Etat des eaux souterraines.....	5
I.2. Le contexte hydrologique des ressources en eau	5
I.3. Les différents types de nappes.....	6
I.4. Problématique de la gestion des ressources en eau souterraines au Maroc.....	6
I.4.1. Conséquence de l'exploitation intensive des eaux.....	6
I.4.2. Impact de la sécheresse sur la ressource en eau	7
I.4.3. Impact de la pollution sur la ressource en eau	8
I.5. Qualité des eaux et des sols.....	8
I.5.1. Qualité des eaux.....	8
I.5.1.1. Salinité de l'eau.....	8
I.5.1.2. Origine de la salinisation des eaux.....	8
I.5.1.3. Teneur en sel dans les eaux d'irrigation.....	9
I.5.1.4. Evaluation des risques liés à la salinité de l'eau.....	9
I.5.1.5. Classification des eaux d'irrigation selon la salinité.....	9
I.5.1.6. Evaluation du risque de sodicité.....	10
I.5.1.7. Effets de la salinité des eaux sur les plantes.....	10
I.5.2. Qualité des sols.....	10

I.5.2.1. Salinité des sols.....	10
I.5.2.2. Définition de la salinisation des sols.....	11
I.5.2.3. Critères de la salinité des sols.....	12
I.5.2.4. Causes de la salinisation des sols.....	13
I.5.2.5. Conséquences de la salinisation... ..	13
I.5.2.6. Méthodes de mesure de la salinité des sols.....	14
I.5.2.7. Moyens techniques de lutte contre la salinisation.....	14
I.6. Pollution nitrique.....	15
I.6.1. Introduction.....	15
I.6.2. Situation et problématique de la pollution nitrique.....	16
I.6.3. Types de la pollution nitrique.....	17
I.6.3.1. Pollution d'origine agricole.....	17
I.6.3.2. Pollution d'origine domestique.....	17
I.6.4. Effets des nitrates sur la nature.....	17
I.6.4.1. Effets sur l'environnement.....	17
I.6.4.2. Effets sur la santé humaine.....	18
I.6.5. Aperçu sur les différents processus de transformation et le transfert de l'azote dans le système sol-plante.....	19
I.6.5.1. Fuites de nitrate et pollution nitrique des nappes souterraines.....	21
I.6.5.2. Facteurs influençant la lixiviation des nitrates.....	22
I.7. Impacts environnementaux des engrais azotés et des produits phytosanitaires.....	25
I.7.1. Introduction.....	25
I.7.2. Engrais azoté.....	25
I.7.2.1. Fumier.....	25
I.7.2.2. Fertilisants azotés.....	26
I.7.3. Marché des engrais.....	26
I.7.3.1. Marché mondial.....	26
I.7.3.2. Marché national.....	28
I.7.4. Produits phytosanitaires.....	29
I.7.4.1. Aperçu général.....	29

I.4.4.2. Marché des pesticides.....	29
I.7.4.2.1. Marché mondial.....	29
I.7.4.2.2. Marché national.....	30
CHAPITRE II : GENERALITES SUR LES METAUX LOURDS DANS L'ENVIRONNEMENT ET LES RISQUES ASSOCIEES	
II. Généralités sur les Métaux Lourds dans l'environnement et les risques associées.....	30
II.1. Introduction.....	30
II.2. Origine des métaux lourds dans l'environnement.....	32
II.3. Facteurs influençant le mécanisme de transfert des métaux lourds dans le sol.....	34
II.4. Risques sanitaire et environnementaux liés à la pollution des métaux lourds.....	37
II.5. Caractéristiques générales de chacun des métaux lourds.....	39
CHAPITRE III : PRESENTATION DE LA ZONE DU GHARB	
III.1. Situation géographique générale.....	49
III.2. Climatologie.....	49
III.3. Types de sol.....	50
III.4. Hydrogéologie.....	51
III.4.1.Eaux de surface.....	51
III.4.2. Aménagement hydro agricole.....	51
III.4.2.1. Réseaux d'irrigation.....	51
III.4.2.2. Réseaux de drainage et d'assainissement.....	52
III.5. Production agricole.....	52
III.6. Elevage.....	53
III.7. Etat environnemental du Gharb.....	53
PARTIE II : ETUDE EXPERIMENTALE	
CHAPITRE I : MATERIELS ET METHODES	
I.1. Etude sur terrain : cas de M'nasra.....	55
I.1.1. Introduction.....	55
I.2. Présentation de la région d'étude.....	55
I.2.1. Le choix de la région de M'nasra.....	55
I.2.2. Géologie de la région.....	55
I.2.3. Hydrologie de la région.....	56

I.2.4. Agriculture dans la région.....	57
I.3. Protocole d'échantillonnage assuré.....	58
I.3.1. Sites de prélèvements.....	58
I.3.2. Matériels de prélèvements.....	58
I.4. Méthodes de mesures des paramètres physico-chimiques.....	59
I.4.1. Sur terrain.....	59
a. Mesure de pH.....	59
b. Mesure de profondeur de la nappe.....	59
I.4.2. Au laboratoire.....	59
I.4.2.1. Paramètre physico-chimique de l'eau.....	59
a. Salinité de l'eau.....	59
b. Dosage des nitrates (NO_3^-).....	59
c. Dosage des chlorures (Cl^-).....	59
d. Dosage des sulfates (SO_4^{2-}).....	59
e. Dosage de calcium (Ca^{2+}) et de magnésium (Mg^{2+}).....	60
f. Dosage de sodium (Na^+) et de potassium (K^+).....	60
g. Dosage des carbonates et bicarbonates (CO_3^{2-} et HCO_3^-).....	60
I.4.2.2. Facteurs pédologiques.....	60
a. pH du sol.....	60
b. Mesure de la conductivité électrique (C.E).....	61
c. Mesure de la matière organique (M.O).....	61
d. Mesure de phosphore assimilable (P_2O_5).....	62
e. Mesure de potassium échangeable (K_2O).....	62
f. Capacité d'échange cationique (CEC).....	63
g. Détermination de la distribution granulométrique.....	63
I.4.2.3. Facteurs climatiques.....	64
I.5. Méthodes de mesures des éléments traces.....	64
I.5.1. Eléments traces métalliques.....	64
I.5.2. Analyses numériques et cartographiques.....	66
I.5.3. Analyses théoriques.....	67

CHAPITRE II: RESULTATS ET DISCUSSIONS

II.1. Etude de la qualité physico chimique des eaux souterraines de la région de M' nasra.....	70
II.1.1. Caractéristiques des puits étudiés.....	70
II.2. Caractérisation du sol.....	71
II.2.1. Analyse granulométrique.....	71
II.2.2. Analyse géochimique.....	71
II.3. Variation spatio-temporelle des paramètres physicochimiques des eaux souterraines.....	72
II.3.1. Introduction.....	72

II.3.2. Distribution spatio-temporelle des paramètres physicochimiques.....	73
II.3.2.1. Cartographie et distribution spatio-temporelle de l'hydrochimie.....	74
a. pH des eaux.....	74
b. Conductivité électrique.....	74
c. Bicarbonates	76
d. Sodium.....	77
e. Chlorure.....	77
f. Magnésium et calcium	79
g. Nitrates.....	80
h. Sulfates	81
II.3.2.2. Hydrochimie.....	82
II.3.2.3. Bilan.....	83
II.4. Caractérisation physico-chimique des eaux et des sols.....	84
II.4.1. Introduction.....	84
II.4.2. Caractérisation de la qualité de l'eau d'irrigation.....	84
II.4.2.1. Composition anionique et cationique.....	84
II.4.2.2. Salinité des eaux.....	85
II.4.2.3. Rapport d'adsorption de sodium.....	86
II.4.3. Caractérisation de la qualité du sol.....	87
II.4.3.1. Statistiques descriptifs des paramètres du sol.....	87
II.4.3.2. Caractérisation des paramètres de qualité du sol.....	87
a. pH du sol.....	87
b. Matière organique.....	88
c. Salinité du sol.....	89
d. Potassium échangeable.....	90
e. Phosphore assimilable.....	90
f. Alcalinité du sol.....	91
II.4.4. Bilan.....	92
II.5. Variation des teneurs des métaux lourds dans les eaux souterraines.....	93
II.5. 1. Introduction.....	93
II.5.2. Cartographie et distribution spatio-temporelle.....	93
II.5.3. Bilan.....	98
II.6. Variation des teneurs des métaux lourds dans les sols agricoles.....	99
II.6.1. Introduction.....	99
II.6.2. Cartographie et distribution des métaux lourds dans les sols agricoles.....	99

a. Cadmium.....	99
b. Chrome.....	101
c. Cuivre.....	103
d. Nickel.....	104
e. Plomb.....	105
f. Zinc.....	106
II.6.3. Bilan.....	108
II.7. Analyses statistiques.....	109
II.7.1. Paramètres physicochimiques et les métaux lourds dans les eaux souterraines.....	109
II.7.1.1. Classification Hiérarchique « dendrogramme ».....	109
II.7.2. Corrélation	111
II.7.3. Métaux lourds.....	111
II.7.3.1. Paramètres physicochimiques du sol et les métaux lourds dans le sol.....	111
II.7.3.2. Paramètres physicochimiques des eaux et les métaux lourds dans les eaux souterraines.....	111
II.7.4. Analyse en composant principale (ACP) et classification (AC) des sols agricoles de la zone de M'nasra.....	112
II.7.5. Bilan.....	116
II.7.5.1. Influence naturelle des métaux dans le sol.....	116
II.7.5.2. Influence anthropique des métaux dans le sol.....	117
II.8. Transfert des métaux lourds du sol vers les eaux souterraines.....	117
II.8.1. Evaluation du degré de contamination.....	120
II.8.1.1. Dans les eaux souterraines.....	120
II.8.1.2. Dans les sols agricoles.....	122
II.8.2. Bilan.....	125
Conclusion Générale.....	127
Recommandations et perspectives.....	130
Références bibliographiques.....	131
ANNEXES.....	154

INTRODUCTION GENERALE

Au cours des dernières décennies, la demande en eau a augmenté dans le monde entier en raison de sa rareté. Dans les pays arides, les ressources en eau se caractérisent par une très grande sensibilité aux fluctuations climatiques, une irrégularité dans le temps et un déséquilibre de la distribution spatiale, en plus de la vulnérabilité à la sécheresse et à la pollution. Dans la plupart des pays en développement, il y a fréquemment une pénurie d'infrastructures d'approvisionnement en eau potable, en particulier dans les zones rurales.

Les eaux souterraines représentent au total environ 97% des eaux douces continentales liquides (Bosca, 2002) et la présence de l'Homme ainsi que ses possibilités de survie dépendent dans plusieurs régions du globe de l'existence et de la qualité de cette ressource limitée et fragile. D'où l'importance de l'étude des nappes souterraines dans toutes leurs composantes en vue d'une meilleure connaissance de ces écosystèmes et d'introduire des concepts scientifiques nouveaux en matière de gestion, d'aménagement, de surveillance, de protection et de conservation (Danielopol et al., 2004). L'attrait principal des eaux souterraines est leur bonne qualité, laquelle permet une exploitation à des coûts relativement faibles. En raison de leurs importances écologique, économique et sanitaire, on doit s'assurer de préserver leur qualité et leur renouvellement. Les eaux souterraines présentent une importante valeur socioéconomique en tant que ressource naturelle inestimable pour les besoins agricoles, industriels et domestiques dans les pays développés ou en voie de développement (Danielopol et al., 2003; Gibert et al., 2004). L'alimentation en eau potable est assurée pour l'essentiel par des nappes d'eau souterraine, dont les eaux sont utilisées par 75 à 90% de la population mondiale. La qualité de ces eaux dépend de l'environnement de ces aquifères et de leur vulnérabilité à la pollution.

Au Maroc, les eaux souterraines constituent une part très importante du patrimoine hydraulique. Elles présentent, par rapport aux eaux de surface des avantages certains sur le plan de la couverture des besoins. On dénombre 32 nappes profondes et plus de 46 nappes superficielles et les ressources en eau souterraines mobilisables sont estimées à 4 milliards de m³, réparties inégalement dans les différentes régions du royaume (Margat et Zebidi, 1991).

Le sol est une ressource naturelle non renouvelable à l'échelle humaine, il doit être préservé pour la durabilité des systèmes de production. Or, il est souvent constaté que le sol subit une dégradation importante de sa qualité suite à l'intensification agricole sous irrigation. De plus, un sol évolue naturellement mais aussi, plus rapidement, sous l'effet d'actions humaines. Cette transformation peut modifier souvent son aptitude à assurer durablement certaines fonctions essentielles. Il est alors primordial de savoir apprécier la capacité de chaque type de sol à assurer durablement une ou plusieurs de ces fonctions. La mise en place d'observatoires de la qualité des sols et des eaux dans les zones irriguées est nécessaire pour assurer la durabilité du système de production.

La zone de M'nasra, située dans la préfecture de Kénitra, région de Rabat Salé Kénitra, est une zone fortement dominée par les activités d'agro-élevages. Les activités agricoles sont parmi des activités humaines, qui influent le plus fortement, les paysages et les écosystèmes naturels. Depuis, plus d'un demi-siècle, l'agriculture utilise des quantités importantes de pesticides et d'engrais chimiques, dans le but d'améliorer le rendement de la production agricole d'une façon importante. Les engrais chimiques apportent aux végétaux cultivés les nutriments nécessaires à leurs croissances. Quant aux pesticides, leur utilisation dans l'agriculture est dans le but de se débarrasser des espèces ravageuses et des mauvaises herbes. Ces produits chimiques (pesticides et engrais) peuvent contenir des métaux lourds qui contamineront l'environnement. Par conséquent, ces derniers représentent un danger significatif pour l'environnement en général, ce qui engendrent à la fois des risques écologiques et des risques pour la santé humaine.

L'objectif principal de cette étude est de caractériser dans un premier temps, les paramètres physico-chimiques des eaux et des sols de la région de M'nasra. Et d'autre part, d'évaluer l'état de contamination du milieu agricole de la zone de M'nasra par quelques métaux lourds, afin de mettre en évidence le degré de contamination de ces produits dans les sols agricoles et dans les eaux souterraines utilisées par la population et enfin évaluer les risques sanitaires des riverains liés à cette contamination. Cela consiste à (1) déterminer les caractéristiques physicochimiques du milieu à la fois au niveau des sols et au niveau des eaux souterraines ; (2) identifier leurs origines et leurs relations dans les sols et dans les eaux souterraines ; (3) identifier leur distribution spatiale sur l'ensemble de la zone par les

outils de SIG ; (4) évaluer les risques de contaminations des sols et des eaux souterraines par les métaux lourds en utilisant la méthode établie par Hakanson dans les années 1980, pour calculer l'indice de pollution Nemerow, et les facteurs de contamination en se basant sur les valeurs de références.

Ainsi, notre travail s'articule autour de deux parties:

La première partie s'intéresse à une synthèse bibliographique qui contient des généralités sur les ressources en eaux et leur qualité physico-chimiques et un deuxième chapitre portant des généralités sur les métaux lourds dans l'environnement. Un troisième chapitre portant sur la présentation de la région du Gharb.

La deuxième partie s'intéresse, au matériel et à méthodes utilisées au cours de ce travail: la présentation du milieu étudié, l'échantillonnage et les différents appareils utilisés. Les résultats obtenus servent à dégager les caractéristiques principales de ce milieu, les grandes tendances, le niveau de contamination et les risques écotoxicologiques et toxicologiques.

Enfin une conclusion générale et les perspectives permettraient d'élaborer une stratégie et de formuler des recommandations adéquates aux problèmes posés.

**PARTIE I: SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE ET
PRESENTATION DE LA ZONE DU GHARB**

**CHAPITRE I :
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE**

I.1. Etat des eaux souterraines

L'eau souterraine constitue la plus grande réserve en eau douce liquide de la planète, environ 8 à 10 millions de km³, qui représente 98 et 99 % du total. Son volume annuellement renouvelable par l'infiltration des précipitations est estimé à plus de 10.000 km³ (Margat, 2003). Comparé à l'exploitation annuelle d'environ 800 km³/an effectuée pour satisfaire les besoins du tissu socio-économique mondial, ce volume peut paraître, a priori, largement satisfaisant, affichant même une marge de développement potentiel complémentaire. Ce sentiment peut encore être renforcé du fait que l'eau souterraine représente une des composantes du cycle de l'eau et est, à cet effet, souvent en contact hydraulique avec les eaux de surface sus-jacentes, liant en même temps leur destin et les rendant solidaires. Les eaux souterraines constituent au Maroc une part importante du patrimoine hydraulique du fait de sa constitution géologique. Le pays compte une cinquantaine d'aquifères superficiels et une trentaine d'aquifères semi-profonds à profonds. Les évaluations basées sur 40 ans d'observation donnent 7,5 milliards de m³ en moyenne (réduits d'un tiers durant la dernière période de sécheresse) à la part d'eau pluviale infiltrée contribuant au renouvellement des eaux souterraines. Les réserves à renouvellement lent représentent quelques centaines de milliards de m³ en stock. Ces eaux souterraines jouent un rôle important dans le développement socio-économique. On évalue à 3 milliards de m³/an le total de leur prélèvement. Ces prélèvements sont opérés de plus en plus par pompage au déterminent des écoulements gravitaires (Khettaras, sources, émergences). Sur ces 3 milliards, 85% sont destinés à l'irrigation, une moyenne comparable à la moyenne méditerranéenne, qui est de 27% de la ressource en eau utilisée par ce secteur. Par contre, les eaux souterraines concernent 55% des besoins d'alimentations en eau potable et industrielle.

I.2. Contexte hydrologique des ressources en eau

Situé au Nord de l'Afrique et sur la rive Sud-ouest de la Mer Méditerranée, le Maroc est caractérisé par un climat de transition entre le climat franchement méditerranéen à tempère du Sud de l'Europe, et le climat aride des zones désertiques du Sahara. Soumis aux influences méditerranéennes au Nord, océaniques à l'Ouest, continentales, puis sahariennes de plus en plus vers l'Est et le Sud, le climat est principalement caractérisé par un été chaud et sec et un hiver frais, parfois froid. Durant l'été, les précipitations sont quasiment absentes et l'évaporation particulièrement forte. La présence d'une chaîne de montagnes traversant la quasi totalité de la région d'Ouest en Est, conjuguée à des caractéristiques géologiques et géomorphologiques très diversifiées font que les ressources en eau superficielles et souterraines sont réparties entre de nombreux systèmes hydrologiques individualisés et d'aire géographique limitée qui drainent l'essentiel des potentialités hydriques du pays. Les précipitations sont concentrées pendant la saison humide qui totalise un maximum d'une centaine de jours de pluie par an. Des pluies diluviennes localisées peuvent dépasser 100 mm en moins d'une journée; de même qu'une bonne partie des précipitations moyennes peuvent être concentrée en quelques jours de l'année. Les précipitations moyennes sont supérieures à 500 mm dans la région Nord-Ouest et dépassent 1500 mm dans certains hauts reliefs en bordure de la Méditerranée. Elles décroissent progressivement en allant vers l'Est et le Sud pour ne pas dépasser 200 mm dans l'Oriental, 100 mm dans les zones présahariennes et sahariennes. Des précipitations neigeuses sont également observées sur les hauts sommets des montagnes de l'Atlas et du Rif. Les précipitations totales sur l'ensemble du territoire sont évaluées en année moyenne à près de 150 milliards de m³ sur lesquels près de 30 milliards de m³ seulement constituent l'écoulement efficace total en eau superficielle et souterraine (Jellali, 1997).

Les ressources en eau souterraines représentent près du tiers, soit 10 milliards de m³, et sont réparties sur une trentaine de grands systèmes aquifères. Seule la moitié de ce potentiel est considérée comme une eau souterraine mobilisable, car près de 3 milliards de m³ constituent le débit

de base des rivières et 2 milliards de m³ les écoulements vers la mer. Les ressources en eau de surface sont marquées par une forte disparité de leur répartition géographique et des régimes hydrologiques très irréguliers à l'échelle saisonnière, annuelle ou interannuelle. Ces régimes hydrologiques sont marqués par des étiages prononcés avec souvent des débits nuls l'été et des crues fortes et rapides en saison humide. Ces crues favorisent l'érosion des sols dans l'amont des bassins versants. Par ailleurs, l'occurrence d'épisodes secs de durées plus ou moins longues est également une donnée structurelle essentielle des régimes hydrologiques. L'écoulement total en eau de surface est estimé à près de 21 milliards de m³ dont la moitié environ est concentrée dans les deux bassins du Sebou et de l'Oum Errebia. En années de sécheresse sévère, les potentialités en eau de surface sont sujettes à des baisses importantes d'environ 50 à 90%. Les régions de l'oriental, du Tensift, du Souss-Massa et les zones sud atlasiques sont généralement les plus touchées. Mais les bassins hydrologiques du Nord sont également très sensibles aux sécheresses, d'autant que leurs ressources en eau souterraine sont souvent limitées.

Selon les dernières évaluations du Secrétariat d'Etat Chargé de l'Eau et de l'Environnement les ressources en eau naturelle par habitant à l'échelle du pays se situeraient autour de 720 m³/hab./an vers l'horizon 2020. A cette date 14 millions d'habitants, soit 35 % de la population totale du pays, disposeraient de moins de 500 m³/hab./an. Ces indicateurs montrent que la pénurie chronique d'eau est une donnée structurelle dont il faut tenir compte, à l'avenir, dans les politiques et les stratégies de gestion des ressources en eau (Rapport National sur les Ressources National sur les Ressources en Eau au Maroc 2004).

I.3. Différents types de nappes

On distingue plusieurs types de nappes :

- *Les nappes souterraines, dites « nappes captives »*

Ce sont des nappes profondes (plusieurs centaines de mètres), qui ne sont pas en contact avec l'air. Le terme « captif » signifie que l'aquifère est recouvert d'une couche géologique imperméable. Dans le cas de nappes captives, les eaux sont sous pression car la nappe remplit complètement l'aquifère. La nappe étant captive, les eaux peuvent jaillir si un forage est installé.

- *Les nappes « libres »*

Les nappes libres sont, au contraire, en contact avec l'air. Le « contact » avec l'air est apprécié sur des critères chimiques et géologiques. Il ne s'agit pas d'une nappe à l'air libre, mais située dans un sol qui contient de l'air, dit aussi « sol non saturé ». Le terme « libre » signifie aussi que la surface supérieure de la nappe fluctue sans contrainte. La nappe est alimentée par l'eau de pluie sur toute la surface de l'aquifère. Le niveau de la nappe s'élève ou s'abaisse sous l'effet de la gravité. Les eaux ne sont jamais sous pression, et l'eau doit être pompée. Au sein des nappes libres, on distingue les « nappes phréatiques », qui sont des nappes d'eau libres à faible profondeur, et les « nappes alluviales »

- *Les nappes alluviales*

Il s'agit d'un type particulier de nappes libres. Les nappes alluviales sont des nappes d'accompagnement des rivières, elles assurent un débit minimum en période d'étiage.

I.4. Problématique de la gestion des ressources en eau souterraines au Maroc

I.4.1. Conséquence de l'exploitation intensive des eaux

Sur le plan théorique, l'exploitation de l'eau souterraine a pour conséquence la modification de l'état de la nappe et de sa dynamique dans un espace plus au moins étendu en fonction des impulsions exercées et de la nature et des paramètres de l'aquifère. Ces modifications affectent les niveaux d'eau (baisse), les débits ponctuels (baisse de productivité) ou les débits aux limites pouvant parfois aller jusqu'à l'inversion des écoulements de surfaces vers le sous-sol ou (vice-versa) ou entre aquifères contigus, ou entre l'eau marine et les nappes. Sur le plan concret, les études des historiques des évolutions piézométriques des nappes suivies depuis 20 à 35 ans montrent que l'état de surexploitation est atteint pour plusieurs aquifères du pays (prélèvements supérieurs aux apports de renouvellement). Si dans certains cas, cet état n'est pas alarmant, par contre pour quelques aquifères les plus sollicités ou les plus sensibles, les effets néfastes suivants sont observés:

- Assèchements ou diminution de productivité d'ouvrages, obligeant les exploitants à des approfondissements périodiques et par conséquent entraînant des pertes de production dues aux insuffisances irrigations (cas de certains secteurs du Souss et du Haouz).
 - Dénoyage de niveaux productifs (cas de Temara, Tafilalt, Beni Amir, Beni Moussa, Dir de Beni Mellal).
 - Intrusion d'eau marine en zones côtières où le marécage est très développé (cas du Sahel entre Oualidia et Casablanca).
 - Chute de productivité d'ouvrages à usages collectifs servant à l'alimentation en eau, entraînant des pénuries chroniques (Imintanout, Essaouira, Jbel Harnra à Oujda, champ de production d'eau pour les villes de Marrakech, Agadir, Oujda, Fès, etc.).
- Les eaux souterraines constituent aussi la principale ressource pour la satisfaction des besoins en eau potable de plus de 13 millions d'habitants vivant dans la campagne et contribuent à l'approvisionnement en eau de presque toutes les villes du pays. Par ailleurs, ces ressources ont permis le développement de l'irrigation privée sur une superficie de 570.000 ha (y compris l'irrigation privée située dans les périmètres de la grande hydraulique), soit près de 40% de la superficie irriguée globale, axée sur des spéculations agricoles très valorisantes et à forte valeur ajoutée destinée principalement à l'exportation. Cependant, le suivi de l'évolution des niveaux d'eau de la quasi-totalité des nappes du pays montre une baisse continue atteignant des valeurs alarmantes, dépassant parfois 2 mètres par an ; mettant ainsi en péril leur durabilité.

1.4.2. Impact de la sécheresse sur la ressource en eau

Indépendamment déjà de tout changement climatique, la gestion de l'eau est l'un des grands problèmes qui conditionne l'avenir du Maroc. Le pays devrait être en situation de stress hydrique et devra, au delà de 2025, se retrouver en situation de pénurie d'eau, car des problèmes importants de qualité se poseront en relation avec l'érosion, la salinisation et la pollution. Les changements climatiques pourraient exacerber les impacts négatifs de la rareté, de la disparité spatio-temporelle et de la forte dégradation qui caractérise les ressources en eau sur le développement socio-économique. Une analyse de l'évolution de la température ainsi que la variabilité temporelle de la pluviométrie, a été faite, ces dernières décennies pour plusieurs stations par la direction de la météorologie nationale (Agoumi, 1999). Elle fait ressortir une élévation de la température moyenne de l'ordre de 2°C ainsi qu'une baisse très importante, d'environ 30 % du cumul, des précipitations durant 1978-1994 par rapport la période 1961-1977. La saison 1994- 1995 a été la plus sèche du siècle au Maroc (Hassani, 1998). L'examen des années de sécheresse vécues par le Maroc durant le vingtième siècle fait ressortir une fréquence plus élevée et une extension spatiale plus importante des sécheresses entre 1982 et 2000: cinq épisodes de sécheresses au Maroc sur les 11 du siècle passé ont eu lieu en effet durant cette

période. Globalement, les apports pluviométriques annuels moyens sur l'ensemble du territoire sont évalués à 150 milliards de m³, très inégalement répartis sur les différentes régions du pays. Ainsi 15% de la superficie reçoit plus de 50% des apports pluviométriques. Sur ces apports utilisables, la pluie ne représente que 20%, soit 29 Milliards de m³. Si l'on déduit les pertes par évaporation et les écoulements non maîtrisables vers la mer, le potentiel hydrique mobilisable, dans les conditions techniques et économiques actuelles est estimé à 20 milliards de m³, dont 16 milliards à partir des eaux superficielles et 4 milliards en provenance des eaux souterraines.

I.4.3. Impact de la pollution sur la ressource en eau

La qualité des eaux, superficielles et souterraines au Maroc, est menacée par de nombreuses pollutions dont les principales sources sont les suivantes :

- les rejets des eaux usées sans épuration d'une population de plus de 26 millions d'habitants (pour le complément à 30 millions il est estimé que le traitement est effectué ou qu'il n'y a pas d'impact sur les ressources en eau). Près de 180 millions de m³ d'eaux usées urbaines sont actuellement déversées dans les cours d'eau ou épandues sur le sol ;
- les rejets des eaux usées industrielles dans les cours d'eau sont évalués à 3,3 millions d'équivalents - habitant ;
- la production annuelle de déchets solides ménagers et industriels est évaluée à 4.700.000 tonnes environ. Une grande partie de ces déchets est mise dans des décharges non contrôlées, souvent dans ou en bordure des lits des cours d'eau et dans des zones où les ressources en eau sont vulnérables et affectées durablement ;
- le lessivage des engrais et des produits phytosanitaires utilisés dans l'agriculture; les déversements accidentels de produits polluants, en particulier lors des accidents de circulation. Depuis 1987, ont été enregistrés 25 accidents majeurs de véhicules transportant dans la majorité des cas des hydrocarbures.

I.5. Qualité des eaux et des sols

I.5.1. Qualité des eaux

Au Maroc, l'intensification agricole des sols en zones irriguées, arides et semi arides, s'est énormément prononcée ces dernières décennies. Elle a généré une dégradation des ressources en eau et en sol. Les processus les plus connus, résident notamment, dans la salinisation des eaux et des terres et une perte incontestable des stocks organiques des sols (Souidi , 1994 ; Badraoui ,1998 ; Debbagh et Badroui , 2007) .

I.5.1.1. Salinité de l'eau

Les sels qui contribuent à créer un problème de salinité sont solubles et facilement transportables par l'eau. Ces sels se présentent comme des combinaisons de trois cations : sodium Na⁺, magnésium Mg²⁺ et calcium Ca²⁺, avec quatre anions chlorure Cl⁻, sulfate SO₄²⁻, carbonates CO₃²⁻, bicarbonates HCO₃⁻ :

- les chlorures de Na⁺, Mg²⁺ et Ca²⁺ de (NaCl, MgCl₂, CaCl₂).
- les sulfates de Na⁺, Mg²⁺ et Ca²⁺ (Na₂SO₄, MgSO₄, CaSO₄).
- les bicarbonates de Na⁺, Mg²⁺ et Ca²⁺ (NaHCO₃, MgH₂(CO)₃, CaH₂(CO₃)₂).
- les carbonates de Na⁺, Mg²⁺ et Ca²⁺ (Na₂CO₃, MgCO₃, CaCO₃).

I.5.1.2. Origine de la salinisation des eaux

L'eau est très susceptible à la pollution et l'altération de sa qualité (Gouaidia et al., 2011). La salinité de l'eau d'irrigation est définie par ses teneurs en éléments solubles, notamment la composition totale en sels, la constitution ionique et la proportion d'oligo-éléments. La quantité totale en sels, traduite

généralement en dS/m, procure une corrélation entre la qualité de l'eau et le risque de salinité (Gouaidia et al., 2012).

I.5.1.3. Teneur en sel dans les eaux d'irrigation

L'excès de teneur en sel est l'un des soucis principaux des eaux d'irrigation. Une concentration élevée en sel dans l'eau affectera négativement le rendement des récoltes, provoquera une dégradation des sols et une pollution des eaux souterraines. L'utilisation d'une eau salée pour l'irrigation dépendra de plusieurs facteurs à savoir, la tolérance en sel de la plante, les caractéristiques du sol sous l'irrigation, les conditions climatiques et les procédures de gestion des sols et de l'eau (Bourakhoudar, 1999).

I.5.1.4. Evaluation des risques liés à la salinité de l'eau

La teneur totale en sels est le seul critère le plus important pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation. Cette teneur, qui peut être exprimée en termes de conductivité électrique ou en ppm ou meq/l, doit être aussi faible que possible afin de palier aux problèmes de salinisation des sols. Généralement, une augmentation de la teneur en sels dans l'eau d'irrigation résultera dans une augmentation de la salinité de la solution du sol. La vitesse et le degré de cette augmentation dépendront de (Thorne et Peterson, 1954):

- la composition ionique de l'eau d'irrigation et la tendance de quelques ions, tels que Ca^{2+} , HCO_3^- et SO_4^{2-} , à précipiter après l'extraction de l'eau du sol;
- le lessivage, c'est à dire la quantité d'eau apportée par irrigation ou par des pluies en excès des besoins de la culture et l'efficacité du lessivage;
- les propriétés physiques du sol telles que l'infiltration, les caractéristiques hydriques et le drainage.

I.5.1.5. Classification des eaux d'irrigation selon la salinité

Les schémas de classification de l'eau d'irrigation qui ont essayé de définir le danger de salinité pour une eau donnée sont tous basés sur de larges généralisations concernant la croissance des cultures, le climat, l'aménagement de l'irrigation, les propriétés du sol, etc. Des exemples typiques de classifications suggérées par différents auteurs sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 1: Classification de la salinité des eaux d'irrigation selon CE en dS/m à 25°C.

Classe de salinité	Richard (1954)	Thorn et Peterson (1954)	Carter (1969)	Ayers et Westcot (1976)
C1	<0.25	<0.25	<0.4	<0.75
C2	0.25-0.75	0.25-0.75	0.4-1.2	0.75-1.5
C3	0.75-2.25	0.75-2.25	1.2-2.25	1.5-3
C4	2.25-5	2.25-4	2.25-4	>3
C5	>5	5-20		

Les définitions des classes les plus utilisées sont présentées ci-après:

C1 : Satisfaisante pour toutes les cultures excepté les cultures très sensibles.

C2 : Généralement satisfaisantes bien que quelques cultures sensibles seront affectées.

C3 : Satisfaisantes pour la plupart des grandes cultures, mais des conditions de salinité vont se développer si le lessivage et le drainage ne sont pas adéquats.

C4 : Normalement non recommandée sauf si des cultures tolérantes sont cultivées. Le lessivage et le drainage sont impératifs.

C5 : Eaux strictement inutilisables sauf pour l'irrigation des sables fortement drainés.

I.5.1.6. Evaluation du risque de sodicité

Pour maintenir des conditions physiques adéquates dans les sols irrigués, il faut veiller à empêcher les complexes d'échanges de se charger en Na^+ . De faibles taux de sodium échangeable suffisent déjà à réduire la conductivité hydraulique de façon appréciable dans de nombreux cas. Une grande quantité d'ions sodium dans l'eau affecte la perméabilité des sols et pose des problèmes d'infiltration. Ceci est dû au fait que le sodium présent dans le sol en forme échangeable remplace les calcium et les magnésium adsorbés sur les argiles de sol et cause la dispersion des particules dans le sol (c.-à-d. si le calcium et le magnésium sont les cations prédominants adsorbés sur le complexe d'échange du sol, le sol tend à être facilement cultivé et a une structure perméable et granulaire). D'autre part, on détermine les risques liés au sodium par le rapport d'adsorption du sodium (SAR) qui exprime l'activité relative des ions de sodium dans les réactions d'échange dans les sols. Cet indice mesure la concentration relative du sodium par rapport au calcium et au magnésium.

Le SAR est défini par l'équation suivante :

$$\text{SAR} = \text{Na}^+ ((\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/2)^{-1/2} \text{ en mole}^{1/2}.\text{l}^{-1/2}$$

On utilise le SAR pour classer les risques liés au sodium dans les sources d'eau d'irrigation. L'eau caractérisée par un SAR supérieur à 10 aura tendance à produire une accumulation de sodium dans le sol. Le sodium agit au niveau de la défloculation du sol argileux ce qui entraîne une diminution de la macroporosité (air) et du taux d'infiltration de l'eau (Thorne et Peterson, 1954).

I.5.1.7. Effets de la salinité des eaux sur les plantes

La salinité des eaux et des sols peut constituer un obstacle majeur à la croissance des végétaux et donc au développement de l'agriculture. Elle pose un problème dès l'instant où l'accumulation de sel dans la zone racinaire atteint une concentration qui provoque une baisse de rendement. Celui-ci baisse lorsque les sels sont si concentrés dans la zone racinaire que la culture ne peut plus extraire l'eau en quantité suffisante de la solution salée du sol et subit de ce fait un déficit hydrique pendant un long laps de temps (El Malki, 2007). En effet, les sels accumulés dans le sol, peuvent limiter ou complètement arrêter la croissance du végétal suite à une élévation de la pression osmotique du milieu (Arbaoui, Benkhelifa et Belkhodja, 2000). En d'autre terme le chlorure de sodium interfère avec le système racinaire des plantes, et par sa structure analogue à celle du potassium aurait une rétroaction sur les échanges du potassium, en effet l'ion de sodium s'oppose à ce dernier et prohibe l'absorption par la racine. Par conséquent, la croissance est freinée suite à une carence en potassium, puisqu'il est un élément essentiel pour les activités enzymatiques agissant aussi sur la différence du potentiel de membrane et la turgescence cellulaire (Aboumeriem et al., 2013).

I.5.2. Qualité des sols

I.5.2.1. Salinité des sols

La salinisation des sols; processus d'enrichissement d'un sol en sels solubles qui aboutit à la formation d'un sol salin ; a été identifiée comme un processus majeur de la dégradation des terres et donc à la diminution de la production agricole .D'après la FAO (2002), la salinisation des sols due à l'irrigation réduit la surface des terres irriguées de 1 à 2 % par an. Ces sels ont été reconnus comme un problème depuis des milliers d'années, particulièrement dans les régions arides et semi-arides où il n'y a pas suffisamment de pluie pour lessiver les sels au-delà de la zone racinaire (IPTRID, FAO, 2006). Ce phénomène constitue ainsi une menace réelle pour la sécurité alimentaire mondiale. En effet, la salinisation affecte déjà 400 millions d'ha et menace gravement une surface équivalente (Legros, 2009). Leur distribution géographique se superpose presque entièrement à celle des zones arides et

semi arides et des zones côtières (Durand, 1983). Par ailleurs, il est estimé que le monde perd au moins 3 ha de terres cultivables chaque minute à cause de la salinité du sol, soit 1,5 Mha/an (Kovda, 1983).

La salinisation des sols est un problème majeur qui touche 6% des sols dans le monde, dont 54 % sont affectés par la salinité causée par sodium, communément appelé sodicité. Ce phénomène est plus prononcé en Afrique qui contient 63% de la totalité des sols salins de la planète (Kahime et al., 2018). En région méditerranéenne, la salinité constitue une contrainte dans beaucoup de périmètres de grandes cultures où la recherche de plantes adaptées à des seuils élevés de salinité devient un impératif pour la production agricole. Au Maroc, plus que 5 % de la surface totale sont déjà affectés par la salinisation à différents degrés (Antipolis, 2003). La superficie des sols affectés par la salinité est estimée à 350000 ha de sols salés au Maroc (Dakak, 2015), dont 158300 ha sont dans les zones irriguées suivantes :

Tableau 2 : Sols affectés par la salinité dans les périmètres irrigués au Maroc.

Périmètres irrigués	Surface totale des sols affectés par la salinité (x 1000 ha)	Surface affectée en %
Gharb	15,00	12,50
Basse Moulouya	30,20	27,70
Haouz	24,20	29,90
Tafilalet	20,90	70,40
Ouarzazate	14,50	65,90
Tadla	19,30	24,45
Doukkala	0,60	1,00
Sous Massa	9,80	28,80
Loukkous	2,80	14,50
Bahira	21,00	22,80

Dans le périmètre de Gharb, notre zone d'étude la salinité touche environ 15000 ha de sols irrigués (tableau 2) dans ce périmètre, soit près de 13% de la surface agricole irriguée (Dakak, 2015).

Ce phénomène de salinisation des sols cultivés apparaît souvent dans des conditions défavorables telles que l'évapotranspiration intense, et l'insuffisance de ressources en eau qui conduit souvent à l'utilisation d'eau salée pour l'irrigation (Zizi et Ndiaye, 2012).

1.5.2.2. Définition de la salinisation des sols

Dans la littérature classique, la salinisation se définit comme l'ensemble de processus ayant comme aboutissant une augmentation des espèces ioniques dans un sol donné. On évalue donc cette salinité par la mesure de la conductivité électrique de l'extrait de pâte saturée du sol (Moha, 1987). Les sels trouvés dans le sol peuvent contenir du sodium, du potassium, du magnésium et du calcium, en plus du chlorure, du sulfate, du carbonate et du bicarbonate. On peut distinguer la salinisation primaire et secondaire. La salinisation primaire due aux sels se formant lors de l'altération des roches ou à des apports naturels externes. Donc elle se produit suite à des facteurs géologiques, climatiques et topographiques, sans une intervention anthropique.

La salinisation secondaire est la résultante des activités humaines liées aux pratiques agricoles et en particulier à l'irrigation avec l'absence des plans de drainage et la présence des eaux saumâtres. L'étendue globale des sols touchés par la salinisation primaire dans le monde est d'environ 955 millions d'hectares, tandis que la salinisation secondaire affecte près de 77 millions d'hectares, avec 58% dans les zones irriguées (Metternicht et Zinck, 2003).

Au Maroc, la salinisation secondaire est induite essentiellement par la salinisation des eaux au contact de formations salifères et l'usage des eaux salées de nappe pour l'irrigation. Elle affecte les écoulements de surface et les nappes et consécutivement les sols irrigués. C'est le cas de plusieurs

ORMVA comme Gharb, Doukkala, Ouarzazate, Tadla, Tafilalet et Moulouya (Debbagh et Badraoui , 2007).

Classification des sols

Il existe trois grands groupes de sols affectés par les sels, il s'agit des sols salins, des sols salins sodiques et des sols sodiques, qui diffèrent en fonction de leur CE (conductivité électrique), ESP (pourcentage de sodium échangeable), SAR (rapport d'adsorption du sodium) et de leur pH. Les trois types de sols sont rassemblés dans le tableau 3.

Tableau 3 : Différents types de sols (Essington, 2004).

Type de sol	Type de sel	CE	ESP	pH	Caractéristiques
Salin	Présence de sels solubles neutres; de chlorure et de sulfate de calcium, de magnésium, de potassium et de sodium (calcium et magnésium dominants)	> 4dS/m	<15 (SAR<13)	< 8.5	Croissance des plantes est généralement contrainte par une faible infiltration, une faible stabilité et aération du sol. La plupart du temps, l'évaporation de l'eau entraîne la formation d'une croûte blanche à la surface du sol, connue sous le nom de croûte blanche alcaline, ce qui était auparavant le terme utilisé pour qualifier les sols salins.
Salin-sodique	Grande concentration de sels neutres et d'ions sodium	> 4dS/m	>15 (SAR>13)	< 8.5	La croissance des plantes sur ce type de sol peut être affectée à la fois par des excès de sel et par des excès de sodium. Ces sols ont des caractéristiques intermédiaires entre celles des sols salins et celles des sols sodiques. Si les sels solubles sont lessivés et en particulier si le SAR des eaux de lessivage est élevé, le niveau de salinité baisse, mais l'ESP augmente et les sols salins sodiques se transforment en sols sodiques.
Sodique ou alcalin	Faibles quantités de sels solubles neutres, grande quantité d'ions sodium	< 4dS/m	>15 (SAR>13)	> 8.5	Ce type de sol est le plus affecté par les sels et le plus dégradé. Il présente une dispersion des particules du sol et des pores obstrués, ces phénomènes augmentent avec la profondeur. L'absence de larges pores dans les sols dispersés rend le sol peu perméable. Le taux d'infiltration est tellement réduit que l'eau tend à former des flaques. Ce type de sol est dit engorgé.

I.5.2.3. Critères de la salinité des sols

La salinité des sols est appréciée par deux critères importants à savoir la teneur en sels solubles et le pourcentage du sodium échangeable (ESP) dans le sol.

✓ Sels solubles

La principale source de sels dans le sol est constituée par des minéraux naturels de la croûte terrestre dont le sel est libéré progressivement par désagrégation puis solubilisation. La salinisation des sols, par l'apport des sels solubles en quantités importantes, peut détériorer la qualité physico-chimique du sol et diminuer sa productivité agricole (Moumane, 1999). En sciences du sol, les sels solubles sont des éléments chimiques minéraux qui sont plus solubles que le gypse. Ce dernier présente une solubilité de 2.0l g/l à 20°C alors que le chlorure de sodium (NaCl) présente une solubilité de 360g /l soit 180 fois plus soluble que le gypse. Ces sels présents dans le sol sont composés de cations tels que le sodium Na^+ , le calcium Ca^{2+} et le magnésium Mg^{2+} et des anions tels que les chlorures Cl^- et les bicarbonates HCO_3^- . On peut aussi rencontrer, mais en faible quantité, le potassium K^+ , l'ammonium NH_4^+ , les nitrates NO_3^- , et les carbonates CO_3^{2-} (Donahue et al., 1983).

✓ Pourcentage de sodium échangeable ESP

L'irrigation des sols par une eau saline peut causer une absorption élevée de l'ion sodium au niveau des sites d'échange des particules (Donahue et al., 1983). Cet effet peut avoir lieu aussi bien dans les sols salins que dans les sols non salins et il est apprécié par le pourcentage de sodium échangeable:

$$\text{ESP} = (\text{Na}^+ \text{échangeable} / \text{CEC}) \times 100$$

Si la proportion des sites d'échange occupés par le sodium est élevée, les sols peuvent devenir alcalins avec des pH allant de 8,5 à 10,5 (Thorne et Peterson, 1954).

I.5.2.4. Causes de la salinisation des sols

L'irrigation conduit le milieu vers un nouvel équilibre selon la qualité des eaux d'irrigation. Elle impose également une nouvelle dynamique aux sels et à l'eau. Cette dynamique se traduit par une remontée de la nappe phréatique.

- **Rôle de l'eau :** L'eau joue le rôle de véhicule pour les sels. Elle transporte les sels à la parcelle lorsqu'on irrigue et les emporte par lessivage au cours des événements pluvieux ou en cas d'excès d'eau lors des irrigations.
- **Rôle du climat :** Le climat intervient par sa composante évaporation. Les contextes arides et semi-arides, sont généralement caractérisés par de faibles pluies et de fortes évaporations. Il y a donc peu d'eau pour assurer le lessivage et le transport des sels. Le lessivage des sols est donc local et les sels ne sont pas transportés très loin. Les sols salins se rencontrent donc plus dans ces régions que dans les contextes humides.
- **Rôle du drainage des sols :** Le mauvais drainage des sols ainsi que la présence de nappe d'eau peu profonde contribuent également aux processus de salinisation. Lorsque les sels ne sont pas transportés hors de la zone irriguée, la remontée des nappes d'eaux salines par capillarité favorise l'accumulation de sels dans la zone des racines. Ce phénomène est à craindre dans des contextes où la nappe phréatique se trouve à moins de 2m du niveau du sol (Bajwa, Hira et Singh, 1984).
- **Rôle de la géologie du sol :** La salinité du sol peut être d'origine géologique nommée salinité naturelle. Les minéraux dont les sels, peuvent avoir des origines naturelles dans la plupart des cas (Sommerfeldt et al., 2012). Les réactions et les phénomènes géologiques sont la cause directe et indirecte de l'augmentation de la concentration en sel dans les cours d'eau, par la suite dans les sols.

I.5.2.5. Conséquences de la salinisation

Au cours des irrigations, il peut y avoir une accumulation de sels dans le sol. On assiste à une diminution de la disponibilité en eau pour la plante. La force d'absorption que la plante devra exercer pour extraire l'eau doit être plus importante que celle qui retient l'eau dans la matrice du sol. Dans le cas échéant, la plante ne sera pas en mesure d'extraire l'eau du sol en quantité suffisante et souffrira d'un déficit hydrique (sécheresse physiologique). La salinité génère ainsi un déficit hydrique au niveau de la plante et une réduction de sa croissance (Miyomoto, 1986).

• Effets de la salinité

La salinité des sols a des effets négatifs, mais elle peut avoir des effets positifs sur les cultures jusqu'à une certaine limite.

☞ **Effets positifs de la salinité :** Parmi les effets positifs, on peut citer l'augmentation du nombre de fruits par plante, bien que la taille de ces derniers soit un peu réduite, une bonne consistance et une bonne apparence du fruit. Le résidu sec du fruit contient plus de sels minéraux que les fruits provenant d'un sol non salé (FAO, 1994).

☞ **Effets négatifs de la salinité**

-Effet osmotique : Les mouvements de l'eau à travers les membranes cellulaires sont attribués essentiellement aux forces osmotiques (Malki, 2007). L'eau passe du compartiment ayant une pression osmotique la plus faible (milieu hypotonique) vers le compartiment ayant la pression osmotique la plus forte (milieu hypertonique) dont la concentration tend à diminuer. Le sel augmente la pression osmotique du milieu de culture diminuant ainsi la quantité d'eau disponible à la plante il en résulte un ralentissement de la croissance des plantes (Moumane, 1999).

-Effets spécifiques des ions : Certaines concentrations ioniques en Na^+ peuvent être à l'origine de phénomène de toxicité pour les cultures. Ces effets sur les plantes se traduisent par des lésions sur les feuilles, dès que la teneur en cet élément atteint 0.05% dans les tissus. Les ions considérés toxiques aux plantes sont le Cl^- , Na^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} et le bore. Les effets du sel sur la croissance et le développement de la plante se traduit généralement par réduction de la croissance dont l'intensité varie selon l'espèce et la composition ionique du sol (Dakak, 2015).

I.5.2.6. Méthodes de mesure de la salinité des sols

Plusieurs études ont démontré les méthodes de détermination de la salinité des sols, notamment les méthodes de suivi de la culture (Kloppmann et al., 2011), la mesure de la conductivité électrique des extraits de la pâte saturée, la mesure non invasive de la conductivité électrique avec l'induction électromagnétique (EM), la mesure in situ de la conductance électrique avec réflectométrie du domaine temporel (TDR).

I.5.2.7. Moyens techniques de lutte contre la salinisation

Les moyens de lutte contre la salinité sont de plusieurs natures, nous essayerons dans cette partie d'aborder les principales.

- **Le drainage :** Les problèmes de salinité dans les périmètres irrigués sont souvent liés à la présence d'une nappe peu profonde et saline, elle alimente en permanence la zone racinaire en sel au fur et à mesure que l'eau est utilisée par la plante. Cette accumulation de sel est très marquée dans les régions chaudes à cause d'une forte évaporation de l'eau. D'où l'installation de drains ouverts ou enterrés ou de puits drainant qui est nécessaire pour entraîner une partie de l'eau salée vers une zone où le sel peut être stocké sans risque.
- **Le lessivage des sols :** L'apport de doses supplémentaires pour le lessivage permet de diminuer l'accumulation des sels solubles. Il consiste donc à apporter une dose d'irrigation supérieure aux besoins de la plante. Ainsi une partie des sels seront lessivée au-delà de la zone des racines et permet d'éviter une accumulation de sels. Toutefois, le lessivage n'est efficace qu'en présence d'un réseau de drainage fonctionnel.
- **Le choix des assolements :** Ce choix est d'autant plus important que toutes les cultures ne possèdent pas les mêmes aptitudes à extraire de l'eau dans un sol salé. Certaines cultures sont donc capables de fournir un rendement acceptable même à des niveaux de salinité du sol élevé (FAO, 1994). En effet, le degré de tolérance aux sels des plantes peut varier de 1 à 10. Cette gamme étendue de tolérance permet un emploi des eaux jugées inutiles auparavant. Le tableau 4, développé par Maas [FAO ; 1994], donne le niveau critique de conductivité électrique de l'extrait de la pâte saturée caractéristique de quelques espèces.

Tableau 4: Niveau critique de conductivité électrique de l'extrait de la pâte saturée
Caractéristique de quelques espèces.

	Cultures	niveau critique de la C.E (dS/m)
GRANDES CULTURES	Arachide	3.2
	Betterave à sucre	7.0
	Blé	6.0
	Canne à sucre	1.7
	Coton	7.7
	Fève	1.5
	Haricot	1.0
	Maïs	1.7
	Orge	8.0
	Soja	5.0
CULTURES MARAICHERES	Betterave rouge	4.0
	Carotte	1.0
	Chou	1.8
	Citrouille	4.7
	Epinard	2.0
	Haricot	1.0
	Maïs sucre	1.7
	Navet	0.9
	Oignon	1.2
	Pomme de terre	1.7
	Tomate	2.5
CULTURES FOURRAGERES	Chiendent	7.5
	Dactyle pelotonné	1.5
	Dolique	2.5
	Luzerne	2.0
	Mais fourrager	1.8
	Orge fourrager	6.0
	Ray Gras anglais	5.6
	Sesbanie	2.3
	Trèfle	1.5
	Vulpin des prés	1.5
CULTURES FRUITIERES	Abricotier	1.6
	Amandier	1.5
	Avocatier	1.3
	Citronnier	1.7
	Fraisier	1.0
	Olivier	2.7
	Oranger	1.7
	Pêcher	1.7
	Poirier	1.7
	Prunier	1.5

I.6. Pollution nitrique

I.6.1. Introduction

L'eau est une ressource naturelle rare et importante, elle conditionne la vie et la survie de tous les êtres vivants sur terre, elle est destinée à la consommation humaine, à l'irrigation et à l'industrie. En plus du problème de sa rareté, l'eau est touchée par un autre problème qui menace sa qualité, c'est la pollution

et notamment la pollution nitrique des eaux souterraines qui alimentent les sources et les cours d'eau. D'où la nécessité d'une gestion intégrée de l'eau aussi bien sur le plan quantitatif que qualitatif. L'adéquation quantité – qualité étant priorité nationale, En effet, le message contenu dans la lettre royale adressée aux participants du premier Forum mondial de l'eau tenu à Marrakech (21 et 22 mars 1997): «LA CIVILISATION ARABO-MUSULMANE A TOUJOURS PLACE LES QUESTIONS DE L'EAU AU CENTRE DE SES PREOCCUPATIONS SCIENTIFIQUES, TECHNIQUES, JURIDIQUES ET CULTURELLES » montre ainsi, l'importance et le caractère urgent de la gestion rationnelle de l'eau au niveau mondial (l'économiste, 27mars 1997 cité par Bennani,1997). Il faudra donc, concilier entre les impératifs du développement économique et social et la mise en œuvre d'une politique de préservation de l'environnement. Ainsi, dans de nombreuses régions du monde, les eaux souterraines qui étaient autrefois de bonne qualité se trouvent à l'heure actuelle menacées par diverses sources de pollutions ponctuelles et diffuses. Les sources ponctuelles ont fait l'objet de nombreux travaux et recherches sur le terrain et dans les laboratoires, par contre les sources diffuses et particulièrement la pollution nitrique d'origine agricole n'a commencé à attirer l'attention des chercheurs et des responsables que lors de la dernière décennie. Cette pollution nitrique prend place lorsque l'intensification des activités agricoles est accompagnée d'une utilisation abusive des engrais plus particulièrement les engrais azotés.

I.6.2. Situation et problématique de la pollution nitrique

Les nitrates constituent l'une des formes de l'azote, élément indispensable au développement de toute vie végétale et animale (Addiscott et al., 1991 ; Genermont et Cellier , 2016). Et il est admis qu'une fertilisation minérale se solde par un accroissement des rendements mais les doses élevées appliquées, généralement supérieures aux besoins réels des cultures, génèrent des excès d'azote qui peuvent entraver la production agricole par plusieurs mécanismes et pollue les eaux souterraines par lixiviation généralement sous la forme de nitrate, qui est très mobile (Birkinshaw et Ewen, 2000; Lay Mc et al.,2001) .Cette pollution continue à réduire le bilan global des ressources hydriques et engendre un risque pour la santé humaine surtout lorsqu'il s'agit de la consommation des eaux de puits dans le milieu rural où la majorité de la population s'approvisionne directement de l'aquifère (Id Ahmad, 1998). En effet, leur Concentrations élevées dans les eaux peuvent provoquer une méthémoglobinémie chez le nourrisson, et probablement du cancer de l'estomac chez les adultes (Freishtat et al., 2005 ; Venkateswari et al., 2007).

A l'échelle mondiale, Le problème posé par les nitrates a suscité le maximum d'intérêt pendant ces dernières années et il est devenu parmi les préoccupations *mondiales* actuelles, comme le cas au Etats-Unis [Manassaram et al., 2007] ; HongKong (Zhou et al., 2007), et dans d'autres pays comme l'Australie, le Canada et la Nouvelle-Zélande, mais surtout dans les pays méditerranéens où, pour des raisons climatiques défavorables, l'irrigation avec des eaux de qualité parfois médiocre constitue un impératif technique incontournable (OCDE, 2004).

Au Maroc, l'agriculture intensive en zones irriguées est pour sa part responsable de la pollution diffuse des eaux souterraines (Soudi et al., 1999). Effectivement, les périmètres irrigués, qui ne représentent que 12% de la superficie agricole utile (SAU) totale du pays, consomment à eux seuls plus de 50% des intrants fertilisants à l'échelle nationale (Hamdaoui, 1996). Aussi, les quantités en excès pour les cultures légumineuses et maraîchères représentent entre 20% et 45% par rapport aux doses moyennes respectivement dans les zones côtières et les plaines irriguées. (Moussaoui et al., 1994). En plus de l'utilisation excessive voir abusive des intrants agrochimiques notamment les engrais azotés, la mauvaise maîtrise de l'irrigation et du drainage des parcelles cultivées (Soudi et al., 1999), engendrent la pollution nitrique des ressources en eau, qui constitue une menace aussi

importante que celle liée au déséquilibre quantitatif. Du fait de son caractère diffus, cette pollution reste difficile à résoudre; son contrôle et son évaluation posent des problèmes spécifiquement difficiles et ardu.

Au niveau de notre zone d'étude, périmètre de M'nasra, la teneur en nitrates des eaux souterraines présente une grande variabilité, avec 88.9% des puits présentent une teneur supérieure à 50 mg/l et 11.1% ne dépassent pas 50 mg/l (seuil de potabilité) (Berdai, 2003). Sous les effets du progrès socio-économique et de la croissance démographique dans la région, les sources de pollution se multiplient et se diversifient, à savoir la pollution diffuse d'origine agricole qui consiste la diversité des cultures pratiquées et à l'élevage. Et à la Pollution ponctuelle suite à la présence d'unités industrielles et des rejets urbains.

I.6.3. Types de la pollution nitrique

I.6.3.1. Pollution d'origine agricole

La plaine du Gharb présente une agriculture intensive, la superficie totale actuellement irriguée est de 126.000 ha. L'irrigation est accompagnée d'un emploi abusif des engrais azotés, des produits phytosanitaires et des pesticides en vue d'accroître le rendement des cultures. Certes, les engrais azotés ont un effet positif sur le rendement agricole mais leurs utilisations irrationnelles ont des incidences négatives en matière de pollution diffuse des nappes souterraines par les nitrates (Berdai 2003 ; Omrania et al., 2019).

I.6.3.2. Pollution d'origine domestique

Grâce au marquage isotopique, Splading et al., (1993) ont pu mettre en évidence la contamination des eaux souterraines par les nitrates des eaux municipales dans les zones irriguées. En effet, l'usage de l'eau par les ménages (eau de cuisine, lavage, blanchissage) et par les municipalités dégrade sa qualité. A ces eaux usées domestiques s'ajoutent souvent les eaux pluviales qui se chargent en éléments indésirables lors de leur ruissellement sur les surfaces et constituent une source de pollution souvent sous-estimée (hydrocarbures, métaux lourds dont le plomb provenant de la combustion des carburants etc...). Ces rejets domestiques sont composés de matières azotées de nature essentiellement organique (protéines, urée...), matières organiques et minérales, phosphates, détergents, et de nombreux micro-organismes pathogènes (bactéries, virus,...). Ces eaux sont déversées sans traitement soit directement dans des oueds, dans des collecteurs en terre ou dans des puits perdus ou fossés. Elles contaminent les nappes souterraines provoquant ainsi des maladies comme la fièvre, la typhoïde et l'hépatite infectieuse (ONEP, 1982, Soudi, 2008).

I.6.4. Effets des nitrates sur la nature

I.6.4.1. Effets sur l'environnement

L'effet principal des nitrates sur l'environnement consiste à favoriser la croissance végétale, cet impact, qui peut apparaître bénéfique dans un premier temps, s'avère désastreux pour les écosystèmes aquatiques lorsque la prolifération végétale est poussée à l'excès. Il est à noter que les conséquences de la pollution azotée ne se limitent pas aux hydro-systèmes. L'enrichissement en nitrate des eaux est également responsable de déséquilibres écologiques tels que l'eutrophisation. En effet, les eaux souterraines contribuent à l'alimentation des cours d'eau qui vont être déversés dans l'océan. L'enrichissement des écosystèmes aquatiques en éléments azotés (également en phosphore) provoque d'une part, la prolifération des algues et des végétaux aquatiques. A leur mort les végétaux vont se déposer sur le fond et créer une accumulation de biomasse. La décomposition par les bactéries de cette matière organique entraîne une forte consommation d'oxygène et conduit à une situation d'hypoxie (Officier et al., 1984).

Un deuxième effet, moins aisément quantifiable pour l'instant. En atteignant la stratosphère, le N_2O peut être transformé en monoxyde d'azote sous l'effet du rayonnement solaire. Ce dernier est l'un des 6,4 et 8 principaux gaz qui participe à la destruction de la couche d'ozone (Cicerone, 1987).

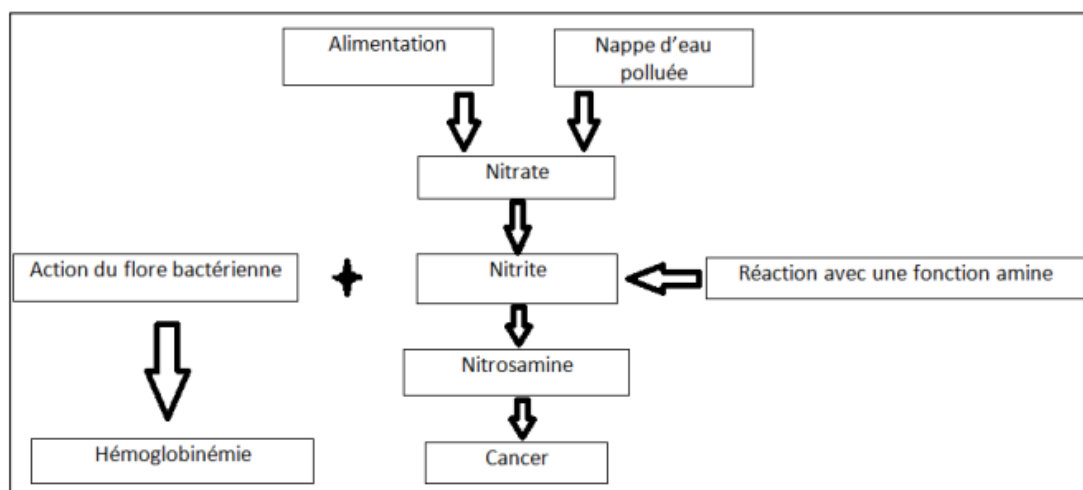
I.6.4.2. Effets sur la santé humaine

La pollution des nappes par les nitrates présente un problème d'ordre sanitaire lorsque ces eaux sont utilisées pour des besoins alimentaires. En effet, au niveau buccal, la présence d'une flore bactérienne réductrice dans la salive et d'un pH compris entre 6,4 et 8, peut transformer les nitrates ingérés en nitrites très instables et très toxiques (réduction de NO_3^- en NO_2^-). Dans le reste du tube digestif, cette réaction ne semble possible que dans des conditions pathologiques (Fournel et al., 2016). Sur le plan toxicologique, les nitrites formés dans l'organisme à partir des nitrates ingérés induisent une cyanose du sang, après substitution du fer ferreux de l'hémoglobine par le fer ferrique. L'hémoglobine se transforme en méthémoglobine non fonctionnelle ; Celle-ci ne peut plus assurer son rôle d'oxygénation des tissus, et la maladie s'appelle la méthémoglobinémie (ou maladies du sang bleu). Selon Landreau (1990), ce risque sanitaire se présente sous deux formes :

** Risque à court terme concernant :*

- les nourrissons de moins de trois mois du fait qu'il consomme dix fois plus de liquide que l'adulte. L'enfant développe alors une coloration bleue de la peau qui débute par les lèvres, puis les bouts des doigts, et peut éventuellement s'étendre à l'ensemble du corps.
- les jeunes ruminants (mouton, chèvre, bœufs) qui ingèrent en grandes quantités des fourrages dont la teneur en nitrates plus élevée.
- Et chez les jeunes. En effet, en Europe, de nombreux cas de « maladie du sang bleu » touchant les jeunes ont été décelés durant les années 1940 et 1950 (Moinet, 1990) ; surtout dans les régions où l'eau consommée provenait des puits contaminés (teneur des nitrates supérieure à 100 mg/l).

**Risque à long terme :* Landreau (1990), rapporte que Les nitrates ingérés entraînent le cancer au niveau du tube digestif par la formation de nitrosamines à partir des nitrites et des groupements aminés.



I.6.5. Aperçu sur les différents processus de transformation et le transfert de l'azote dans le système sol-plante

Le cycle de l'azote dans le sol est largement modifié par l'intervention accrue de l'homme (agriculture intensive, développement industriel, déchet domestiques, explosion démographique). Ces transformations ont généré un excès d'azote sous diverses formes. On les rencontre dans les eaux souterraines.

L'évaluation des risques de pollution d'origine agricole exige la connaissance de la dynamique de l'azote dans le système sol- plante, des processus des transformations et de transfert de l'azote dans le sol, ainsi que des pratiques culturales susceptibles d'influencer directement ou indirectement la dynamique et la disponibilité de l'azote (fumure minérale, fumure organique, irrigation...). La figure 2 montre l'ensemble des maillons du cycle de l'azote en vue de la quantification du transfert de cet élément dans le sol. On distingue deux types de flux de l'azote dans le sol d'après Nicolardot et al., (1997) (Figure 2) :

*flux internes : les gains par minéralisation primaire des résidus de récoltes et des engrais organiques (ou par minéralisation secondaire en provenance de la biomasse microbienne), puis les pertes par réorganisation de l'azote minéral.

*flux externe : les gains de nature microbienne par fixation biologique, d'apports organiques et météorologiques, d'engrais..., puis les pertes par dénitrification, volatilsation, absorption racinaire et lixiviation.

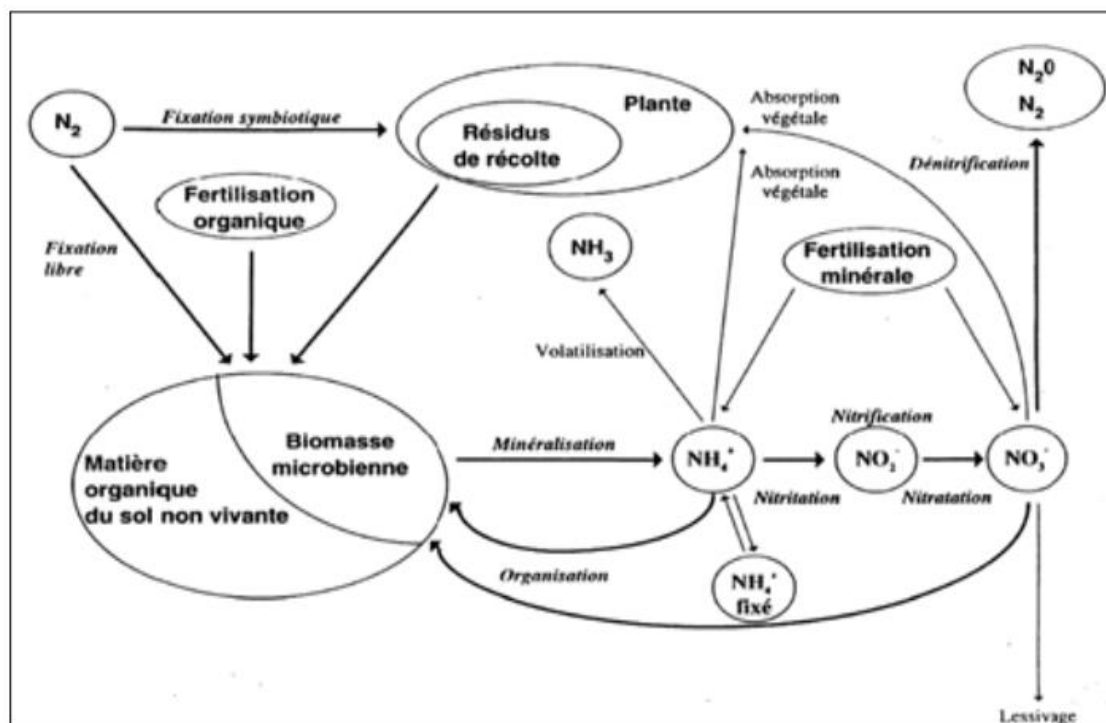


Figure 2: Processus de la dynamique de l'azote dans les sols cultivés (Nicolardot et al., 1997)

Fixation de l'azote diatomique N_2

L'azote présente le principal élément constitutif de l'air 80%. Il se trouve à l'état diatomique N_2 . Il ne peut être fixé que par les plantes de la famille des légumineuses (pois, haricot, soja...) vivant en

symbiose avec les rhizobiums (bactéries fixatrices d'azote), micro-organismes vivant sur leurs racines, capables de réduire l'azote gazeux en ammoniac (NH_3). On parle alors de la fixation symbiotique, ou par les bactéries fixatrices libre dans le sol en particulier des cyanobactéries, alors qu'il reste inaccessible aux autres familles de végétaux qui absorbent exclusivement l'azote minéral présent dans le sol. Au niveau du sol, l'azote se présente sous deux formes, la forme minérale (5%) directement assimilable par la plante, et la forme organique (95%) qui n'est utilisable qu'après minéralisation.

- **La minéralisation**

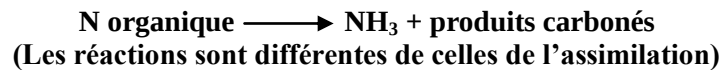
La minéralisation se déroule en deux étapes l'ammonification et la nitrification

***l'ammonification (ou ammonisation) :**

Elle consiste en la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal (NH_4^+) faiblement mobile, grâce à l'activité d'une microflore diversifiée (bactéries, actinomycètes....)

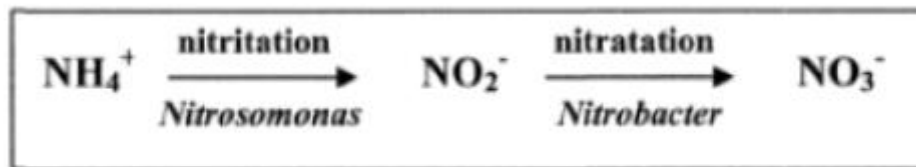
L'ammonification est la décomposition, dans le sol, de la matière organique azotée. Cela correspond à la restitution de l'azote au sol sous forme d'ammoniac. Cette réaction concerne tous les déchets végétaux ou animaux, mais aussi et surtout la biomasse: lombrics, larves d'insectes et micro organismes.

L'azote organique étant transformé en azote minéral, on parle aussi de la minéralisation.



***Nitrification**

Il s'agit d'une double oxydation de l'azote ammoniacal en azote nitrique. Elle se subdivise en deux réactions successives : la nitritation (ou nitrosation) et la nitratation.



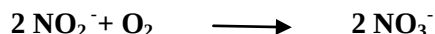
L'oxydation en nitrates de l'ammoniac se fait par des bactéries nitrifiantes. Il faut distinguer deux étapes successives. Et dans la plupart des sols, le NH_4^+ est rapidement converti en NO_3^- (Hopkins, 2003).

↳ **Nitritation**



La réaction est déclenchée par les Nitrosomonas (bactéries chimolithotrophes aérobies)

↳ **Nitratation**

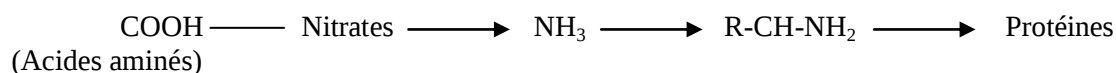


La réaction est déclenchée par certaines bactéries (Nitrobacter) qui tirent leur énergie de l'oxydation des nitrites. Ces deux étapes se concrétisent grâce à l'activité de bactéries autotrophes telles que Nitrosomonas et Nitrobacter.

L'activité de ces deux bactéries est optimale en conditions aérobiques strictes, sol aéré, et à pH entre 7,5 à 8,5. Les températures optimales de 30° (min 5°C et max 45°C), rapport C/N (carbone total/azote Total) autour de 10. Ainsi, les nitrates produits sont destinés à : l'assimilation par la plante (ou absorption par la plante) la dénitrification, la réorganisation et à la lixiviation au delà de la zone racinaire.

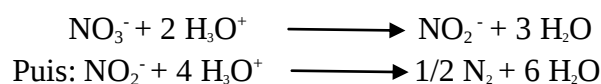
- **Assimilation**

L'assimilation correspond à l'absorption des nitrates par les plantes; l'azote devient alors un constituant de la matière vivante. L'ammoniac n'est qu'une étape intermédiaire car il est immédiatement utilisé dans la synthèse des acides aminés.



- **Dénitrification**

La dénitrification qui consiste en une réduction biologique des nitrates par des bactéries anaérobiques et qui de ce fait ne se produit qu'en milieu compact ou engorgé d'eau. Deux principaux produits gazeux résultent de ce processus : N_2 et NO_2^- . Aussi Dommergues (1970) admet qu'il existe également une dénitrification chimique due à l'instabilité des nitrites dans le sol. La dénitrification correspond donc à la dégradation de l'azote nitrique en azote moléculaire voire en protoxyde d'azote (formes gazeuses de l'azote qui sont libérées dans l'atmosphère). Cette réaction se produit dans le sol mais aussi au niveau de l'interface eau-sédiments dans les océans, les cours d'eau, les lagunes et les lacs. La dénitrification nécessite la présence de bactéries en général hétérotrophes (Serratia et Pseudomonas). Là encore, il faut distinguer deux étapes successives:



- **Réorganisation(ou immobilisation)**

Elle consiste en un recyclage d'une partie de l'azote minéral (ammoniacal ou nitrique) dans les tissus d'ammonification des bactéries.

- **Lixiviation au-delà de la zone racinaire.**

En plus de l'azote minéral résultant des processus d'ammonification et de nitrification, viennent s'ajouter de fertilisants pour augmenter les rendements de cultures. Par ailleurs, il ressort de ce qui précède que les transformations et le transfert dans le système sol-plante –eau –atmosphère sont fort complexe, et que leur quantification dans un agro-système donné demeure la solution rigoureuse qui permettra une gestion rationnelle du cycle de l'azote.

I.6.5.1. Fuites de nitrate et pollution nitrique des nappes souterraines

Les fuites de nitrate vers les eaux souterraines, que l'on peut également nommer lixiviation, se produisent en période d'excès hydrique lorsque la réserve en eau du sol est remplie. La lixiviation des nitrates est un processus physique naturel, qui peut être augmenté lorsque le cycle de l'azote est perturbé par certaines pratiques agricoles et certains changements d'occupation du territoire. Les processus du sol qui contrôlent le cycle de l'azote, et donc les quantités d'azote, sont nombreux, mais les plus importants sont : l'absorption d'azote par les plantes, les apports d'engrais azotés (minéraux et organiques), l'organisation et la minéralisation, ainsi que la nitrification et la dénitrification. Ainsi, la concentration en nitrate du sol à un moment donné est le résultat de l'ensemble de ces processus. La lixiviation des ions nitrates ne dépend pas uniquement de la concentration en nitrate du sol. Un second processus hydrologique est nécessaire : la percolation de l'eau dans le profil de sol. Cette percolation est un phénomène ponctuel qui a lieu principalement durant les mois de fortes précipitations et de faible évapotranspiration, en Europe, de la fin de l'automne au début du printemps.

Une bonne gestion de l'azote minéral du sol vise donc à minimiser les quantités d'azote du sol lorsque le risque de percolation est maximum. Pour que des pertes d'azote par lixiviation soient possibles, il faut donc réunir deux conditions : la présence de nitrate dans le sol et une situation d'excès d'eau qui conduit à un flux d'eau vertical dans le sol (Simon, 1999). De nombreuses études concernant la lixiviation des ions nitrate ont été réalisées à l'échelle de la parcelle (Bruckler et al., 1997 ; Simon et Lecorre, 1998 ; Arregui et Quemada, 2006). Ces études ont montré que la lixiviation des ions nitrate était dépendante du système de culture (type de culture, rotations, irrigation, fertilisation) et du contexte pédoclimatique.

I.6.5.2. Facteurs influençant la lixiviation des nitrates

- **Les facteurs climatiques**

Ce sont des facteurs qui conditionnent la mobilité des nitrates en modifiant le stock d'eau dans le sol et les conditions de drainage, il s'agit essentiellement des précipitations, des températures et de l'évapotranspiration.

Si le sol a une capacité de rétention, les précipitations jouent un rôle sur l'intensité de lixiviation des nitrates vers les nappes souterraines. La période hivernale qui suit la récolte constitue la phase critique de lixiviation de l'azote excédentaire du fait de l'absence des plantes, de l'incidence de fortes précipitations et de températures basses limitant l'activité microbienne. L'infiltration des nitrates dépend du volume des précipitations et de la porosité du sol (Zilliox et al., 1990). L'infiltration des nitrates dépend du volume des précipitations de la porosité du sol en place, le calcul théorique de la profondeur d'infiltration des nitrates est donné par la formule suivante:

$$P(\text{cm}) = 100 \cdot i / e \cdot da$$

Avec

i: hauteur d'eau infiltrée.

e: humidité à la capacité au champ.

da: densité apparente de la terre en place supposée sèche.

☞ **Température**

La température est un facteur essentiel pour le processus de minéralisation de l'azote par les microorganismes, elle conditionne l'intensité de nitrification et d'ammonification, cette dernière se produit dans un intervalle de température plus large, par rapport à la nitrification. La nitrification débute à des températures comprises entre 6 et 7°C devient maximale à 35°C, si la température dépasse 45°C la nitrification s'atténue ainsi si la température descend en dessous de 2°C le processus s'arrête et les pertes par lessivage sont réduites. En revanche les faibles températures hivernales inférieures à 5°C dans les régions tempérées ralentissent la nitrification et ce n'est qu'en printemps que des quantités appréciables de nitrates ont été enregistrées (Soudi et al., 1982).

☞ **L'évapotranspiration**

L'évapotranspiration réduit la lixiviation d'azote par évaporation de l'eau du sol vers l'air.

- **Les facteurs écologiques**

La minéralisation de l'azote croît en fonction de l'humidité jusqu'au point d'atteindre un optimum situé aux environs de la capacité de rétention après lequel une décroissance est observée. Cette chute est due aux conditions d'anaérobiose causées par l'excès d'eau qui réduit l'oxygène et favorise par conséquent la dénitrification.

En générale, la fourchette des humidités optimales est comprise entre 65 % et 100% de la capacité de rétention. Pour la nitrification l'optimum se situe à 50% de l'humidité à saturation (Soussah, 2005).

↳ **pH**

La minéralisation azotée nécessite un pH qui se situe entre 7 et 8, la nitrification est ralentie pour un pH de 5,2, elle croît et atteint son maximum pour un pH de 7,8, ensuite il régresse jusqu'à inhibition pour pH compris entre 8,9 et 10,2 (Beqqali, 1982). Dans les sols marocains les pH sont en général voisins de la neutralité à l'alcalinité et demeurent donc favorables aux processus de l'ammonification (Soussah, 2005).

↳ **Rapport C/N**

Le C/N critique au dessous duquel apparaît la minéralisation est compris entre 20 et 25. Ainsi un sol à faible C/N favorise la minéralisation et la nitrification, tandis qu'un sol à un C/N élevé favorise l'immobilisation par le fait que les microorganismes puissent dans le sol plus d'azote pour assurer leur multiplication.

↳ **La salinité**

L'influence de la salinité est non négligeable sur les transformations de l'azote dans le sol. A partir d'une concentration de 0,5 à 1 % de sels le taux d'inhibition de la nitrification devient maximal et peut atteindre 80 ce qui entraîne une accumulation de l'ammonium. Cette situation est indésirable surtout dans les sols alcalins et salins ; elle favorise la volatilisation de l'azote ammoniacal ce qui provoque une perte d'azote d'environ 20 à 30% (Soussah, 2005).

• **Les propriétés physiques du sol**

↳ **Texture**

Le lessivage de l'azote dépend de la composition du sol. En effet, lorsque la proportion des éléments grossiers du profil du sol est importante, le lessivage de l'azote est élevé surtout en sol sableux, par contre lorsque la texture est très fine, la lixiviation est réduite. Toutefois, dans un sol, ayant une capacité de rétention d'eau plus élevée et une texture de plus argileuse, le drainage est réduit, en outre, les colloïdes argileux présentant des charges positives sur les bordures des feuillets absorbent les anions entraînant ainsi un freinage de lixiviation vers la profondeur. Si le sol argileux présente des fissurations considérées comme une création de l'espace poral par lequel l'azote nitrique peut être entraîné vers la profondeur en cas de fortes pluies (Berdai, 2003).

↳ **Couvert végétal**

En effet, la transpiration de l'eau par les racines crée un mouvement ascendant, en interceptant les nitrates et empêchant la lixiviation en profondeur.

↳ **Conductivité hydraulique**

La conductivité hydraulique est variable en fonction du type de sol, et dépend donc de la texture et de la structure du sol. Une faible conductivité hydraulique est due à une grande proportion de micropore et se traduit par une réduction du lessivage. Elle est plus élevée si le sol est poreux et fracturé, entraînant ainsi une grande lixiviation. (Hill, 1974 ; Khetabi, 1993).

☞ **Irrigation**

La faible maîtrise de l'irrigation entraîne une augmentation du drainage de l'eau, conduisant à une élévation d'accumulation d'azote lessivé en profondeur (Stevenson et Nielson, 1990). Ce problème de lixiviation est signalé surtout au niveau des zones irriguées. En effet, l'irrigation accroît les prélèvements et les exportations de l'azote d'une part et favorise la minéralisation de la matière organique d'autre part. L'azote minéralisable est élevé dans les sols irrigués en comparaison avec les sols non irrigués (El Haris, 1983). De ce fait, la solution réside dans le contrôle de la dose et de la fréquence d'irrigation.

• **Impact des intrants azotés**

☞ **Fertilisation minérale**

Les engrais azotés sont utilisés pour enrichir le sol et améliorer le niveau de production. Toutefois, leur utilisation abusive entraîne des conséquences néfastes en termes de pollution nitrique due à la lixiviation de l'excès d'azote nitrique. Les pertes en azote peuvent être directement proportionnelles à la fertilisation azotée lorsqu'il ne se passe pas suffisamment de temps entre l'application et l'arrivée des pluies, c'est pourquoi il faut veiller à espacer entre l'application de la fertilisation et les précipitations pour qu'il y ait prélèvement d'azote (Cameron et al., 1977).

☞ **Effet de la dose d'engrais**

Le volume de drainage et la dose d'engrais se sont deux facteurs déterminant la quantité de nitrate lixiviés (Dakak, 1996).

☞ **Effet de la forme d'engrais**

La forme d'engrais jouent un rôle dans la lixiviation des nitrates, en effet lorsqu'on applique des formes d'engrais à base de nitrate on observe une perte significative d'azote nitrique, par contre si une forte dose d'engrais à base d'urée et de sulfate d'ammoniaque est appliquée en automne elle peuvent être nitrifiés et lixiviés en hiver, cette perte est réduite lorsqu'on applique des engrais à base d'ammonium Car ces derniers sont plus résistants en raison de leur adsorption sur les argiles du sol et de leur nitrification qui se fait de manière progressive (Soussah, 2005).

☞ **Effet du fractionnement d'apport d'engrais**

Un excès de la fertilisation peut entraîner un retard de la maturité, une tendance à la verse des céréales, une très forte concentration de nitrate dans le sol et un lessivage excessif vers la nappe, ainsi, le procédé de fractionnement est plus favorable que la méthode classique d'apport massif. En effet, le fractionnement de l'azote en trois applications réduit le lessivage de 53% à 28% de l'azote appliqué et améliore les prélèvements par la plante de 22% à 41% pour le maïs et de 39% à 61% pour le riz (Yogesh et Juo, 1982).

☞ **Fertilisation organique**

L'incorporation des résidus organiques à C/N élevé (paille des céréales) favorise l'immobilisation de l'azote dans les tissus microbiens, la décomposition de ces résidus nécessite une réorganisation d'azote minéral par la microfaune du sol qui se traduit par une réduction de l'azote potentiellement lixiviable. Tandis que l'enfouissement des résidus organiques à C/N faible (tissus jeunes, vert de betterave, engrais verts etc....) induit une minéralisation rapide de l'azote organique. Cette minéralisation

alimente l'azote ammoniacal nitrifiable dans le sol et contribue ainsi à l'augmentation de l'azote nitrique lixiviable (Soussah, 2005).

I.7. Impacts environnementaux des engrais azotés et des produits phytosanitaires

I.7.1 Introduction

L'évolution des pratiques agricoles a permis aux populations de bénéficier d'un approvisionnement régulier, diversifié et suffisant en denrées végétales et animales. L'utilisation des fertilisants et des produits phytosanitaires pour améliorer les rendements de la production agricole et limiter la prolifération des parasites est en progression régulière. Cependant, l'usage de ces intrants sans précautions peut avoir des impacts négatifs sur l'environnement et ses différentes composantes, en plus des risques sanitaires (Bedos et al., 2009).

Les engrais et les produits phytosanitaires sont des éléments incontournables dans toute activité agricole, néanmoins l'usage intensif et le non respect des doses recommandées peuvent engendrer des impacts négatifs pour l'environnement. C'est le cas de la présence des nitrates et des résidus de pesticides dans les milieux naturels (sols et eaux). Cette contamination soulève des préoccupations majeures dans l'esprit du public en général, des scientifiques et des décideurs en particulier, puisque l'eau souterraine constitue une source d'eau potable importante pour plusieurs pays (Roche et al., 2005 ; Darwish et al., 2011 ; Hansen et al., 2012). La compréhension de l'origine et des processus de transfert de ces contaminants dans l'écosystème, s'avère un outil pertinent pour mieux protéger les aquifères.

La plaine du Gharb présente une agriculture intensive, la superficie totale actuellement irriguée est de 250000ha (Bouderka et al., 2016). L'irrigation est accompagnée d'un emploi abusif des engrais azotés, des produits phytosanitaires et des pesticides en vue d'accroître le rendement des cultures. Certes, les engrais azotés ont un effet positif sur le rendement agricole mais leurs utilisations irrationnelles ont des incidences négatives en matière de pollution diffuse des nappes souterraines par les nitrates (Dakak, 2015 ; Omrania et al., 2019).

I.7.2. Engrais azotés

I.7.2.1. Fumier

Le fumier est également une source de nitrates. C'est un fertilisant organique utilisé en priorité pour couvrir les besoins des plantes en azote, phosphore et potasse. Il améliore la structure, augmente l'activité biologique et contribue à maintenir l'humus du sol. Il est composé de parties pailleuses très aérées, de parties déjà décomposées, et d'autres très peu perméables. Il a une structure et une composition très variables qui présentent des comportements différents suivant l'âge, le type d'élevage ou le type de conduite de l'exploitation. Les fumiers de mouton, de porc et de volaille sont riches en azote suivis par celui de bovins, alors que le fumier de cheval est le plus pauvre en azote (USDA, 1992).

Le fumier contient de l'azote minéral, principalement sous forme ammoniacale, et de l'azote organique. La forme minérale est disponible immédiatement aux plantes. La forme organique sera minéralisée en azote ammoniacal et en nitrates. Dans le sol, la forme ammoniacale se transforme rapidement par nitrification en nitrates, mieux absorbées par les plantes. Ce processus demande de l'oxygène, et par conséquent, un sol bien aéré et non compact. En l'absence de l'air, les nitrates sont transformés par dénitrification en composés volatils qui se perdent dans l'atmosphère. La capacité du fumier à nourrir les plantes est fortement liée à l'état du sol. Toutefois, si le fumier n'est pas incorporé rapidement après son épandage, la fraction ammoniacale se perd dans l'atmosphère par volatilisation de l'ammoniac (Weill et Duval, 2009).

I.7.2.2. Fertilisants azotés

Une autre source importante et majeure des nitrates, est l'apport d'engrais azotés qui fournit des quantités suffisantes d'azote et d'autres éléments nutritifs aux plantes. Les doses d'engrais recommandées dépendent des besoins de la plante, de la nature du sol et des conditions météorologiques locales.

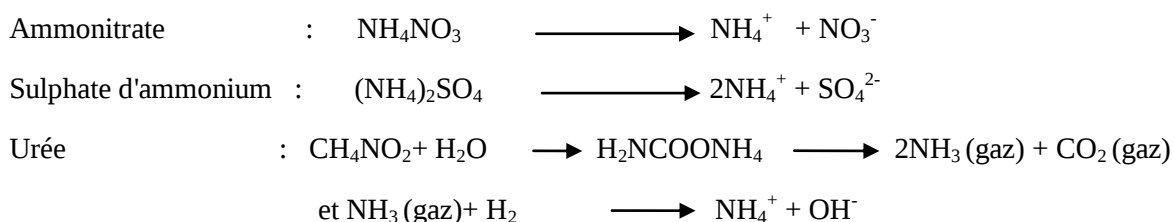
Dans l'industrie des engrais, l'azote de l'atmosphère est fixé chimiquement pour former l'ammoniac en haute température et pression selon la réaction suivante :



L'ammoniac est ensuite combiné avec d'autres produits pour donner naissance à d'autres engrais azotés :

NH_3 + Acide nitrique + Ammoniac	Ammonitrate	(NH_4NO_3)
NH_3 + Acide nitrique + CaCO_3	Nitrate de Calcium	$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$
NH_3 + Acide phosphorique	Phosphate d'ammonium	$(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$
NH_3 + Acide sulfurique	Sulfate d'ammonium	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$
NH_3 + Gaz carbonique	Urée	CH_4NO_2

Apportés au sol, et en présence d'une certaine humidité du sol, les trois principaux engrais azotés subissent les réactions suivantes :



L'ammonitrate et le sulfate d'ammonium produisent du nitrate et d'ammonium. Les nitrates sont immédiatement absorbés par les plantes en cas de besoins, sinon ils peuvent être lessivés en profondeur, à cause de leur charge négative qui ne leur permet pas d'être retenus par les colloïdes du sol. Les ions ammonium peuvent être soit absorbés, mais à moindre degré que les nitrates par les plantes, soit transformés en nitrate, soit fixés par les charges négatives des colloïdes du sol. Pour l'urée, à cause de sa nature organique, sa transformation nécessite l'intervention d'une enzyme pour briser la liaison C-O. Celle-ci, est fournie par les microorganismes présents dans le sol. L'azote est d'abord libéré sous forme d'ammoniac (NH_3), qui peut soit se volatiliser sous forme de gaz, soit se dissoudre dans l'eau du sol, pour donner de l'ammonium qui va suivre les mêmes étapes que l'ammonium libéré par le sulfate d'ammonium ou l'ammonitrate (Moughli, 2000).

I.7.3. Marchés des engrais

I.7.3.1. Marché mondiale

Pendant les dernières décennies, les engrais sont devenus un pré-requis et un facteur clé pour l'accroissement de la production agricole, ainsi que le développement de l'agriculture moderne. Les sociétés pétrolières étatiques du Moyen-Orient sont importantes pour le

secteur de l'azote, tandis que les producteurs d'Afrique du Nord le sont pour le secteur du phosphate. A l'échelle mondiale, la consommation a atteint 173 millions de tonnes d'unités fertilisantes (UF) pour l'année 2010. Actuellement, l'azote présente 61 % de la consommation des engrais dans le monde, suivi par le phosphate (23 %), et le potassium (16 %) (IFA, 2013). D'après une étude réalisée par le Ministère français de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche en 2010, les pays de l'Europe de l'Ouest et les Etats Unis consomment moins d'engrais que les pays asiatiques. La France est le plus grand consommateur des engrais minéraux. Elle est classée à la 7^{ème} place au niveau mondial avec une consommation de 3,5 millions de tonnes par an, ce qui représente 2 % du marché mondial. La consommation globale des engrais est résumée dans la figure 4.

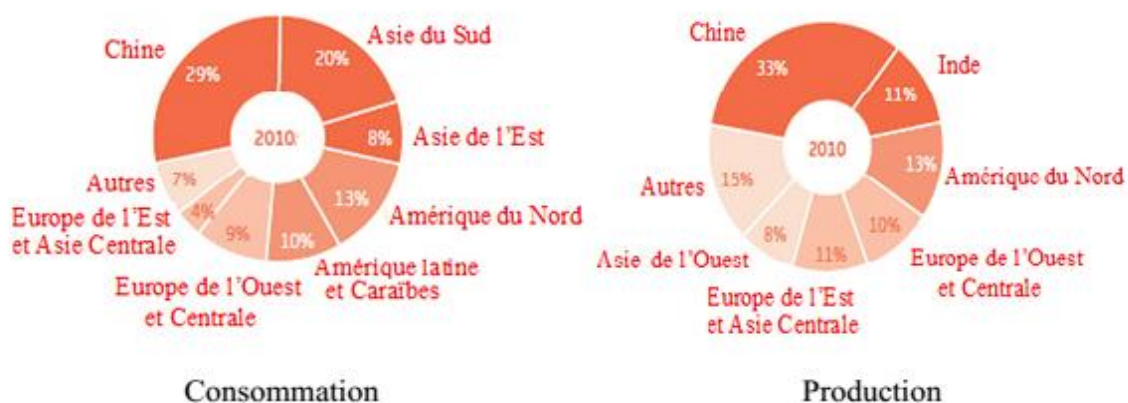


Figure 3 : Consommation et production mondiale des fertilisants en 2010 (IFA, 2013).

La consommation d'engrais en Afrique Subsaharienne (ASS) était de 1 million de tonnes par an en 2005/2006 jusqu'en 2011. L'utilisation moyenne d'engrais en ASS est de 10 kg/ha, soit un dixième de la moyenne mondiale (environ 100 kg/ha). L'Egypte, l'Afrique du Sud et le Maroc sont les pays leaders en termes de consommation, car ils consomment 3,2 millions de tonnes d'engrais et représentent 69 % de la consommation totale d'engrais d'Afrique en 2005/2006 (AFO, 2012).

La consommation globale des engrais par récolte à l'échelle mondiale pour l'année 2007/2008 révèle que les céréales reçoivent environ 50 % de la totalité des applications d'engrais comme la montre la figure 5 (IFA, 2013).

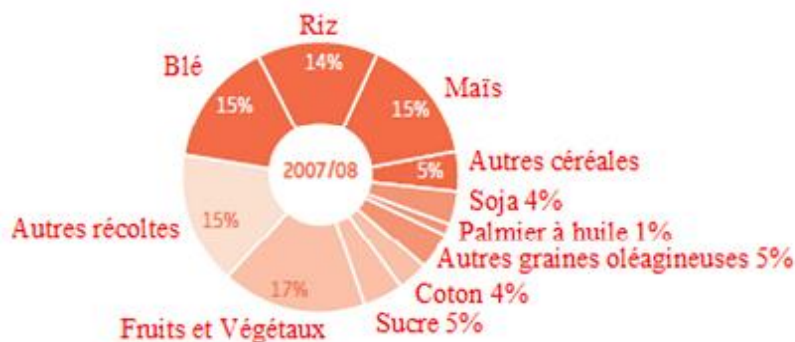


Figure 4 : Consommation globale des engrais par récolte en 2007/2008 (IFA, 2013).

I.7.3.2. Marché national

A l'échelle nationale, depuis juillet 1990, et en vue de mettre en place un marché concurrentiel des engrais, les industriels ont eu la possibilité de s'approvisionner librement tant en engrais locaux qu'en engrais importés, en s'adressant au marché local ou en procédant à des importations, puisque le secteur bénéficie d'exonérations de taxes douanières. Le Maroc est le premier exportateur et troisième producteur après les Etats Unis et la Chine à l'échelle mondiale de phosphates bruts, et deuxième exportateur mondial d'engrais solides (OMC, 2009 ; USGS, 2013). La production nationale d'engrais concerne les engrais complexes et phosphatés produits par le groupe OCP (phosphate diammonique DAP et phosphate mono-ammonique MAP), les engrais ternaires complexes granulés et les sulfophosphates d'ammonium. L'analyse du réseau de commercialisation des engrais fait ressortir que la distribution est concentrée principalement dans les régions de Chaouia, Doukkala, le Gharb- Zaërs suivis du Saïs, du Rif et du Prérif (Figure 5).

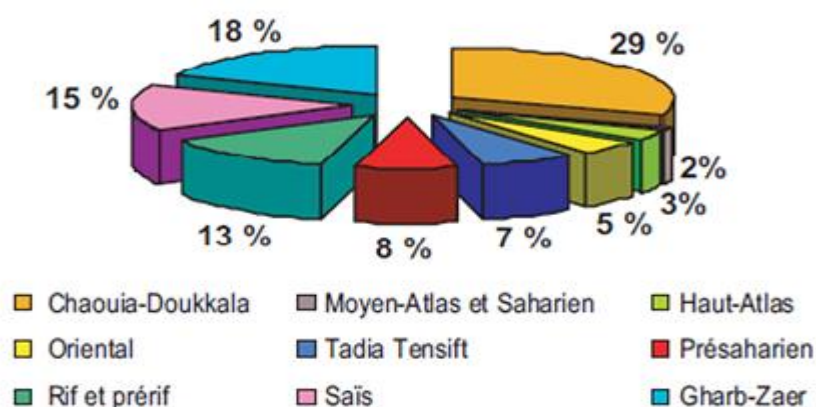


Figure 5 : Distribution des engrais à l'échelle nationale par région (FAO, 2006).

L'utilisation des engrais se situe aux environs de 750 000 tonnes, soit l'équivalent de 315 000 tonnes UF, ce qui représente 30 % des besoins réels estimés à 2,5 millions de tonnes soit l'équivalent de 1,2 millions de tonnes UF. 65 % de cette consommation est réalisée au niveau des périmètres irrigués. Les exploitations agricoles utilisant les engrais représentent 51,2 % (FAO, 2006). La répartition de la consommation des engrais selon les cultures est présentée dans la figure 6 (FAO, 2006). L'analyse de la consommation des engrais selon les zones agricoles montre qu'environ 58 % des tonnages sont utilisés au niveau des zones irriguées, contre 42 % en bour (terres agricoles pluviales).

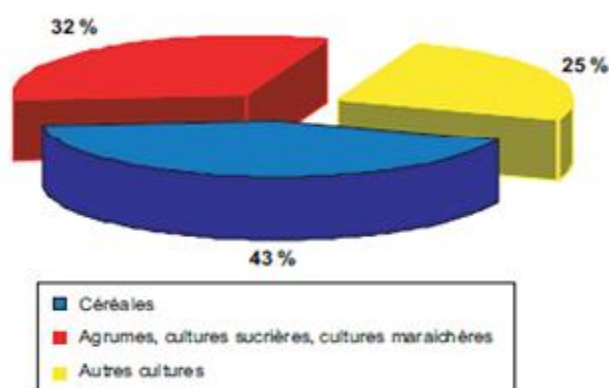


Figure 6 : Répartition de la consommation des engrais par groupe de cultures au Maroc.

La consommation des engrais azotés en 2003, était de l'ordre de 224 722 tonnes et elle constituait 57 % des UF totales consommées. Parmi les engrais azotés utilisés au Maroc, l'ammonitrate 33,5 % d'azote qui représente 27 % de la consommation suivi de l'urée 46 % (17 %). Le Maroc est le 3^{ème} pays consommateur après l'Egypte et l'Afrique du Sud (AFO, 2012), avec une consommation des produits azotés estimée à 51 Kg/ha (Wanzala, 2007).

I.7.4. Produits phytosanitaires

I.7.4.1. Aperçu général

L'utilisation des pesticides est très ancienne et remonte à l'antiquité. Tout d'abord, ils ont été employés sous forme de composés minéraux à base de cuivre, de zinc, de manganèse.... Après la seconde guerre mondiale, le développement de la chimie organique a permis l'apparition des pesticides synthétiques. Le terme « produits phytosanitaires », désigne la substance active et les adjuvants qui facilitent son usage ou son efficacité. Ils ont trois usages principaux : la protection des végétaux et de leurs produits, la lutte contre les vecteurs des maladies, la désinfection des locaux et l'entretien des espaces non agricoles (Navarro et al., 2007). Les produits phytosanitaires sont divisés en plusieurs classes suivant la nature de l'espèce cible. Les classes les plus utilisées sont, les herbicides (contre les mauvaises herbes), les fongicides (contre les champignons phytopathogènes) et les insecticides (contre les insectes nuisibles), s'ajoutent les nématicides (contre les nématodes), les rodenticides (contre les rongeurs) et autres.... En 2009, 100 000 pesticides avec environ 900 matières actives étaient disponibles sur le marché mondial. Ils sont sous une multitude de présentations, de formulations et de marques (Tomlin , 2009). La production annuelle mondiale de pesticides en 2008 est estimée à 4,6 millions de tonnes (Zhang et al., 2011).

I.7.4.2. Marché des pesticides

I.7.4.2.1. Marché mondial

Le marché mondial des pesticides est dominé par le marché américain (42,9 %) dont l'Amérique latine (22,0 %) et l'Amérique du nord (20,9 %), suivi par le marché européen (27,8 %), le marché asiatique (26,3 %), et finalement le marché africain qui ne représente que 3,7 % (Erbach, 2012). En Amérique latine, les conditions tropicales favorisent les ravageurs nécessitant des traitements insecticides (plus de 30 %). En Amérique du Nord, se

sont les herbicides qui dominent, très utilisés sur une production dominée par le maïs et le soja. L'Europe se distingue par l'importance des fongicides (près de 37 % des ventes) et la faible consommation des insecticides (13,9 %). Le climat tempéré à continental favorise plutôt les maladies que les ravageurs. Les fongicides sont très employés sur les cultures majeures et intensives que sont les céréales à paille. L'Asie-Océanie est la région où se consomment le plus d'insecticides pour les mêmes raisons climatiques que l'Amérique du Sud et aussi à cause des productions fortes consommatrices comme le riz, le coton, les fruits et les légumes (Gloria, 2012). En Europe, c'est la France qui occupe la première place dans la consommation des pesticides, suivie par l'Allemagne, l'Italie, l'Espagne et le Royaume Uni. En Asie, ce sont la Chine et le Japon qui se taillent la part du lion. En Afrique, l'Afrique du Sud seule consomme 2 % du marché africain (Zhang et al., 2011). Les herbicides présentent la grande part du marché avec 45,5 %, suivi par les insecticides (26,2 %) et les fongicides (26 %) (Erbach, 2012). La répartition des pesticides par culture montre que les fruits et les légumes consomment 30 %, les céréales 18 %, le riz 13 %, le coton 9 %, le soja 6 %, la betterave 3 % et le tournesol 2 % (Erbach, 2012).

I.7.4.2.2. Marché national

Au Maroc, 20 000 tonnes de pesticides sont importés annuellement. Il existe près de 60 sociétés agréées et plus de 700 points de distribution et de vente. Les fongicides et les insecticides représentent 75 % du marché, les herbicides 11 %, les nématicides 9 %, les acaricides 3 % en plus de divers à 3 % (ONSSA, 2011). Trois types de cultures importantes dépendent des pesticides comme la betterave sucrière (7 %), les pommes de terre (6 %) et la vigne (5 %) (MINENV, 2011). Les produits phytosanitaires à usage agricole et leurs matériels d'application, sont exonérés de la TVA et des droits de douane à l'importation, (loi n°11-03, relative à la protection et à la mise en valeur de l'environnement, promulguée par le dahir n°1-03-59 du 12 mai 2003).

II. Généralités sur les métaux lourds dans l'environnement et les risques associés

II.1. Introduction

Dans le monde, les scientifiques et les décideurs font face aux problématiques de la pollution environnementale, originaire de la croissance des activités anthropiques (industrielles, agricoles...) ou des catastrophes naturelles. Les métaux lourds sont comptés parmi les polluants de l'environnement, qui représentent un potentiel risque à la fois pour l'environnement et pour la santé humaine (Batayneh et al., 2010 ; Bai et al., 2011) . De nos jours, la présence des métaux lourds dans toute sorte de produits de consommation pose un risque sanitaire, globalement dû à leurs effets toxiques et mutagènes, même aux concentrations très basses (Järup ,2003 ; Järup et Åkesson, 2009). Généralement, les métaux lourds sont présents dans tous les compartiments de l'environnement (eaux, sols, air,...), mais en quantités très faibles. Les métaux sont souvent présentés comme étant « en traces ». L'industrialisation et l'utilisation aveugle des produits chimiques, des engrais et des agents de contrôle des parasites, sont la source primaire d'une contamination des sols agricoles et des eaux soit de surfaces ou des eaux souterraines par les ETM. En plus, ils sont souvent considérés comme toxiques pour l'homme et les animaux, à l'image du plomb, du mercure, de l'arsenic et du cadmium. D'autres comme le cuivre, le zinc et le chrome, pourtant nécessaires à l'organisme en petites quantités, peuvent devenir toxiques à doses plus importantes. Par leur pouvoir de résistance à la dégradation, les métaux lourds restent dans la nature. Dans le sol, soit, ils sont adsorbés sur les particules du sol, soit ruissellent dans les cours d'eau, où progressivement, ils peuvent atteindre les eaux de la nappe phréatique par lessivage et par l'infiltration (Akbulut et Tuncer, 2011 ; Batayneh, 2012). A partir de la surface du sol ou de la roche mère, les métaux lourds peuvent atteindre les eaux souterraines. Ce processus nécessite une intervention des différents facteurs, tels que les paramètres physicochimiques du sol (pH, Conductivité, phosphore,...),

la structure du sol et la variation saisonnière (El Bliidi, 2007 ; Muhammad et al., 2011). Généralement, les métaux lourds sont définis ainsi en se basant sur leurs propriétés spécifiques (poids moléculaires important, densité, cations polyvalents....) tableau 5. Les classifications des métaux lourds sont souvent discutées car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement "lourds" (par exemple le zinc) et certains éléments toxiques ne sont pas des métaux mais des métalloïdes (par exemple l'arsenic). Pour ces diverses raisons, la plupart des scientifiques préfèrent l'appellation métaux lourds, « éléments traces métalliques » (ETM) ou, par extension, « éléments traces » (ET) (Er-Raioui et al., 2011). A l'opposé des pesticides cités ci-haut (faisant l'objet de cette étude), on les trouve parmi des constituants naturels dans les roches et dans les gisements minéraux (Adamo et al., 2003 ; Iqbal et al., 2011). Les ETM sont considérés comme des polluants bio-accumulables soit d'origine naturelle l, (les scientifiques ont démontré que la quantité de ces éléments chimiques dans la croûte terrestre est inférieure à 0,1% et que par le rapport à la matière sèche de l'organisme est en dessous de 0,01% (Chassin et al.,1996) ou d'origine les activités anthropiques telle que l'industrialisation et l'utilisation non contrôlée des produits chimiques (les engrais et les agents de contrôle des parasites) qui sont la source d'une contamination des sols agricoles, des eaux de surface ou des eaux souterraines par ces éléments (Kelepertzis , 2014 ; Defo et al.,2015).

Tableau 5: Propriétés physicochimiques des ET étudiés (El Khodrani, 2018).

Métal	Symbol	Numéro atomique	Masse atomique (g/mol)	Valence	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Densité
Cadmium	Cd	48	112.48	2	321	767	8.65
Chrome	Cr	24	51.99	6, 5, 4, 3,2	1875	2682	7.17
Cuivre	Cu	29	63.55	1,2	1083	2595	8.94
Cobalt	Co	27	58.9	2,3	1495	2870	8.9
Fer	Fe	26	55.85	2,3	1535	3000	7.90
Manganèse	Mn	25	54.93	2	1247	1962	7.43
Nickel	Ni	28	58.70	2,3	1555	2837	8.90
Plomb	Pb	82	207.2	2,4	600.7	2013	11.34
Zinc	Zn	30	65.38	2	419	907	7.14

Les métaux lourds seraient également considérés comme étant des produits toxiques pour l'homme et les animaux, à titre d'exemple le plomb, le mercure, l'arsenic et le cadmium. En revanche d'autres éléments comme le chrome, le cuivre, le fer et le zinc, pourtant nécessaires à l'organisme en petites quantités, peuvent devenir toxiques à doses plus importantes (Zheng et al., 2007 ; Jiao et al., 2012 ; Khan et al.,2008). Dans le fonctionnement des organismes, certains éléments traces essentiels, jouent un rôle important pour la santé de l'homme et celle de tous les organismes vivants (Mench et Baize, 2004). Les éléments qui sont essentiellement indispensable au déroulement des processus biologiques, bien entendu à de très petites quantités et dont l'absence entraine un dysfonctionnement ou empêche même le développement d'un organisme, sont le Fe, le Mn, le Zn et le Cu pour les plantes et les animaux. Par contre, le Cr, le Co et le Se sont exclusivement essentiels pour les animaux, alors que le Mo est un micronutriment pour les végétaux. Dans l'ensemble ces éléments fonctionnent en constituant des enzymes et des protéines qui sont très importantes dans les processus métaboliques dans l'organisme des êtres vivants (Martin, 1998). Toutefois, si ces éléments essentiels sont de plus en plus importants dans l'organisme, ils peuvent y devenir des éléments toxiques (Martin, 1998 ; Shrivastava et Mishra, 2011). Par contre, il y a pas d'études qui prouvent que des éléments traces toxiques, jouent un rôle biologique connu ; Ceux qui sont constamment nommés comme éléments toxiques, il y a le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le mercure (Hg).

Ces éléments traces sont des micropolluants de nature à entraîner des nuisances, même quand ils sont rejetés en quantités très faibles. Leurs toxicités se développent par bioaccumulation le long de la chaîne alimentaire. Ces derniers se sont fortement accumulés depuis la période industrielle que ce soit dans les sols, dans la mer voire même chez les êtres vivants. Les cas fréquemment cités sont ceux des maladies d'Itai Itai au Japon, suite à une contamination par le cadmium et de Minamata, contamination causée par le mercure (Tsuchiya, 1969; Harada, 1995). La toxicité des métaux varie également avec la dose et la durée d'exposition. Une exposition à court terme à des concentrations élevées peut provoquer des syndromes aigus, tandis qu'une exposition à long terme à de faibles concentrations peut provoquer des maladies chroniques. La gastro-entérite, la pneumonie et l'insuffisance rénale et hépatique sont les affections les plus courantes associées à une exposition chronique à certaines quantités de métaux (cadmium, cuivre, plomb, zinc). Certains éléments peuvent entraîner un effet cancérogène (De Bie et al., 2005 ; Järup et Åkesson ,2009 ; Wagner et al., 2009 ; Faciu et al., 2012) . Pour les métaux lourds qui font l'objet de notre étude: le cadmium(Cd), le chrome(Cr), le cuivre (Cu), le Nickel, le plomb(Pb), le Fer (Fe), le Manganèse et le zinc (Zn), dans l'environnement, ces éléments sont présents en faible concentration. Cependant, une augmentation de la teneur de ces métaux a des effets néfastes sur l'environnement et la santé humaine. En revanche certains de ces éléments, comme le Cu, le Mn et le Zn sont indispensables en très faible concentration dans le cycle du développement des êtres vivants (Martin, 1998).

II.2. Origine des métaux lourds dans l'environnement

La présence des métaux lourds en quantité importante dans l'environnement est introduite par l'intermédiaire de sources naturelles et des activités humaines.

II.2.1. Origines naturelles

Les métaux lourds sont présents dans l'air, dans les sols et dans les eaux (superficielles ou souterraines). Comme tous les minerais, ils sont présents dans les roches. Ces réserves naturelles ne constituent pas en elles-mêmes un danger mais l'exploitation des gisements, l'érosion, les incendies de forêts, les prélèvements d'eau ou les éruptions volcaniques, vont répandre les traces de ces éléments dans l'environnement. Ils peuvent alors devenir toxiques s'ils se retrouvent en quantités suffisantes dans les organismes vivants (Ersoy et al., 2004 ; Baize , 2011 ; Parelho et al.,2014).

II.2.2. Sources anthropiques

En plus de ces sources naturelles les différentes activités humaines, peuvent être à l'origine de la pollution environnementale par les métaux lourds. Les activités sources de cette pollution sont diverses. Nous ne pouvons citer que quelques exemples d'activités humaines originaire de cette pollution, telles que les effluents d'extractions minières, les activités industrielles, les activités domestiques, les ruissellements orageux urbains, le lessivage des métaux provenant de décharges d'ordures ménagères et de résidus solides, l'apports de métaux lourds en provenance de zones rurales agricoles contenus dans les produits agrochimiques, comme par exemple les engrais chimiques, la fertilisation phosphatée (source principale d'apport de cadmium) et les produits phytosanitaires, mais aussi les sources atmosphériques via la combustion de carburants fossiles, incinération des déchets et émissions industrielles (Akino et al.,2010 ; Avila ,2012 ; Al-jaboobi et al., 2014).

II.2.2.1. Origines et comportement des métaux lourds dans le sol

En général, Les métaux lourds font partie des composants élémentaires de la lithosphère et ils ne peuvent pas être désignés à priori comme des substances polluantes. En effet chaque sol renferme une certaine teneur en métaux lourds selon la composition de sa roche (Mench et Baize, 2004 ; Miller, 2004).

Les sources principales de la contamination des matrices environnementales comme il a été mentionné ci-dessus, particulièrement le sol, sont soit naturelles, soit anthropiques via les activités humaines. De ce fait les métaux lourds sont donc naturellement présents dans les roches, mais lors de l'altération de ces dernières ils sont libérés pour constituer le fond géochimique, mais des métaux sont également libérés avec l'érosion pour former le sol. Ces processus géochimiques associés à d'autres phénomènes, notamment biologiques, sont connus sous le nom de différenciation des sols. Il se produit sur une échelle de temps de milliers d'années et est une source majeure de purification naturelle des métaux des sols (Sirven J, 2006). Selon Baize (2009), les concentrations naturelles de ces métaux lourds dans le sol varient selon la nature, la localisation et l'âge de la roche. Parfois, les sols se forment avec de fortes concentrations de métaux lourds, de sorte que la contamination naturelle pose des risques pour l'environnement et la santé (Schipper et al., 2008 ; Tóth et al., 2013). En dehors de la roche terrestre, il existe d'autres sources de contamination naturelle des sols par les métaux lourds, bien entendu leur contribution à la contamination est effectivement faible comparée à celle citée ci haut. On peut citer notamment, les apports lointains d'origine atmosphérique (émis par l'éruption volcaniques), l'apport par lessivage du sol et érosion en surface, cycle biogéochimique entre le sol et les plantes qui en absorbant des métaux dans le sol ou via la voie atmosphérique, les déposent à la surface (par la décomposition des végétaux ou la dégradation des feuilles) et enfin il y a aussi le processus d'accumulation, dans un horizon du sol, par des métaux qui proviennent d'autres horizons (processus d'illuviation) (Baize, 1997).

Les métaux lourds prennent aussi leurs sources des activités anthropiques. En effet, la source majeure de contamination est d'origine anthropique. Actuellement, les scientifiques ont mis en évidence le fléau de l'avance de contamination au cours de ces dernières décennies, l'apport de métaux lourds au sol dans le monde est devenu de plus en plus important. D'ailleurs on l'estime à 22000 tonnes de cadmium, 939000 t de cuivre, 783000 t de plomb, et 1350000 t de zinc selon Singh et ses collaborateurs (Huynh, 2010). Les principales sources de pollution anthropiques qui interviennent dans l'apport des métaux lourds dans la nature, sont soit les rejets et les travaux industriels ou urbains, alors que la contamination se fait via l'atmosphère ou simplement par les activités agricoles. Ce type de contamination est considéré comme étant le plus important, du fait qu'il fait intervenir le plus grand nombre de polluants métaux lourds dans l'environnement. - Source de pollution atmosphérique est due aux activités industrielles (rejets d'usine) et urbaines (gaz d'échappement, etc.). La pollution se fait par voie atmosphérique, et bien que les polluants par cette voie ne soient pas nombreux et soient de faible concentration, il y aurait les apports diffus aériens d'origine lointaine et des apports massifs localisés d'origine proche. De manière générale, les pollutions industrielles proviennent des usines de production, notamment des matières organiques et des graisses (industrie agro-alimentaire), des produits chimiques divers (industrie chimique), Radioactivité (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs) et métallurgie. Les déchets miniers et les décharges industrielles sont une source particulièrement importante de contamination par le zinc, le plomb et le cadmium.

Dans le type de pollution atmosphérique, la diffusion se fait sous forme de poussière et d'aérosols issus des chauffages domestiques, des moteurs d'automobiles et des apports parfois accidentels liés aux activités industrielles. Ces apports se déposent sur les sols, sur les végétaux et sur les eaux de surface sous différentes formes, soit sous forme de précipitations sèches par le vent, soit sous forme de précipitations humides (pluie, neige) ou soit par les brouillards (Huynh, 2010 ; Baize, 2011)

- Source de pollution par activités agricoles sont aussi à l'origine de l'introduction de métaux lourds dans le sol. Les produits destinés à améliorer la qualité du sol et les produits utilisés pour améliorer la production agricole sont souvent riches en métaux lourds. Il faut noter essentiellement les engrais (notamment phosphatés, contenant le cadmium), les composts les boues de station d'épuration. Ainsi que les produits phytosanitaires (exemple de sulfate de cuivre) (Compaoré et Nanéma, 2010; Countries, 2013).

Il est important de considérer le rôle de la pollution industrielle et agricole dans la contamination des

sols. Car à travers cette matrice, leur accumulation et leur transfert font donc peser un risque réel sur la santé humaine par la contamination de la chaîne alimentaire, mais aussi sur la vie écologique dans son ensemble. (Commission et al., 2011 ; Jiao , 2012).

II.2.2.2. Origines et comportement des métaux lourds dans les eaux

L'eau considérée comme étant la source de vie pour tout être vivant sur terre, elle est l'un des compartiments environnementaux qui subissent une modification continue suite à l'activité humaine ou même naturellement. Les métaux lourds dans l'eau souterraine ou dans les eaux de surfaces, proviennent de différentes sources naturelles ou anthropiques (roches terrestres, eaux usées domestiques et industrielles, traitement agricole, polluants atmosphériques, anciennes décharges etc.), par ruissellement, érosion ou par infiltration, ce qui leur permet d'atteindre facilement la masse d'eaux souterraines ou de surfaces (Frag, 2000 ; Batayneh, 2010 ; Akbulut et al., 2011). En effet, le transfert des métaux lourds vers la nappe phréatique est fonction de nombreux paramètres, à savoir, la forme chimique initiale du métal, la perméabilité du sol et du sous sol, la porosité du sol, le pH (dans un milieu acide, les métaux risquent de se solubiliser, alors que dans un milieu alcalin, ils peuvent former des hydroxydes métalliques), l'activité biologique (certains micro-organismes ont la capacité d'ingérer des métaux, alors que d'autres les solubilisent par acidogénèse), le potentiel redox du sol, la composition minéralogique du sol, la teneur en matières organiques du sol (complexation des métaux par les substances humiques). Bien entendu, il est assez difficile de prévoir l'évolution des métaux dans l'environnement, car ils peuvent subir un grand nombre de transformations (oxydation, réduction, complexation, etc.), et car cette évolution dépend fortement du milieu et de tous les facteurs cités ci-haut (Salvarredy Aranguren ,2008).

II.3. Facteurs influençant le mécanisme de transfert des métaux lourds dans le sol

La mobilité des métaux lourds dans le sol implique plusieurs mécanismes dont il est parfois difficile de déterminer le facteur principalement influençant leur devenir dans le sol. Cette complexité fait appel à une diversité de disciplines permettant d'envisager à la fois leur transformation au cours de leur mobilité (chimie, physique, biologie) et de comprendre leur comportement hydrodynamique dans la phase liquide et solide du sol. La mobilité de ces métaux dans le sol, est influencée par plusieurs facteurs, que ça soit des facteurs internes dans le sol en fonction de son niveau vers la profondeur mais aussi, parfois les facteurs peuvent être influencés par les activités humaines. Les facteurs cités souvent sont les paramètres physicochimiques du sol et/ou biologiques (Micó et al., 2006).

II.3.1. Les constituants du sol

Le sol, en général est constitué par des minéraux argileux, des éléments minéraux, de la matière organique et des activités microbiennes. Les minéraux argileux, tel qu'ils sont définis par l'association internationale de la science du sol, sont des silicates d'aluminium microcristallins dont leur diamètre ne doit pas dépasser 2µm (FIFI, 2010). Ils sont des adsorbants importants pour les métaux avec une surface spécifique importante, une capacité d'échange cationique élevée et des groupements de surfaces réactifs (Heidmann, 2005). Selon plusieurs auteurs (OMS, 1962 ; Magill's, 2004 ; FIFI, 2010), les minéraux argileux formeraient facilement avec les métaux lourds les complexes de surface interne (par liaisons covalentes et électrostatiques) et externe (électrostatiques). Les sols sont constitués également par des éléments minéraux tels que les carbonates qui sont des minéraux caractérisés par l'ion CO_3^{2-} . Ils se présentent dans le sol sous différentes formes. Les principaux minéraux carbonatés rencontrés sont la calcite (CaCO_3), la magnésite (MgCO_3), la dolomite [$(\text{Ca}, \text{Mg}) \text{CO}_3$], le carbonate de sodium ($\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) et la sidérite (FeCO_3). La présence des carbonates dans le sol rend le sol alcalin, favorisant ainsi la sorption des ions métalliques. Ceux-ci

peuvent être fixés par adsorption, par précipitation sous la forme d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de CaCO_3 . En effet, l'équilibre de ces derniers dépend, du pH du milieu et de la présence de l'oxyde de carbone. En effet, la diminution du pH et l'augmentation de la pression de CO_2 conduit à la dissolution des carbonates, ce qui permettra l'association avec les métaux lourds qui normalement sont chargés positivement (Larmet, 2007). Lorsque les sols sont carbonatés, les métaux peuvent subir des mécanismes d'adsorption et de précipitation de surface en s'associant aux grains de calcite. Le plomb a tendance à précipiter rapidement à des concentrations relativement faibles, sous forme de cérusite (PbCO_3), d'oxydes ou d'hydroxydes de plomb [PbO , $\text{Pb}(\text{OH})_2$] (Buchter et al., 1996 ; Song et al., 1999). En plus des ions carbonatés, dans le sol il y a aussi, les hydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse qui y sont présents sous forme cristalline. Ces éléments dans certaines conditions de pH, jouent un rôle prépondérant dans la sorption des ions métalliques en raison de leur faible solubilité. Ils peuvent être soit des échangeurs d'anions, ou de cations, soit des espèces neutres en fonction des conditions du pH présentes. Donc l'influence de ces éléments sur les métaux dans le sol est fortement dépendante du pH du milieu (Angove et al., 1998 ; Heidmann, 2005).

II.3.2. Le pH

Le pH est considéré comme étant un facteur dont le rôle est important dans la mobilité des ions métalliques, car il influence le nombre de charges négatives pouvant être mises en solution (McLaughlin, 2000). Toutefois, sa diminution dans le sol entrainerait également une diminution de la capacité de sorption (adsorption et précipitation) des ions métalliques car ils sont plus mobiles en conditions acides (Cheng, 2003 ; Rajmohan et al., 2014). Le transfert des métaux lourds d'une phase à l'autre (solide vers liquide) est principalement conditionné par quatre types de changements dans l'état chimique de l'eau interstitielle (Deschamps et al., 2006 ; FIFI, 2010) :

- Une baisse du pH conduisant à la dissolution des carbonates et des hydroxydes relargant ainsi les métaux lourds qui leur sont associés. Une diminution du pH peut aussi causer la désorption des métaux lourds par un remplacement de ces derniers par les ions H^+ ;
- Des changements dans les conditions redox du système se traduisant par une baisse de l'oxygène dissous. Ce phénomène est souvent relié à des conditions d'eutrophisation avancées. Quant aux hydroxydes de Fe et de Mn, ils peuvent être partiellement ou complètement dissous et les métaux lourds qui leur sont associés peuvent être également relargués ;
- Une augmentation de la teneur en sels dissous, où les métaux alcalins et les alcalino-terreux vont entrer en compétition pour les sites échangeables des particules solides ;
- Une utilisation accrue d'agents complexants synthétiques et naturels [(polyphosphates et complexants organiques biodégradables (ex. NTA dans les détergents)]. Ces agents forment des complexes solubles stables avec les métaux lourds normalement adsorbés sur des particules solides. Par ailleurs, il existe un pH en dessous duquel les métaux sont brusquement relargués. Ce pH est différent selon le métal considéré : pH 4 pour le plomb, pH 5 pour le cuivre, pH 5,5 pour le zinc et pH 6 pour le cadmium (Larmet ,2007). L'élévation du pH conduit souvent à la formation d'espèces précipitées, ce qui limite la solubilité et la biodisponibilité de toutes les espèces ioniques. Il favorise la déprotonation des particules du sol, augmentant ainsi la fixation des cations dans le sol. D'autre part, il augmente la dissociation des groupes fonctionnels, en particulier carboxyle et phosphate, ce qui augmente la stabilité des complexes métalliques. À faible pH, les groupes fonctionnels sont chargés positivement, ce qui réduit l'interaction avec les métaux. Ils se lient préférentiellement aux autres cations, en particulier aux protons (certains disent protonation du site) , mais aussi à l'ion Al^{3+} (Sastre et al., 2006 ; Larmet ,2007). L'ordre décroissant de mobilité de certains métaux lourds dans le sol en pH acide est comme suit : (Zn , Cd , Hg , Ni) > (Pb , Cr , Cu) > Se (PERRONO, 1999).

II.3.3. La capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC), est définie comme étant une mesure de la quantité d'ions susceptibles d'être retenus par échange sur un élément solide, en présence d'un excès d'ions échangeurs en solution. On l'exprime en équivalent par gramme de sol sec (eq/g), et cela correspond au nombre de moles potentiellement adsorbés sur la matrice solide. Sa teneur est fonction du milieu (cation saturant, pH, force ionique, présence d'autres ions, ...), ainsi que des conditions de réalisation influençant le rendement des réactions d'échange (Orsini et Remy, 1976). Dans les sols avec un pH alcalin, les échanges que l'on rencontre le plus souvent, font intervenir les ions cationiques tels que: Na^+ , K^+ , Ca^{2+} ou Mg^{2+} . Néanmoins, les cations métalliques peuvent aussi s'échanger avec les ions Ca^{2+} ou Mg^{2+} (Fevrier et Moszowicz, 2001 ; Marcos et Legret, 2004 ; Larmet, 2007 ; FIFI, 2010). En effet, cela joue sur le nombre des valences, car, plus la valence d'un cation est élevée, plus il est facilement adsorbable. L'exemple cité le plus souvent, ce sont les ions d' Al^{3+} qui sont adsorbés spontanément que les ions Ca^{2+} , et ceux-ci s'adsorbent plus que K^+ . A valence équivalente, les cations les moins hydratés sont adsorbés préférentiellement (FIFI, 2010).

II.3.4. La matière organique

En raison des sites d'adsorption qu'elle possède et surtout parce qu'elle altère les propriétés chimiques du sol, la matière organique peut être un élément influençant la disponibilité et le transfert mobilité des métaux lourds dans le sol (Larmet, 2007 ; Huynh, 2010). Elle intervient dans les échanges ioniques et dans les cycles géochimiques des éléments métalliques. Dans les sols, la matière organique est attribuée entre 25% et 95% de la capacité d'échange cationique. La forte affinité des matières organiques du sol avec les métaux lourds est principalement due à la présence de nombreux groupements réactifs comme carboxyles : $-\text{COOH}$, alcools ; $-\text{OH}$, carbonyles : $-\text{C}=\text{O}$, etc., qui sont susceptibles de former des complexes avec les ions métalliques (Luo et al., 2009). Les complexes ainsi formés peuvent être stables chimiquement, mais ne signifie pas qu'ils soient immobiles dans la phase solide. Leur mobilité peut être alors limitée, d'une part, par la taille des complexes formés, et d'autre part, par la possibilité qu'ils ont d'être eux aussi adsorbés sur la matrice solide. Dans ce cas, les métaux incorporés dans la matière organique du sol, présentent moins de risque pour les eaux souterraines à de court terme. Mais à long terme avec la variation des conditions environnementales, cela peut provoquer leur remobilisation et par conséquent la contamination des eaux souterraines (Förstner, 1987).

II.3.5. L'activité biologique

Les activités biologiques jouent un rôle important dans la mobilité et la solubilité des métaux lourds dans les sols. Dans le sol on y retrouve de nombreuses populations de microorganismes, parmi elles on y retrouve de nombreuses populations bactériennes et fongiques, dont les activités métaboliques influencent la mobilité des métaux lourds. Les principaux modes d'action de la part de ces microorganismes sur la mobilité des polluants métalliques souvent cité, sont la solubilisation, l'insolubilisation et la volatilisation :

- La solubilisation provient de la production de composés acides tels que les acides carboxyliques, les acides phénoliques, les acides aliphatiques, l'acide nitrique et l'acide sulfurique. Certaines bactéries chimiominéralotrophes (*Thiobacterium*, *Leptospira*, *Gallibacteria*) oxydent les formes réduites du fer et du soufre dans les sulfures et produisent de l'acide sulfurique qui dissout les silicates, les phosphates, les oxydes et les sulfures, ce qui libère des métaux lourds. Les champignons et les racines des plantes sécrètent également des acides pour augmenter l'absorption des nutriments, ou simplement comme déchets métaboliques (Deneux-Mustin, 2003 ; Huynh, 2010). Cette acidification favorise également la circulation d'autres éléments qui ne sont pas indispensables au métabolisme de la plante. D'autre part, plusieurs autres molécules organiques capables de complexer spécifiquement certains éléments en solution peuvent également être libérées dans des conditions de carence en nutriments.

Parmi ces agents complexants, les sidérophores, composés organiques de faible masse moléculaire, produits par les bactéries et les champignons mais aussi par les plantes. Ces molécules favorisent les déplacements d'éléments métalliques et un transfert diffusif se fait jusqu'aux plantes dans lesquelles ils s'accumulent (Huynh, 2010).

- L'insolubilité est le phénomène inverse. Or le phénomène de détoxification externe des métaux lourds par les exsudats racinaires n'a jamais été démontré. Certains acides organiques de bas poids moléculaire impliqués dans la complexation des nutriments intracellulaires, tels que les acides oxalique, citrique ou fumarique, peuvent être sécrétés dans le milieu extérieur. Par conséquent, ils limiteront le transfert via le processus de complexation (Huynh, 2010).
- En fait, la volatilisation repose sur l'effet direct de certains micro-organismes sur le degré d'oxydation des substances métalliques. C'est le cas du mercure, de l'arsenic et du sélénium (Se). La biométhylation permet le transfert direct des groupes méthyle vers les atomes de Pb, Sn (étain), As, Sb (antimoine) et Se, leur permettant de se volatiliser dans l'atmosphère (Huynh, 2010).

II.3.6. La température et l'humidité du sol

Ces facteurs jouent un rôle indirect en intervenant dans l'activité biologique du sol, ce qui conduit à la production de substances acides ou complexantes suite à la biodégradation de matières organiques. L'élévation de température agit directement sur la dissolution de composés fixant un métal lourd dans le sol, puis le métal devient disponible pour l'absorption par la flore, cette température élevée accroît l'adsorption des métaux au niveau du sol. Quant à l'humidité, elle agit également directement dans les processus de précipitation et de solubilisation. La capacité de rétention relative du Cd, du Zn et du Pb augmente avec la diminution de l'humidité du sol (Angove et al., 1998 ; PERRONO, 1999).

II.4. Risques sanitaire et environnementaux liés à la pollution des métaux lourds

Comme plusieurs auteurs les décrivent, nous l'avons précisé précédemment, les métaux lourds dans la nature ne sont pas biodégradables. Par conséquent ils s'accumulent dans le sol où ils sont lessivés par les eaux de ruissellement vers des horizons plus profonds, évidemment jusqu'à atteindre les nappes phréatiques. Ses comportements dans l'environnement et son risque toxicologique et écotoxicologique dépendent d'une part de sa mobilité, qui est un phénomène caractérisant son aptitude de passer d'un compartiment du sol, depuis où il est retenu avec une certaine énergie à un autre compartiment, où il sera retenu avec une énergie faible. Dans ce cas, plus un métal se déplace dans le sol, plus il sera susceptible d'être absorbé par un organisme vivant. D'autre part, de sa biodisponibilité qui est un processus de passage d'un élément dans un compartiment quelconque du sol vers un être vivant, (bactérie, végétal, animal ou homme), le plus souvent via la solution du sol (Larmet, 2007 ; Sirven, 2007).

Les risques toxicologiques de ces métaux dépendraient de tous ces paramètres cités, si haut, qui leur permettent d'être disponibles pour l'accumulation. Car la nature du sol par exemple, permet ou pas l'adsorption des métaux. Si les sols sont de nature sableuse, ils adsorbent peu de métaux. Alors que les sols de nature argileuse ou qui contiennent beaucoup de matière organique, retiennent d'avantage les métaux lourds. De plus, les oxydes de manganèse et de fer agissent comme des pièges pour les oligo-éléments métalliques, tout comme les argiles et les matières organiques. Par conséquent, les sols riches en fer sont plus susceptibles de stocker des métaux lourds. D'une façon ou d'une autre, ces métaux disponibles dans le sol présentent un danger, à la population microbienne, mais aussi sont soit, disponibles pour les plantes qui seront consommées par l'homme, soit par lessivage ou ruissellement et peuvent atteindre les masses d'eaux souterraines ou de surfaces. Comme l'eau la source de vie, devient dans ce cas la source de contamination pour les consommateurs (animaux et l'homme) (Khan et al., 2008 ; Liu et al., 2011 ; Mohod et Dhote, 2013 ; Defo et al., 2015). Chez l'homme la source d'intoxication la plus dangereuse est celle d'inhalation des poussières et d'aérosol, sans toutefois négliger l'absorption des métaux lourds par l'ingestion à travers des produits de consommation, tels que les aliments et/ou de l'eau contaminées, mais aussi par contact

cutané (Järup, 2003 ; Sirven, 2007). Les exemples souvent cités par les organismes internationaux ou même par les divers scientifiques, sont ceux de la baie de Minamata au Japon, où l'usine déversait les déchets dans l'eau contenant le mercure, par la suite, la population environnante se retrouvant confrontée aux problèmes sanitaires, suite à leur consommation habituelle de poissons de la mer. On estime près de 2000 personnes, qui ont été contaminées, et l'utilisation de la baie fut interdite pendant 40 ans, à tous usages (Harada, 1995). D'autre exemple est celui de la maladie itai itai, au Japon. Elle est survenue suite à une contamination par le cadmium déversé dans un cours d'eau des montagnes lors de l'exploitation minière (Tsuchiya, 1969). Cependant, par n'importe quelle voie de contamination, les métaux lourds entrent et s'accumulent dans l'organisme (sang, cerveau, foie, reins), ils n'y sont pas facilement délogés. Bliefert et Perraud (2001) ont montré, par ordre croissant, la demi-vie biologique de certains métaux, au bout de laquelle l'organisme peut éliminer la moitié de la quantité absorbée (Bliefert et Perraud, 2001 ; Sirven, 2007). Une fois les métaux lourds se retrouvent dans l'organisme, ils sont capables de perturber l'organisme en interférant avec d'autres éléments essentiels au bon fonctionnement biologique normal de l'organisme. Comme nous pouvons le constater et d'ailleurs dans le (tableau 6) lorsqu'on est contaminé par les métaux, ils ne restent dans le sang, que quelques jours, ensuite ils sont stockés dans les tissus vitaux où ils perturbent le système biologique et affaiblissent notre santé (Miranda et al., 2005).

Tableau 6: Les temps de la demi-vie biologique des métaux lourds dans l'organisme

Eléments	Temps de demi-vie biologique
Mo	5 jours
Cu	13 – 33 jours
Mn	15 – 20 jours
Pb	20 – 30 jours dans le sang 40-60 jours dans les reins, la moelle, le foie, le cerveau et (2-10 ans dans les os)
Hg	30 – 60 jours (1 an dans le cerveau)
Cr	1 – 2 ans
Co	2 – 15 ans
Zn	2 – 3 ans
Cd	30 jours dans le sang 20 – 30 ans dans le rein

Généralement, les métaux lourds dans l'organisme, non seulement ils s'accumulent et perturbent les organes vitaux comme le cœur, le cerveau, les reins, les os, le foie, etc., mais ils peuvent aussi prendre place des éléments nutritifs essentiels qui jouent le rôle biologique (Foulkes, 2000). Les métaux lourds toxiques (Pb, Cd, Hg...) sont non seulement connus pour leur toxicité, mais interfèrent avec le métabolisme des métaux traces essentielle (Zn, Cu,...). Le Cd, peut entrer en interaction avec le Cu. Ce qui réduira le rôle joué par le Cu. Par exemple, les enzymes sont des catalyseurs pour toutes les réactions biochimiques dans tous les processus du métabolisme. Mais à la place de calcium étant présent dans une réaction enzymatique, le plomb ou le cadmium peuvent intervenir à sa place. Car, ils peuvent remplir le même rôle chimique que les minéraux nutritifs, donc leur présence devient perturbateur à l'activité enzymatique (Enb et Donia, 2009 ; Gashu, 2010). Il faut noter que le degré de toxicité des métaux lourds est dû à la voie d'exposition, au niveau de consommation, à la solubilité, à l'état d'oxydation du métal, à la durée d'exposition, à la fréquence de la consommation, aux taux d'absorption et aux mécanismes et à l'efficacité de l'excrétion (Hyman et al., 2007).

II.5. Caractéristiques générales de chacun des métaux lourds

II.5.1 Cadmium (Cd)

a-Origine

Le cadmium fut découvert en 1808 par Magnus Martin af Pontin, c'est un élément chimique de symbole Cd avec le numéro atomique 48. En 1817, l'allemand Friedrich Stromeyer le prépara pour la première fois (Mahan et al., 1987). Son nom cadmium vient du latin *cadmia*, « calamine », ancien nom donné au carbonate de zinc. Le cadmium était extrait de ce minerai aux environs de la ville de Thèbes, qui fut fondée par Cadmos, et dont la citadelle porte le nom de Kadmeia, en français Cadmée (Callender et Robbins, 1993; Salvarredy Aranguren, 2008). Le cadmium est de couleur blanche, mou et malléable. Il ternit au contact de l'air (Callender et Robbins, 1993; Salvarredy Aranguren, 2008). Le cadmium est présent dans des minerais de plomb et de cuivre, de zinc et des phosphates naturels (Salvarredy Aranguren, 2008).

b- Source de contamination de cadmium

Le Cd se trouve dans les roches mères et sédimentaires, mais sa quantité ne dépasse pas 0.3ppm. Il est important dans les roches argileuses et schisteuses mais aussi très important dans des sédiments riches en carbones, sulfures et phosphates. Baize et Mench (1997) précisent d'ailleurs que sa géochimie est étroitement liée à celle du zinc, mais qu'elle se diffère à cause de sa plus grande affinité avec le soufre (Mench, Baize et Mocquot, 1997 ; Salvarredy Aranguren, 2008). Dans le sol, les sources principales de cadmium sont d'origine naturelle, où il est déterminé par la teneur que contient la roche mère du milieu. On estime que sa concentration moyenne dans la roche mère varie entre 0.06 et 1.1 ppm. Cependant sa teneur dans l'environnement s'élève suite aux activités anthropiques qui multiplient des sources de contaminations de cadmium (McLaughlin et al., 2000 ; Martin-Garin et Simon, 2004) . Parmi celles que l'on peut citer: - les retombées atmosphériques lointaines : contamination générale diffuse ; - les retombées atmosphériques locales : contamination locale; - les apports directs gérés à la parcelle : contamination agricole résultant de trois groupes d'activité telles que les épandages et amendements agricoles (le Cd peut être assez abondant dans les engrais phosphatés; les sources industrielles : le Cd est un sous-produit du raffinage du zinc. Il peut être libéré dans l'atmosphère lors de la métallurgie du fer et de l'acier, lors de l'affinage du plomb; et enfin de nombreuses activités urbaines et le trafic routier libèrent le Cd dans l'environnement : incinération des déchets domestiques, combustion des carburants fossiles (pétrole, charbons, tourbes) ; boues des stations d'épuration ; etc. Comme dans le sol, le cadmium peut atteindre l'eau par le processus d'une altération de la roche mère, du lessivage, ruissellement, par les rejets industriels, trafic de la route, les stations de traitement des eaux usées, dépôts atmosphériques, ou même des engrais phosphatés (Group et Risk, 1977 ; ATSDR, 2012). Il faut noter qu'en général, la présence du cadmium dans l'environnement provient d'une part d'origine naturelle, comme l'éruption volcanique, les incendies des forêts, l'altération des roches mères, et d'autre part, le cadmium est d'origine d'exploitation minière, de raffineries, de la fabrication et l'application des engrais phosphatés, de la combustion des fossiles ou de l'incinération des déchets, ces dernières sources citées sont principalement des sources de cadmium dans l'environnement suite aux activités humaines(ATSDR, 2012).

c-Devenir et comportement du cadmium dans le sol

Dans le sol, les facteurs importants qui agissent sur le mécanisme de transfert/mobilité du cadmium, sont le pH, les réactions redox ainsi que la formation des complexes. Le cadmium peut avoir des réactions d'échange dans les sols superficiels avec des minéraux argileux chargés négativement (Baize, 2011 ; ATSDR, 2012). Lorsque normalement le sol est acide, la réaction avec le cadmium peut être réversible. Cependant son adsorption dans le sol augmente avec le pH et cette réaction peut devenir irréversible. Dans d'autres termes la mobilité du Cd dépendrait largement du pH du sol. En effet, les composés du cadmium insolubles peuvent précipiter ou former des complexes ou des chélates par l'interaction avec la matière organique (Herrero, 1993). Coullery (1997) a montré que lorsque le cadmium est libéré des roches par altération, il donne en solution l'ion Cd^{++} , mais aussi d'autres ions complexes à savoir le CdCl^- , CdOH^+ , CdHCO_3^+ , CdCl_3^- , $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$, $\text{Cd}(\text{OH})^-$ de même que les chélates organiques(Dhaou-el-djabine ,2005) . En plus, le Cd peut former des oxydes ou des carbonates dans des conditions de forte oxydation, (CdO , CdCO_3), ou s'accumuler dans des phosphates. Le Cd est plus mobile dans le sol que le Cu et le Pb, donc plus disponible pour les plantes ($\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Pb}$), de plus

l'absorption du Cd peut être inhibée par Cu et Pb (Dhaou-el-djabine, 2005 ; ATSDR, 2012). La disponibilité et la mobilité du cadmium dans les sols humides est considérablement plus importante que dans les sols secs, donc, le cadmium sera beaucoup plus retenu dans le sol humide et disponible pour les plantes dans les sols moins humides. Dans des sols de conditions acides, le cadmium est mobile et peut s'infiltrer facilement dans les eaux de la nappe phréatique. Les sols contaminés par le cadmium, peuvent être une source de contamination pour d'autres compartiments environnementaux, par ce que les particules des sols contenant du cadmium peuvent être transportées loin du site pollué, soit dans l'air ou dans les eaux (Gambrell, 1994). Il faut noter que, depuis un moment, la contamination des sols par le cadmium est devenue une préoccupation mondiale, parce que le cadmium est absorbé efficacement par les plantes et, par conséquent, il entre dans la chaîne alimentaire destinée pour les êtres humains et les animaux. Un faible pH du sol, qui est de plus en plus répandu dans de nombreuses régions du monde en raison de pluies acides, augmente l'absorption du cadmium par les plantes (Group et Risk, 1977 ; Elinder, 1991). Les processus de transformation du cadmium dans le sol incluent la sorption et la désorption de l'eau, la précipitation, la dissolution, la complexation, et l'inter- échange d'ions. Cette transformation est influencée par la capacité d'échange de cations, le pH, et le contenu des minéraux argileux, minéraux carbonatés, des oxydes, la matière organique, etc. (Bodek, 1998; ATSDR, 2012).

d. Devenir et comportement du cadmium dans l'eau

Dans les eaux naturelles, le cadmium se présente sous forme d'ion Cd^{2+} , il est sous cette forme à un pH acide, mais aussi, il y a d'autres formes complexes en fonction du pH, CdCO_3 et $\text{Cd}(\text{OH})_2$ (Salvarredy Aranguren ,2008). Dans l'eau, il est généralement considéré comme dissous. Cependant, dans l'eau contenant des matières organiques ou d'autres particules solides, le Cadmium peut y être adsorbé ce qui le rendra disponible dans les eaux. Certains composés de cadmium tels que le sulfure de cadmium, le carbonate de cadmium et l'oxyde de cadmium, sont pratiquement insolubles dans l'eau. Cependant, les composés insolubles dans l'eau peuvent être modifiés à des sels hydrosolubles par réaction avec l'acide ou de la lumière et de l'oxygène (Hem, 1972 ; Group et Risk, 1977). Dans les eaux de mer, il existe une complexation de cadmium avec des ions chlorures sous forme de chlorure de cadmium (CdCl_2 , CdCl_2 , CdCl_3^-), qui augmente en fonction de la salinité (ATSDR ,2012). Une partie en ion Cd^{2+} n'est pas importante, il faut noter que l'adsorption du Cd dans la fraction solide est considérée comme étant un enjeu majeur pour expliquer la concentration de cet élément dans les eaux naturelles (Larmet, 2007).

e-Risques sanitaire du cadmium

Le cadmium est considéré comme étant l'un des métaux lourds les plus toxiques. La contamination par cadmium se fait par voie orale (ingestion) ou par inhalation. Différentes études se sont concentrées sur les cibles sensibles présumées du Cd. Les cibles sensibles de la toxicité du cadmium sont les reins et les os après une exposition par voie orale ainsi que les poumons et les reins lorsque l'exposition est par inhalation (Nordberg, 2004). L'exposition prolongée du Cd va augmenter son absorption, ce qui risque d'entraîner le dysfonctionnement des reins, car il est l'organe cible (Nordberg, 2004). Annette (1996) a montré que lorsque la concentration en cadmium dans le cortex rénal atteint environ 200 $\mu\text{g} / \text{g}$, il y aura des lésions aux tubules rénaux, ce qui entraîne la perte dans les urines: le calcium, le phosphore, le glucose, des acides aminés (Spivey Fox, 1987 ; Wood, 1996). En plus de cela, d'autres études suggèrent que le cadmium pourrait être une substance cancérogène pour les êtres humains. D'autres effets toxiques observés chez les humains et / ou animaux comprennent toxicité sur la reproduction, effets hépatiques, effets hématologiques et des effets immunologiques. La présence du cadmium dans l'organisme affecte le métabolisme du calcium et peut entraîner des modifications du squelette, ce qui résulte par la perte de calcium et conduit à la diminution de la densité minérale osseuse chez les animaux. Mais aussi au niveau des os, le cadmium peut provoquer le ramollissement. L'exposition aiguë au cadmium par inhalation à des concentrations supérieures à 5 mg / m^3 peut provoquer la destruction des cellules épithéliales pulmonaires, entraînant un œdème pulmonaire, une trachéo-bronchite, et une pneumonie chez les humains et les animaux (Nordberg, 2004 ; Smirjakova et

OndrasoviCova , 2005 ; ATSDR, 2012). Notons que les différentes études montrent que l'inhalation ou l'ingestion prolongée du cadmium sont à l'origine de la dysfonction rénale, qui peut conduire à la maladie douloureuse et débilitante des os. La survenue de ces effets osseux était observée au Japon lorsque la population était exposée à des niveaux élevés de cadmium à travers le riz et l'eau. Ce qui est à l'origine de la célèbre maladie d'Itai-Itai (Tsuchiya ,1969 ; Wuana et Okieimen, 2011).

II.5.2. Chrome (Cr)

a-Origine

Le Cr prend son origine principalement de l'écorce terrestre, mais sa teneur varie selon le type de roches. Les roches qui sont connues pour être riches en chrome sont des roches magmatiques ultrabasiques (dunites, serpentine, périclase) leurs concentrations varieraient de l'ordre de 1500 à 3000mg/kg. Dans le cas des roches sédimentaires, la teneur en Cr sera beaucoup dépendante de la teneur en fer et bien attendu, à la présence d'autres minéraux riches en Cr (augite, serpentine). Le Cr est essentiellement obtenu à partir de la chromite (FeCr_2O_4) (Baize et al., 2007). Les sources du chrome dans l'environnement n'est pas seulement naturelle, mais aussi d'origine anthropique. Les activités industrielles contribuent massivement dans ce processus des rejets du chrome dans l'environnement. Les principales d'entre elles sont celles de la transformation des métaux, les installations de tannerie, la production de chromate, soudage de l'acier inoxydable (Cheng, 2003 ; Batayneh, 2011 ; Wilbur et al., 2012).

b- Devenir et comportement du chrome dans le sol

Les sources du chrome dans le sol sont diverses. Les principales sont celles de la roche mère, cendres volantes des charbons, cendres volantes provenant des centrales électriques et d'autres industries, les déchets agricoles et alimentaires, les retombées atmosphériques mais aussi l'épandage de boues de stations d'épuration (Nriagu et Pacyna , 1988). Une fois dans le sol, le chrome est mobile, mais d'une façon différente de l'un à l'autre, tous dépendent de sa forme (soit trivalent ou hexavalent). De ce fait, la mobilité dans le sol est dépendante des facteurs importants : le potentiel redox et le pH du sol. Dans la plupart des sols, le chrome est présent essentiellement dans un état d'oxydation du chrome (III) Cr^{3+} . Cette forme a une très faible solubilité et une faible réactivité, ce qui le conduit à une faible mobilité dans l'environnement et à la tendance à s'adsorber (Jardine et al., 1999 ; Robson , 2003 ; Wilbur et al., 2012). Cependant, dans des conditions oxydantes, le chrome (VI) peut être présent dans le sol comme CrO_4^{2-} , HCrO_4^- (Wilbur et al., 2012). Sous cette forme, le chrome est relativement soluble et mobile. Une étude de comparaison de la mobilité de plusieurs métaux dans le sol, dont le chrome, a démontré que le chrome était moins mobile parmi l'ensemble des métaux lourds étudiés (Sahuquillo et al., 2003). Plusieurs études confirment que le chrome n'est pas très mobile dans le sol, particulièrement lorsqu'il est à l'état d'oxydation trivalent (Jardine et al., 1999 ; Robson , 2003). L'inondation des sols et la décomposition anaérobie des végétaux peuvent accroître la mobilisation de chrome (III) dans les sols, du fait qu'il intervient à la formation de complexes solubles. Cette complexation peut être facilitée par un pH bas (Smirjakova et OndrasoviCova, 2005 ; Dhaou-el-djabine, 2005 ; Wilbur et al., 2012). Plusieurs degrés d'oxydation de l'élément chrome existant : Cr^{3+} ; Cr_2O_7^- ; CrO_4^- ; CrOH^{++} ; $\text{Cr}(\text{OH})_3$; CrO_2^- ; CrO , etc. Les formes de l'élément Cr dans le sol sont: Cr (III) et Cr (VI). Le Cr (VI) est largement transformé en Cr (III) dans les sols et les sédiments (favorisé par les conditions anaérobies et pH bas). Le Cr (III) est relativement immobile tandis que Cr (VI) serait un peu plus mobile. Dans le milieu naturel, seuls les oxydes de manganèse seraient capables d'oxyder le Cr (III) en Cr (VI). Le Cr a une très faible mobilité, que ça soit d'origine naturelle ou d'origine anthropique (Baize ,1997 ; Dhaou-el-djabine, 2005).

c. Devenir et comportement du chrome dans l'eau

En général, les sources majeures de chrome dans les eaux sont: les effluents de déchets domestiques, les productions et fabrications des métaux non ferreux, le déversement des eaux usées, sidérurgie, activités vinicoles, fabrication des produits chimiques, de l'affinage des métaux non ferreux et les retombées atmosphériques. Cependant l'érosion et/ruissellement n'est pas considéré comme étant une

source potentielle de l'élément chrome pour polluer l'environnement aquatique (Nriagu et Pacyna, 1988).

Pour le transport du chrome dans les eaux naturelles, que ce soit de la rivière, du lac, et de l'eau de mer est contrôlé par les conditions de chacun des milieux, comme la température, la profondeur, les conditions redox, et la matière organique (Brignon, 2011). Dans les eaux naturelles qui ne sont pas influencées par l'activité humaine, le chrome existe sous deux états d'oxydation plus ou moins stables, chrome (III) et chrome (VI). Ces deux formes présentes dans l'eau leur rapport dépend de divers processus importants, qui sont les réactions de réduction chimique et photochimique, des réactions de précipitation / dissolution et d'adsorption / désorption (Kotaś et Stasicka, 2000). La nature et le comportement des différentes formes du chrome dans les eaux se diffèrent en fonction de la nature des eaux et leurs caractéristiques physico-chimiques différentes. En effet, la présence et la concentration de chrome dans les effluents rejetés dépendent essentiellement des composés impliqués dans les processus technologiques, du pH et de la matière organique et / ou des déchets inorganiques provenant de la transformation de la matière (Kotaś et Stasicka, 2000). La fraction dissoute du chrome (complexes de chrome III ou VI) est généralement très faible. Le chrome VI est très rapidement réduit par les sulfures et le fer en conditions anaérobies (Lachambre et Fisson, 2007). La réduction du chrome par la matière organique des sédiments est beaucoup plus lente et dépend du type et de la quantité de matière organique ainsi que des conditions d'oxydoréduction. Une fois sous forme réduite, le chrome n'est pas susceptible de se réoxyder dans les conditions environnementales courantes, sauf en présence d'oxyde de manganèse. Le Cr(III) est généralement sous forme particulaire, adsorbé sur l'argile, les matières organiques ou les oxydes de fer (Lachambre et Fisson, 2007 ; Brignon, 2011).

d-Risques sanitaires du chrome

Le chrome peut être considéré comme un des éléments essentiels à la vie. Le conseil national de recherche du Canada a déterminé un apport adéquat (quantité consommée par les individus en bonne santé) de 20-45 µg de chrome (III) /jour /personne (ATSDR, 2012). Son rôle essentiel à la vie, est d'intervenir dans le métabolisme, pour animaux (coagulation) et pour végétaux (photosynthèse). Dans l'organisme, il joue aussi le rôle de cofacteur de l'insuline, et sa carence dans l'alimentation peut provoquer une diminution de la tolérance au glucose, donc, cela peut être corrigé par un apport en Cr^{3+} . Les différentes formes du chrome n'ont pas les mêmes effets ni les mêmes sites d'action, il faut donc les étudier séparément. Les dérivés hexavalents du chrome ont un pouvoir oxydant puissant vis-à-vis des molécules organiques. Ils sont alors réduits en dérivés trivalents, ce qui est la forme la plus stable de cet élément (Malayeri, 1995). Cependant, selon la voie de contamination, l'excès ou l'état de valence du chrome peut avoir de l'effet sur la santé humaine. Car, d'une part le Cr (III) inhalé peut provoquer soit des cancers des voies respiratoires ; des troubles du métabolisme du glucose ; atteintes rénales. D'autre part le Cr (VI) peut provoquer des hémorragies gastro-intestinales ; il est responsable des ulcères cutanés et d'ulcères de la muqueuse nasale, de dermites (Dhaou-el-djabine, 2005).

II.5.3. Cuivre (Cu)

a-Origine

Le cuivre est l'un des éléments métalliques abondants dans les milieux naturels. Il est de couleur rougeâtre, avec une haute conductivité thermique et électrique à température ambiante. C'est un métal largement répandu dans la nature sa concentration moyenne dans la croûte terrestre serait comprise entre 45 et 70 mg/kg (Baize D., 1997 ; Larmet H., 2007). Il est naturellement présent dans la croûte terrestre sous différentes formes, soit sous forme libre dans la cuprite (88,8%) soit sous forme d'oxyde de sulfure, ou sulfosel. Il serait particulièrement important dans les roches magmatiques basiques riches en minéraux ferromagnésiens. Par contre les roches granitiques ne contiennent qu'une faible teneur de cuivre (Baize D., 1997 ; Salvarredy Aranguren, 2008). Il est aussi présent dans les roches sédimentaires, moins représenté dans les roches carbonées (Dhaou-el-djabine, 2005). Dans la croûte terrestre et dans les eaux d'océans, des lacs et des rivières, il existe sous différentes formes et de concentrations diverses. C'est un des métaux existant à l'état natif. Cependant il est largement présent sous la forme de minerais (Roney et Colman, 2004 ; Brignon et Gouzy, 2015). Les activités anthropiques sont aussi à l'origine du cuivre dans la nature. Les sources principales de cuivre

anthropique dans l'environnement sont essentiellement les activités industrielles, les activités urbaines, le trafic routier, les activités agricoles (les épandages des fumiers et lisiers de bovins et de volailles ; les traitements phytosanitaires des cultures des vignes et des arbres; l'utilisation d'engrais minéraux; l'épandage de composts et des boues issues des stations des eaux d'épuration). Dans les sols l'apport des cuivre est particulièrement renforcé par l'utilisation excessive de fertilisants et de produits agro sanitaires tels que les insecticides, les fongicides, les algicides qui sont à la base de sels de cuivre, notamment les sulfates de cuivre (Angove et al., 1998). En effet, peu importe d'où vient le cuivre (d'origine naturelle ou anthropique), au final, il a pour cibles principales les eaux, les sols et l'air atmosphérique (Sogreah, 2007 ; Brignon et Gouzy ,2015).

b-Devenir et comportement du cuivre dans le sol

Le cuivre se trouve dans la nature sous différentes formes, soit à l'état d'oxydation I ou II, et/ou sous forme de sulfures, sulfates, carbonates, oxydes et sous forme native minérale (Dhaou-el-djabine, 2005). À part la formule communément connue de Cu^{++} dans le sol, lors des processus d'altération des roches mères, d'autres formules chimiques sont libérées, parmi ces formes on peut citer Cu^+ ; CuOH^+ ; $\text{Cu}(\text{OH})_2$; CuO ; $\text{Cu}(\text{OH})_2\text{CO}_3$; CuCO_3 ; $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2$; $\text{Cu}(\text{OH})_3^-$; $\text{Cu}(\text{OH})_4^{2-}$; CuO^{2-} . La mobilité du cuivre dans le sol dépend d'interaction entre ses paramètres physicochimiques et les composants du sol. Les principaux facteurs du sol influençant la mobilité du cuivre sont : le pH du sol, son potentiel redox, sa capacité d'échange cationique, les matières organiques, la présence d'oxydes, les proportions d'argiles, de limon et de sable, le climat et le type de végétation présente (Heidmann et al., 2005 ; Larmet ,2007). En général, dans le sol, le cuivre sera absorbé sur les matières organiques, les minéraux carbonatés, les minéraux argileux, et le fer hydraté ou oxydes de manganèse (Chassin et al.,1996 ; Roney et Colmanb , 2004 ; Baize ,2011). Cependant, il semble que dans les sols très pauvres en argile ou limon, plutôt de type sableux avec un pH bas, les apports massifs en cuivre via les traitements du sol à vocation agricole, soient capables de migrer en profondeur. Donc l'adsorption du cuivre dans le sol dépendrait fortement du pH du milieu. En effet, une diminution du pH entraîne une réduction de la quantité du cuivre fixé et ensuite sa libération pour le lessivage vers la profondeur ou par ruissellement (Baize, 2011).

c. Devenir et comportement du cuivre dans l'eau

Le Cuivre, dans les milieux aquatiques, se comporte sous nombreuses influences telles que la complexation avec des ligands organiques (les plus citées sont avec les groupes NH_2 et SH , et OH) ou même les ligands minéraux. Mais aussi les phénomènes d'adsorption peuvent avoir lieu sur des oxydes métalliques, des argiles ou des matières organiques particulières, par bioaccumulation, par présence de cations de compétition (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+} , etc.), par présence de sels (OH^- , S^{2-} , PO_4^{3-} , CO_3^{2-} ...) et par échange entre les sédiments et l'eau (Muleke ,2013). Le cuivre qui atteint l'eau est souvent sous forme particulière, colloïdale et dissoute et tend à se précipiter ou à s'adsorber à la matière organique, au fer hydraté, aux oxydes de manganèse ou aux argiles. Dans une eau dure, la majorité du cuivre est précipitée sous forme de composés insolubles (Brignon et Gouzy, 2015). Plus particulièrement l'oxyde cuivreux Cu_2O est insoluble dans l'eau alors que les formes CuSO_4 , $\text{Cu}(\text{OH})_2$ et CuCl_2 ne le sont pas (Pichard A.,2015). L'ion Cu^+ est instable dans l'eau sauf en présence d'un ligand stabilisateur comme les sulfures, les cyanures ou les fluorures. L'ion Cu^{2+} forme de nombreux complexes stables avec des ligands minéraux, tels les chlorures ou l'ammonium, ou avec des ligands organiques (Brignon et Gouzy, 2015).

d-Risques sanitaires du cuivre

Le cuivre est considéré comme un élément essentiel dans l'organisme humain et chez l'animal. Dans l'organisme, il est impliqué dans différentes voies métaboliques, essentiellement pour la formation d'hémoglobine et la maturation des polynucléaires neutrophiles. Ainsi, il intervient dans plusieurs activités enzymatiques et pour les métalloprotéines de structure en tant que cofacteur spécifique (WHO, 2004 ; Pichard et al., 2005). Cependant, la teneur élevée de cuivre malgré son importance peut être dangereuse pour la santé des êtres vivants. Dans l'organisme, le cuivre peut être absorbé à travers

toutes les voies (orale, respiratoire, cutanée). Mais la voie orale s'effectue de manière prépondérante. Les voies respiratoires sont atteintes suite à une absorption pulmonaire de poussières ou des fumées (RIVM, 2000). Lorsque le cuivre est en liaison avec des fonctions organiques multiples, il présente une distribution assez importante dans l'organisme via le sang associé à des protéines dont la céruloplasmine (80-90 %), l'albumine et divers acides aminés (Evans, 1973). Les plus fortes concentrations tissulaires en cuivre sont mesurées au niveau du foie, des muscles et de la moelle osseuse (RIVM, 2000). Le cuivre étant un oligo-élément, il est associé à des multiples enzymes à savoir, le cytochrome oxydase, le superoxyde dismutase, la lysyl oxydase, la dopamine-hydrolase (RIVM, 2000). En effet, on peut observer la cytotoxicité du cuivre lorsqu'il y a une intoxication faite par l'inhibition enzymatique du système pyruvate-oxydase en compétition au niveau des groupements sulfhydriles des protéines. La glucose-6-phospho-deshydrogénase et la glutathion-réductase sont inhibées (inhibition compétitive) proportionnellement à la concentration intracellulaire du cuivre (Sheng, 2008). Ainsi, lorsque le cuivre est en excès, il produit des radicaux libres responsables de lésions cellulaires au sein de l'ADN et des mitochondries ou des lysosomes (WHO, 2004 ; Pichard et al., 2005). Plusieurs symptômes lors de la toxicité aiguë par le cuivre sont mis en évidence. Ils se manifestent fréquemment par des diarrhées, nausées, vomissements, irritations intestinales et autres. Par contre la toxicité chronique est mal connue, bien qu'une partie de la population y soit sensible, cette toxicité est associée à une maladie de Wilson (Roney et Colmanb , 2004 ; Pichard et al., 2005 ; Lachambre et Fisson, 2007 ; Commission et al., 2011 ; Brignon et Gouzy , 2015).

II.5.4. Plomb (Pb)

a-Origine

L'origine du Pb est diverse, elle est principalement anthropique, spécialement de l'émissions atmosphérique (Abadin et al., 2007), mais aussi, de l'utilisation des composés organométalliques, des sources industrielles (usine de batterie, affinage du Pb...), des déblais de mines, des sources urbaines (boues des stations d'épuration) et des traitements pesticides à base de Pb (Dhaou-el-djabine, 2005). Le plomb peut également provenir du milieu naturel. Selon Baize (1997), la concentration moyenne du Pb dans la croûte terrestre varierait de 13 à 16 mg/kg. Le même auteur précise que les schistes noirs riches en pyrites et en matières organiques, seraient riches en Pb (30 mg/kg) (Baize , 1997). Le Plomb se trouve à l'état naturel dans divers minéraux (Salvarredy Aranguren , 2008 ; Kadouche, 2013), certains d'entre eux, comme la galène (PbS), la cérusite (Pb CO₃) et L'anglésite (Pb SO₄) sont d'importantes sources commerciales de plomb. Il est souvent associé à d'autres métaux essentiellement le zinc, le fer, le cadmium et l'argent (Roney et Colmanb , 2004).

b-Devenir et comportement du plomb dans le sol

Les propriétés du sol jouent un grand rôle sur l'absorption du plomb dans les sols. Le plomb présente une grande affinité pour les substances humiques. L'argile et surtout la matière organique représentent les phases d'adsorption dominantes du plomb. Il a été montré récemment que la faible mobilité du plomb dans les sols provenait de sa complexation par les substances humiques (Heidmann, 2005). Le pH, en particulier, joue un rôle important dans la disponibilité du plomb à partir de dérivés. Plus le pH est faible, plus le degré de désorption dans la solution du sol est fort. A pH acide ou neutre, les ions Pb²⁺ et Pb (OH)⁺ prédominent dans la solution du sol ; quand le pH augmente, ces formes sont remplacées par Pb (OH)₂, Pb(OH)₃⁻ et Pb (OH)₄²⁻ (Perrono, 1999). Le Pb présent dans le sol ne subit que peu de dégradation ou de transformation et sa mobilité est relativement faible à travers les différents horizons pour atteindre des horizons plus profonds. Ce qui lui permettrait de se fixer à la partie supérieure du sol. Il n'est pas entraîné en profondeur par le lessivage, il en résulte un gradient de concentration selon la profondeur (García et al., 2009). Comparé aux autres micropolluants le Pb serait le micropolluant métallique le moins mobile dans le sol. Ainsi dans la gamme de pH de 5 à 9 et à concentration totale identique, le Pb serait 100 fois moins mobile que le Cd. Comme le dit Juste (1995) sa grande affinité avec la matière organique expliquerait son accumulation préférentielle dans les horizons de surface. De ce fait, il est très difficile de distinguer ce qui provient des retombées atmosphériques lointaines et ce qui provient du seul cycle biogéochimique naturel (Dhaou-el-djabine , 2005).

c. Devenir et comportement du plomb dans l'eau

Dans le milieu aquatique, les eaux de surface constituent des bassins d'accumulation pour les dérivés du plomb. Les dérivés de plomb insolubles s'accumulent au fond de l'eau, se fixant sur les sédiments ou sur les matières en suspension (surtout sur la fraction argileuse). L'oxydation biochimique de substances organiques est freinée à partir de concentrations de plomb dépassant 0,1 mg/l. Le transport du plomb par les eaux de surfaces est assez limité en milieu neutre ou alcalin, mais le plomb peut être mobilisable à un pH inférieur (Abadin et al., 2007). Lorsque le Pb est introduit dans les eaux naturelles, il forme avec les anions du milieu, des composés peu solubles. De ce fait, la quantité de plomb dissous dans les eaux de surface dépend de la teneur en sel dissous dans l'eau et du pH du milieu (Schiavon et al., 1995). La teneur du plomb dans les eaux souterraines est très faible, par le fait qu'il est peu mobile à partir de la surface du sol, à moins que la pluie qui tombe sur le sol est acide (Abadin et al., 2007).

d-Risques sanitaires du plomb

Le plomb représente un danger pour la santé humaine, même à faible dose. Il est toxique sous deux différentes formes : organique (Tétra-alkyl-plomb) ou inorganique (Pb^{2+}) qui est la forme quasi-exclusive du plomb toxique. Une des causes principales de la toxicité du plomb est sa capacité à se fixer solidement sur certaines protéines (Sun et al., 2006 ; Zheng ,2007). Dans le cas d'enzyme, le plomb peut inhiber indirectement son fonctionnement (Houngpatin Armelle et al., 2012). En effet, le plomb inhibe les différentes enzymes du métabolisme de l'hémoglobine, ce qui a pour effet de réduire le bilan d'oxygène et le volume respiratoire. Le plomb réduit l'activité de la déshydrogénase de l'acide amino-lévulique dans les érythrocytes. Les intoxications au plomb sont aiguës ou chroniques. Dans les deux cas, on parle de saturnisme. Une exposition de brève durée à des concentrations élevées peut causer un goût métallique, des douleurs abdominales des vomissements, de la diarrhée, des convulsions, le coma et même entraîner le décès. Toutefois, de telles intoxications sont rares. Le symptôme souvent manifesté est le saturnisme : troubles digestif, sanguins (anémie, perturbation de la synthèse d'hémoglobine), système nerveux, troubles rénaux (néphrites), irritabilité, insomnie (Zheng, 2007).

II.5.5. Nickel (Ni)

a-Origine

Le nickel, dans l'environnement prend ses origines de la roche mère, et sa teneur varie en fonction du type géologique local, certains auteurs ont mentionné également son origine anthropique. Cependant, les variations de concentrations du nickel (4 et 80 ppm) sont en fonction des roches mères, du type de sol, du degré d'évolution, des teneurs en fractions fines (argiles, sables et/ou limons) et des teneurs en humus (Pinta et Aubert, 1971). Le Ni est fortement concentré dans les roches ferromagnésiennes où il se substitue partiellement au fer et au magnésium. Il est abondant dans les minéraux primaires silicatés et les roches magmatiques basiques et ultrabasiques (péridot, pyroxène) et dans les minéraux secondaires de type serpentinite (Dhaou-el-djabine, 2005).

b-Devenir et comportement du nickel dans le sol

Une fois dans le sol, le nickel est adsorbé, comme tant d'autres métaux lourds à savoir le Pb, le Cu et le Zn. De nombreux facteurs influencent l'adsorption du Ni au niveau du sol, à savoir les propriétés du sol telles que la texture, la densité apparente, le pH, la matière organique, le type et la quantité de minéraux argileux et de certains hydroxydes (Fay et al., 2005). Durant le processus d'altération, le Ni est facilement mobilisable et co-précipite généralement avec les oxydes de fer et de Mn. Cependant à l'inverse des ions Mn^{++} et Fe^{++} , Ni^{++} est relativement stable dans les solutions aqueuses, et il est capable de migrer sur une grande distance. Les informations sur la spéciation du Ni dans la solution du sol ne sont pas très fournies, mais les espèces telles que Ni^{++} , $NiOH^+$, $HNiO_2^-$ et $Ni(OH)_3^-$ sont présentes lorsque le Ni n'est pas complètement chélaté (Coullery, 1997).

c-Devenir et comportement du nickel dans l'eau

Dans les eaux naturelles, le nickel existe principalement sous différentes formes complexes solubles avec OH^- , SO_4^{2-} et HCO_3^- , mais ces formes de Nickel sont moins importantes comparées à la forme hydratée du Ni^{2+} dans l'eau de surface et les eaux souterraines, qui ont parfois un $\text{pH} < 9$. Dans des conditions anaérobies, comme cela peut exister dans les eaux souterraines profondes, le sulfure de nickel réduirait les concentrations du nickel aqueux libres à des niveaux faibles (Buxton et al., 2019 ; WHO, 2005).

d-Risques sanitaires du nickel

Par différentes voies (inhalation, contact à la peau, consommation de l'eau, consommation des produits alimentaires, etc.), le nickel peut entrer dans l'organisme. En effet, à des doses importantes, le nickel, peut produire une toxicité qui se traduit par la modification de plusieurs paramètres dans l'organisme. Il est considéré comme étant un élément cancérigène (des fosses nasales, des poumons et de larynx). Ceci a été décelé chez les travailleurs des usines d'extraction du nickel. Même par contact externe, les sels de nickel peuvent entraîner des eczémas chez les ouvriers en galvanoplastie (Fay et al., 2005 ; WHO, 2005).

II.5.6. Zinc (Zn)

a-Origine

Le zinc est un des éléments les plus courants dans la croûte terrestre, il est présent de façon naturelle dans l'air, l'eau et le sol. Selon Baize (1997), La teneur moyenne en Zn dans la croûte terrestre varie de 70 à 132 mg/kg (Pinta et Aubert, 1971). Il se combine généralement avec d'autres métaux (ex : Pb, Cu, Fe, Cd). Le zinc est utilisé dans différents domaines tels que les constructions mécaniques, le transport et l'industrie automobile. L'industrie chimique utilise des quantités importantes de poussières de zinc comme agent de réduction. En agriculture, il est utilisé sous forme d'oxyde de zinc (Pinta et Aubert, 1971 ; ATSDR, 2005). Mais aussi, le Zn se retrouve dans l'environnement, via des activités anthropiques à savoir les activités minières et industrielles, activités agricoles, activités urbaines et trafic routier (Song, 1999; Hasan et al., 2019).

b-Devenir et comportement de zinc dans le sol

Le comportement de l'élément Zn est fonction de la caractéristique du sol. Existant fortement sous forme Zn^{2+} dans le sol, il est plus mobile que d'autres formes de zinc et il s'adsorbe facilement sur les minéraux (argiles, hydroxydes de fer et d'aluminium) et les composants organiques, entraînant une accumulation en surface. Le zinc est considéré comme soluble par rapport aux autres éléments traces métalliques dans le sol, il est très mobile et disponible dans les sols légers et acides (Perrono, 1999). Les minéraux argileux et les substances humiques sont capables de fixer le Zn très fortement de sorte que la solubilité du Zn^{++} dans les sols apparaît moindre que celle du $\text{Zn}(\text{OH})_2$, du $\text{Zn}(\text{CO}_3)$ et du $\text{Zn}(\text{PO}_4)$ (Dhaou-el-djabine, 2005).

c. Devenir et comportement de zinc dans l'eau

Dans les eaux souterraines et des eaux de surfaces, la teneur en Zn dépend du milieu ou les activités environnantes. Dans le milieu aquatique, le zinc est contrôlé par la présence d'autres anions. Mais aussi, le Zinc dans les eaux naturelles, peut être lié à l'acide humique. La stabilité de ces complexes dépendrait du pH de l'eau et aussi de la nature du complexe formé. Plus le pH diminue, plus les complexes de zinc-acide humique peuvent être dissociés (Zheng et al., 2007 ; ATSDR, 2005). La toxicité du zinc dans le milieu aquatique est fonction de la minéralisation de l'eau et de l'espèce considérée. Le zinc est stable dans l'eau douce et l'eau salée grâce à sa couche d'oxyde protectrice. Les sels de zinc sont moins toxiques que ceux du cuivre et présentent la particularité d'être moins nocifs pour les organismes marins que pour ceux des eaux douces, en raison de l'action protectrice des ions calcium (ATSDR, 2005).

d- Risques sanitaires du zinc

Le zinc est un élément essentiel pour toute forme de vie, depuis le plus petit micro-organisme jusqu'à l'être humain (Malayeri, 1995). Ainsi, il est impliqué dans la constitution d'un grand nombre de métallo enzymes, anhydrases carboniques, Phosphatases alcalines joue également un rôle important dans la synthèse des acides nucléiques. Le zinc métal lui-même ne présente pas de toxicité particulière. Les effets toxiques observés sont principalement dus à l'oxyde ou au chlorure de zinc utilisé industriellement (fièvre des fondeurs) (ATSDR, 2005). Chez l'homme on observe une toxicité aiguë par le Zn, mais à très forte concentration, se manifestant par des nausées, des vomissements, une rigidité musculaire et une irritation des muqueuses ; alors qu'il occasionne dans l'eau une très forte astringence dès 5mg/l. Les sels de zinc sont nocifs pour l'homme s'ils sont administrés par voie orale. Mais en faible dose, le danger d'intoxication est inexistant (Tang et al., 2010).

CHAPITRE III :
PRESENTATION DE LA ZONE DU GHARB

III.1. Situation géographique générale

La plaine du Gharb est située au Nord-Ouest du Maroc. Il occupe une situation stratégique sur le plan intérieur et extérieur, par sa proximité des grands centres de consommation et de l'Europe. Il est délimité par : Kenitra au sud, Moulay Bousselham au nord, Sidi Kacem à l'Est et l'océan atlantique à l'Ouest. A l'intérieur du Gharb on trouve Sidi Slimane, Machaa Belksiri et Souk Larba du Gharb. Il couvre une superficie de 893 860 ha (1,2 % du territoire national), dont 68 % (616 000 ha) de surface agricole utile (7 % de la SAU nationale). Le périmètre du Gharb bénéficie des apports d'oued Sebou et de ses affluents (Ouergha et Beht) avec un volume de 5 milliards m³, soit environ 27 % du potentiel national en ressources d'eau superficielles.

Les ressources en eaux souterraines constituent une réserve de 960 millions m³. Ces réserves sont renforcées par les ouvrages suivants : barrage El Ouahda, barrage Idriss 1er, barrage Allal El Fassi, barrage Oued El Makhazine et barrage El Kansera (Figure 7).



Figure 7 : Schéma de l'aménagement hydraulique du bassin du Sebou.

III.2. Climatologie

Le climat de la plaine du Gharb est de type méditerranéen influencé par la mer. La pluviométrie annuelle est relativement élevée. Il y a beaucoup de variations d'une année à l'autre, avec 90 % concentrés entre octobre et avril. Cela varie également selon les régions. La pluviométrie annuelle moyenne dans les zones côtières est d'environ (M'nasra) 668,2 mm (Figure 8), tandis que dans les zones intérieures (Sidi Slimane et Sidi Kacem) la pluviométrie annuelle moyenne dépasse 600 mm. Elle augmente également vers le nord. Dar Gueddari au sud est de 470 mm et Souk Larbaa au nord est de 577 mm. Le parallélisme des isothermes avec la côte atlantique est une bonne indication de l'influence de l'océan sur la température. La température moyenne varie entre 11°C en hiver et 27°C en été. L'évapotranspiration annuelle est d'environ 1200 mm. Elle dépasse ou compense les précipitations de novembre à mai.

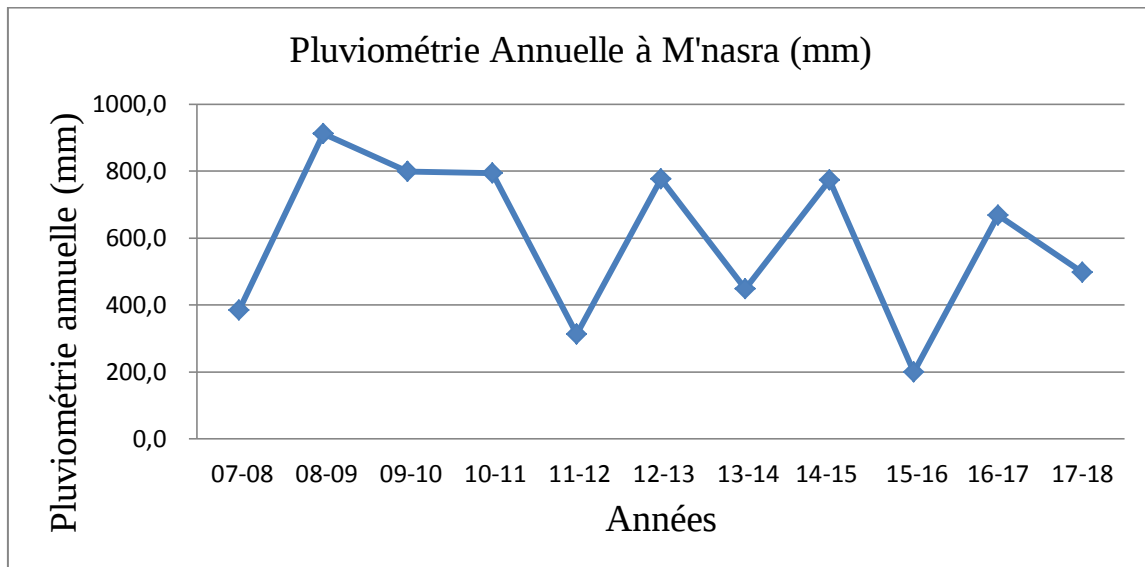


Figure 8 : Pluviométrie annuelle moyenne de la station de M'nasra (Kénitra).

Source : ORMVAG (2019).

III.3. Types de sol

Les sols du Gharb, essentiellement argileux, se sont formés sous des conditions d'hydromorphie et d'engorgement. Ils sont constitués essentiellement d'alluvions à teneur en argile allant de 15 à plus de 55%. Les principaux types de sols sont : les vertisols ou Tirs (34%), Dehs qui sont des sols argileux peu développés (22%), les sols hydromorphes (15%) et les sols sablonneux (12.5%) (Taky A., et al., 1999).

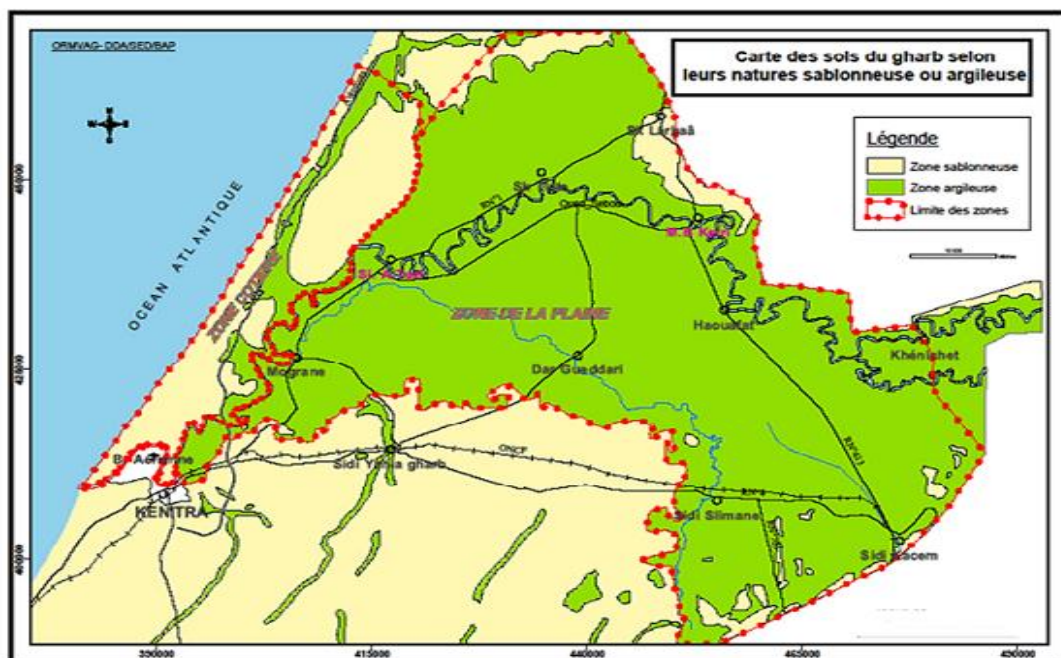


Figure 9 : Répartition des sols dans la région du Gharb.

III.4. Hydrogéologie

Il existe deux types d'aquifères dans le Gharb : l'aquifère profond (au-dessus de 100 m) couvre une superficie de 3500 km², a une épaisseur de 50 à 150 m, et a une salinité n'excédant pas 1,5 g/l ; Plus de 75 % de la les profondeurs oscillent entre 8 et 15 m (Pallix et Tabet, 1973). Elle est rechargée par drainage vertical des nappes profondes et infiltration des eaux pluviales et d'irrigation (90% à 95% des apports). L'évaporation et la faible circulation de l'eau de la nappe souterraine augmentent sa salinisation (>10 g/l) (Debbarh et al., 1999).

III.4.1. Eaux de surface

Sur le plan hydrologique, le principal cours d'eau du périmètre du Gharb est le Sebou avec ses principaux affluents l'Ouergha sur la rive droite et le Beht sur la rive gauche. Les moyennes annuelles des apports du bassin du Sebou sont d'environ 5000 Mm³/an (Série 1936-1996) et ne sont que de 3800 Mm³/an pour la série sèche de 1970-1996, soit une réduction d'environ 24% (SCET-Maroc, 2008).

III.4.2. Aménagement hydro agricole

II.4.2.1. Réseaux d'irrigation

L'eau d'irrigation autour du Gharb provient de 3 barrages : le barrage El Kansera (270 m³) sur l'oued Beht, le barrage Idriss Ier Allal Fassi (1,23 m³) et le barrage El Wahda (3,8 m³) sur l'oued Inaouene à Oued Ouergha. Le périmètre équipé de grands ouvrages de conservation des eaux couvre 120 000 hectares, dont 29 000 hectares autour de Beht, 36 000 hectares dans le premier périmètre irrigué (PTI), 54 000 hectares dans le second périmètre irrigué (STI), et l'aménagement du reste correspondant au troisième périmètre irrigué (TTI) est actuellement en cours, et a débuté à la fin du siècle dernier (Figure 13).

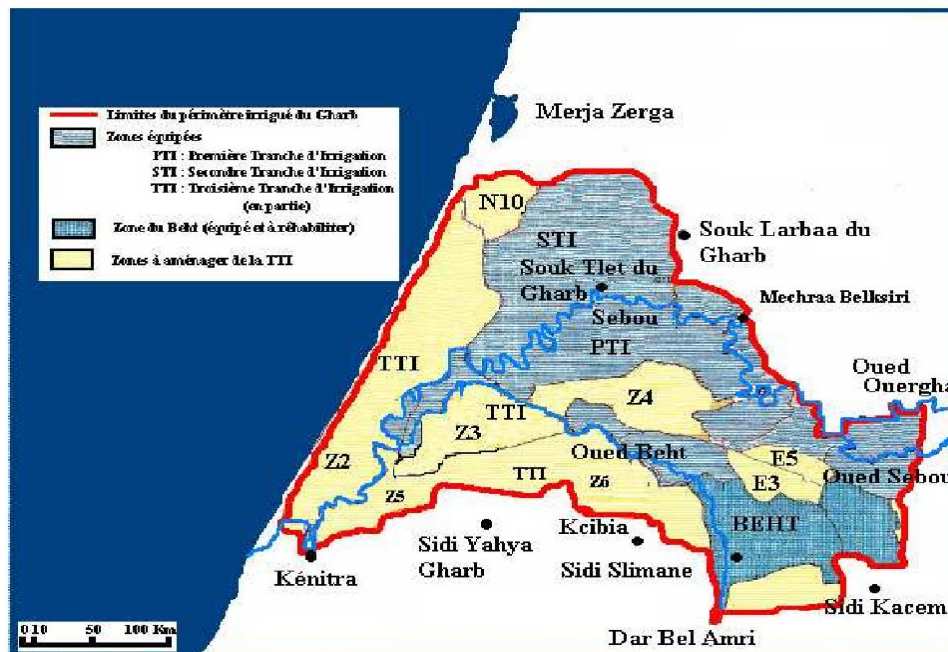


Figure 10 : Carte de différentes tranches d'aménagement du périmètre du Gharb.

Source : d'après ORMVAG (1997).

Le système d'irrigation actuel du Gharb est : 97 000 hectares d'irrigation par gravité, dont 13 500 hectares sont submergés pour la culture du riz, 20 000 hectares d'irrigation par aspersion et 3 000 hectares d'irrigation à basse pression. Les infrastructures d'irrigation sont complexes et diverses. Il comprend principalement 56 stations, dont 54 stations de pompage et 2 stations de déshydratation, et 7 stations de pressurisation, composées de 270 groupes électropompes (ORMVAG, 2008). La zone d'équipement est divisée en zones distinctes d'environ 3000 hectares chacune. La taille du secteur dépend de la prise en compte de l'optimisation de la consommation d'énergie. Chaque tronçon est considéré comme une entité hydraulique caractérisée par une charpente alimentée par les stations de pompage de l'oued Sebou ou de l'oued Beht, à l'exception des stations de pompage situées dans le périmètre du Beht qui sont alimentées par gravité à partir du canal principal. Chaque secteur comprend ceux-ci, en plus des stations de mobilisation de l'eau, des canaux secondaires et tertiaires qui acheminent l'eau d'irrigation par gravité, ou des canalisations qui acheminent l'eau vers les bornes d'irrigation. Chaque secteur est divisé en blocs réguliers qui constituent le cadre de développement. Le bloc est également subdivisé en plusieurs soles (unités agronomiques), où les agriculteurs sont répartis lors de la préparation des terres, opération antérieure au développement de l'hydro-agriculture.

III.4.2.2. Réseaux de drainage et d'assainissement

Le système de drainage du Gharb comprend : (i) un réseau de canaux ouverts pour assurer l'assainissement de surface et la collecte des eaux des collecteurs d'eau, (ii) un drainage de surface par sections pour permettre aux eaux de pluie de s'infiltrer dans les canalisations souterraines. La superficie drainée par les canalisations dépasse 100 000 ha (Hammani, 2002). Le réseau d'assainissement dans la plaine du Gharb est bifurqué d'aval en amont. Des installations d'assainissement du Quaternaire existent tout le long du sol. Ils récupèrent l'excédent d'eau (excédent d'irrigation et d'eau de pluie) sur la parcelle. Les colatures quaternaires drainent leurs eaux dans des fossés tertiaires, qui les rejettent à leur tour dans des fossés secondaires, qui servent également d'exutoires aux collecteurs de drainage. Les principaux débouchés sont les grandes vallées fluviales et les canaux. Les dimensions des différentes tranchées sont variables, selon leur catégorie et leur position dans le réseau. Le fruit de banque utilisé dans le fossé artificiel mesure 1,5 mètre, la largeur du plafond est de 0,5 à 3 m et les profondeurs secondaire et primaire sont de 2 à 4 mètres.

III.5. Production agricole

La participation de la région du Gharb dans la production agricole nationale est présentée dans la figure 11 (ORMVAG, 2011).

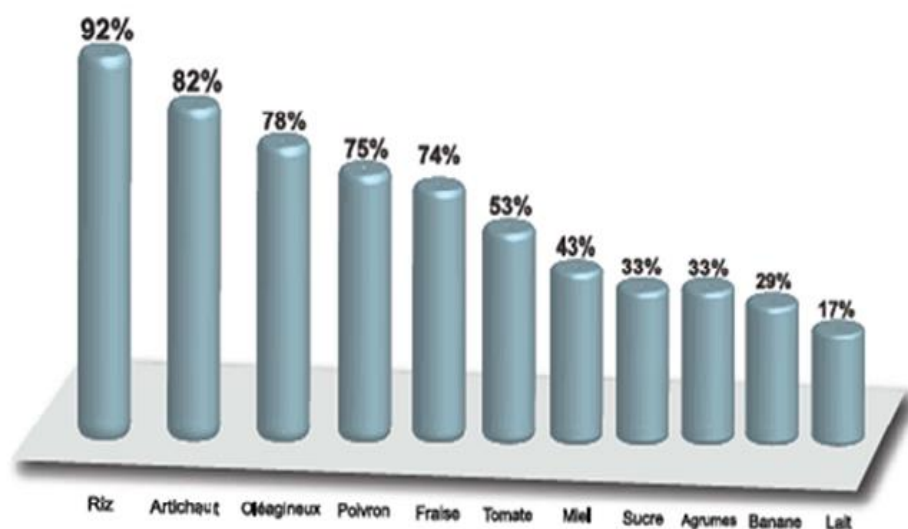


Figure 11 : Participation du Gharb dans la production nationale agricole.

La production agricole de la région est dominée par : le riz 56 000 tonnes sur 8 000 hectares, les artichauts 54 000 tonnes sur une superficie 3 000 hectares, les tomates 300 000 tonnes sur 6 000 hectares, le tournesol 40 000 tonnes sur 1 050 000 hectares, les fraises 32 000 tonnes sur 840 hectares et la canne à sucre 670 000 tonnes sur 18 500 hectares, les céréales avec 200 000 tonnes sur une superficie de 40 000 hectare. Cette production est moins importante pour le lait avec 200.10^6 litres. Le Gharb est considéré depuis longtemps comme la première région apicole du Maroc, en raison des conditions climatiques adéquates favorisant le développement d'un couvert végétal propice. Celle-ci offre une disponibilité en pollen et en nectar tout au long de l'année. La zone a de forte concentration d'abeilles puisqu'elle compte plus de 90 000 ruches en 2006. La production de miel assure 43 % de la production nationale avec un volume de 1 200 tonnes (ORMVAG, 2006).

III.6. Elevage

La région compte un cheptel important dominé par les ovins qui présentent 1 060 400 têtes soit 5,51 % du cheptel national. Les caprins approchent les 79 000 têtes soit 0,40 % à l'échelle du pays. Alors que les bovins englobent 399 260 têtes soit 10 % au niveau national. En aviculture, la région a enregistré en 2008 une production de 16 000 tonnes en viandes blanches. En même temps, la quantité de viandes rouges produite pour la même année a atteint 26 000 tonnes.

III.7. Etat environnemental du Gharb

Qualité des eaux

L'activité agricole, assez développée dans la plaine, induit une pollution de l'eau assez prononcée, en particulier celle des eaux souterraines. Ce problème se manifeste par l'augmentation de la teneur en nitrate, qui engendre des risques environnementaux et sanitaires (Briche et al., 2007 ; Balaghi et al., 2012 ; El Markhi et al., 2017). Le tableau 7 montre les quantités d'engrais utilisées pour les différentes cultures du Gharb (Centre d'investissement du Gharb 2011). A ce problème, s'ajoute l'intrusion marine induite par la sur exploitation des eaux souterraines à des fins agricoles, particulièrement dans la zone côtière de la nappe du Gharb. Quant aux activités industrielles, les sucreries, les huileries, les papeteries, la cellulose et les unités agro-alimentaires, elles sont les plus polluantes.

Tableau 7 : Culture, production et quantité d'engrais utilisée dans la région du Gharb.

Cultures	Superficie de production (ha)	Production (T/ha)	Quantité de N-engrais (Kg/ha)
Céréales	326000	1.6	155
Légumineuses	41800	0.4	28
Canne à sucre & betterave à sucre	26400	39.3	180
Oléagineuses	36800	1.8	240
Légumes	27096	36.1	80

PARTIE II : ETUDE EXPERIMENTAL
CHAPITRE I : METHODES ET MATERIELS

I.1. Etude sur terrain: cas de M'nasra

I.1.1. Introduction

Le présent chapitre décrit la zone d'étude, la géologie, l'hydrogéologie et l'agriculture dans la région d'études, les méthodes d'échantillonnage, les protocoles expérimentaux, l'instrumentation analytiques et enfin les protocoles d'analyses des paramètres physico chimiques des eaux souterraines, du sol et les métaux lourds (ET) dans les eaux et sols agricoles au niveau de la région de M'nasra, Kénitra (Maroc).

I.2. Présentation de la région d'étude

La zone de M'nasra est située dans la partie ouest de la plaine du Gharb (région du Rabat-Salé-Kénitra), et relève de la zone d'action de L'ORMVA du Gharb., elle est délimitée à l'Ouest par le littoral de l'Océan Atlantique sur plus de 80 Km, au Sud par l'embouchure de l'oued Sebou et la ville de Kenitra, à l'Est par les communes Rurale de Mograne, Sidi Allal Tazi et Souk Tlet du Gharb et au Nord par la zone de l'ORMVA du loukous.

I.2.1. Le choix de la région de M'nasra

Le choix de cette région est basé sur sa forte activité agricole, l'utilisation des produits agrochimiques et sur le fait que la population locale qui utilise les eaux souterraines sans traitement préalable, soit exposée à ces produits ou à leur résidu. Dans le cadre d'augmentation de la production et/ou de la protection des cultures, l'utilisation des produits phytosanitaire est un des moyens les plus utilisés. Cette utilisation n'est pas sans risque, de ce fait leur présence dans l'environnement impose le contrôle et la surveillance des sols et des champs de culture sur lesquels ils sont pulvérisés et les eaux (de surface ou souterraines) destinées à l'alimentation qui risquent d'être les sources d'intoxications des consommateurs. Les études traitant la problématique au Maroc, s'intéressent souvent aux milieux agricoles à grande échelle, mais peu d'études s'intéressent à l'utilisation des produits phytosanitaires dans les villages ou les petites régions où les activités agricoles sont individuelles.

En effet, bien que l'utilisation des engrais et des produits agrochimiques dans l'agriculture contribue à l'augmentation de la production. Toutefois, la prise de conscience des risques engendrés par leur utilisation abusive a incité plusieurs chercheurs à mettre en évidence ce fléau.

Dans ce sens, nous nous sommes intéressés à la région de M'nasra. Après avoir enquêté sur le terrain, auprès des vendeurs des produits phytosanitaires et des fertilisants et vue l'utilisation non suivie dans la région, et l'utilisation des eaux souterraines pour l'alimentation en eau et pour l'irrigation sans traitement préalable, il nous a semblé important d'évaluer qualitativement et quantitativement les produits phytosanitaires et les métaux lourds dans les sols agricoles et les eaux souterraines utilisées par la population, de cette région, dans le but de mettre en évidence les risques sanitaires et environnementaux liés à leurs présences.

I.2.2. Géologie de la région

Notre zone d'étude fait partie du domaine des Tirs du Gharb. Il s'agit d'alluvions du Quaternaire, principalement ceux du Pléistocène supérieur et de l'Holocène de l'Est de la plaine du Gharb (voir Figure 12).

D'une manière générale, la plaine du Gharb correspond à un fossé d'effondrement situé entre deux grands ensembles structuraux qui sont le domaine Mésétien primaire au Sud et le domaine de la chaîne Rifaine au Nord et à l'Est. Cette plaine est marquée principalement par une subsidence qui a pris de l'ampleur durant tout le Miocène moyen et supérieur. L'effondrement du Gharb est contemporain à la surrection de la chaîne Rifaine qui a provoqué d'énormes glissements sous-marins.

[illegible]

Source : carte géologique au 1/100000 (MEN, 2004).

La fin du cycle sédimentaire marin du Tertiaire est représentée par le Pliocène. Il correspond à des dépôts à caractères régressifs constitués de lumachelles, de grès et de conglomérats. A la fin du Pliocène, la mer n'occupe plus le Gharb qu'un golfe qui va sans cesse se rétrécir.

I.2.3. Hydrologie de la région

Le bassin versant du Sebou est l'un des plus riches en eau, il est caractérisé par un régime hydrologique très irrégulier et se jette dans l'océan Atlantique. Le fleuve Sebou est navigable sur 17 km dans sa dernière partie, jusqu'à Kenitra (zone d'étude).

Tableau. 8:Quelques caractéristiques sur le bassin versant de Sebou (Source ABH, 2008).

Longueur d'oued Sebou	615 Km
Superficie du bassin versant	40000Km ²
Débit moyen	137 M ³ /s
Embouchure	Atlantique
Altitude moyenne	695m
Pluviométrie moyenne annuelle	700mm
Volume régularisé	2.6Mm ³ /an
Déverse en Mer(en moyenne)	3000m ³ /s

I.2.4. Agriculture dans la région

L'agriculture est la grande richesse naturelle de la zone, elle est favorisée par les conditions climatiques et les sols productifs. Les principales cultures agricoles sont : les céréales, les légumes, les cultures oléagineuses, cultures maraîchères etc. (Voir tableau 9). A côté de l'agriculture, il y a aussi la production animale englobant toutes les espèces du Maroc (les bovins, les ovins, les volailles,...). Dans leurs recherches pour l'amélioration de la production et la lutte contre les ravageurs des cultures, les agriculteurs ont recours à une utilisation massive des engrais et des produits phytosanitaires, qui par conséquent deviennent une source de contamination des sols et des eaux souterraines par infiltration.

Tableau 9: Superficie en Ha de différentes cultures dans la ville de Kenitra (2015/2016).

Cultures	Superficie (1000 Ha)	Production (1000 Qx)	Rendements (Qx/Ha)
Céréales	90,90	2 454,29	27,00
Légumineuse	13,95	192,66	13,81
Cultures oléagineuses	30,11	452,76	15,04
Betteraves à Sucre	21,55	959,87	8,27
Canne à Sucre	46,90	1 735,10	9,26
Cultures fourragères	29,31	10 914,04	372,34
Maraîchages	29,24	8 974,52	306,94
Agrumes	2,57	554,16	235,51
Oliviers	9,39	166,51	19,57
Vignes	0,54	39,03	131,86
Rosacées	7,16	1 800,58	263,37

Source: ORMVAG 2017

I.3. Protocole d'échantillonnage assuré

I.3.1. Sites de prélèvements

La méthodologie de travail consiste à caractériser le milieu étudié par la détermination de plusieurs paramètres physico-chimiques, éléments traces métalliques dans les eaux souterraines de la région de M'nasra et le risque sanitaire sur la population. Grâce à une carte, différents points d'eau ont été localisés et planifiés (18 point) de manière à obtenir une distribution assez homogène et en définir aussi les coordonnées par GPS de chaque puits. En effet, tous les échantillons ont été prélevés dans la nappe phréatique de la région de M'nasra et particulièrement au niveau de la région de Kénitra Gharb (Figure 13).

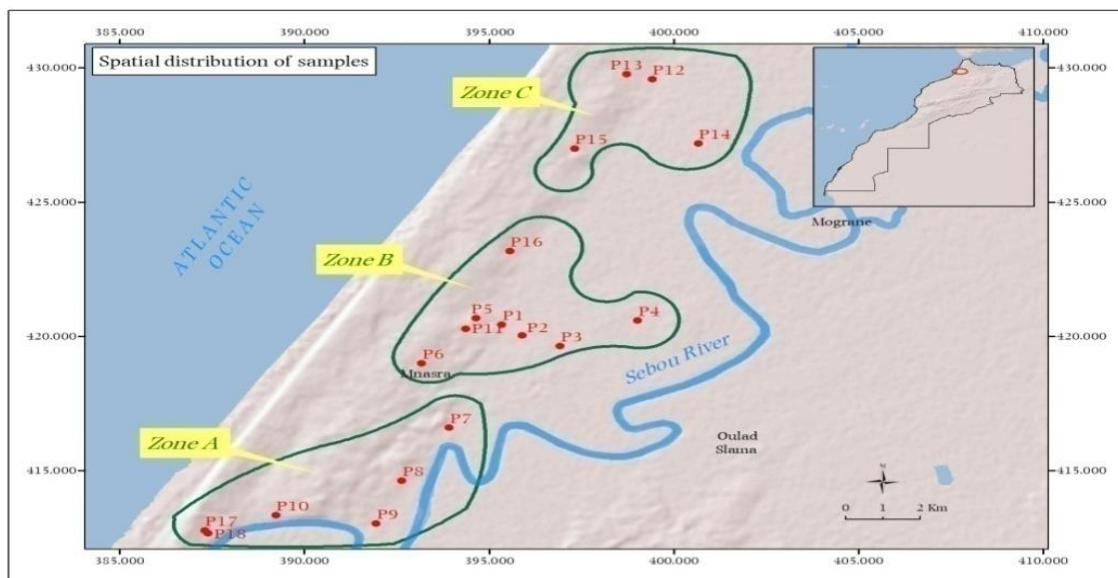


Figure 13:Présentation de la zone d'étude et des puits prospectés.

Au niveau de chaque point d'eau nous avons recueilli des informations sur la profondeur de puits, les coordonnées GPS, les types d'engrais et les produits phytosanitaires utilisés et les différentes utilisations de ses eaux (alimentation en eau potable, irrigation,...). Et nous avons constaté que la majorité des points d'eau sont destinés surtout à l'irrigation.

I.3.2. Matériels de prélèvements

Pour les analyses physico-chimiques des eaux de puits les prélèvements ont été effectués dans des flacons en polyéthylène (PET) ayant une capacité de 1.5l, préalablement lavés avec l'eau distillée. De même pour les analyses physico-chimiques des sols les échantillons ont été prélevés dans l'horizon 0-20cm à l'aide d'une tarière. Enfin pour les analyses des éléments traces métalliques des prélèvements ont été réalisés dans des tubes de 50 ml en (PET) contenant de l'acide nitrique ultra-pur (0,5ml) (Merck 65%). Tous les prélèvements ont été conditionnés, ensuite transportés dans une glacière à 4°C au Laboratoire d'analyse à l'Unité de Recherche sur l'Environnement et Conservation des Ressources Naturelles au sein de l'Institut National de la Recherche Agronomique de Rabat.

Au cours de deux missions d'échantillonnage effectuées durant la période d'hiver (saison humide) et la période d'été (saison sèche), nous avons mesuré les paramètres suivants sur le terrain: le pH et la profondeur de la nappe.

I.4. Méthodes de mesures des paramètres physico-chimiques

I.4.1. Sur terrain

a-Mesure de pH

Le pH conditionne un grand nombre d'équilibre physico-chimiques entre l'eau, le gaz carbonique dissous, les carbonates et les bicarbonates qui constituent des solutions tamponnées conférant à la vie aquatique un développement favorable. Dans la plupart des eaux naturelles, le pH est compris habituellement entre 6 et 8,5.

Le pH de l'eau est mesuré grâce à un pH-mètre équipé d'une électrode.

b-Mesure de profondeur de la nappe

La profondeur de la nappe est mesurée à l'aide d'une sonde piézométrique de 100m.

I.4.2. Au laboratoire

I.4.2.1. Paramètre physico-chimique de l'eau

a- Salinité de l'eau

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques (Platine) de 1cm² de surface et séparée l'une de l'autre de 1cm. Elle est l'inverse de la résistivité électrique. La conductivité donne une idée de la minéralisation d'une eau et est à ce titre un bon marqueur de l'Origine d'une eau (HCEFLCD, 2006). En effet, la mesure de la conductivité permet d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau, donc de sa minéralisation. La conductivité est mesurée à l'aide d'un conductimètre, les valeurs sont exprimées en ms/cm.

b- Dosage de nitrate (NO₃⁻)

Eléments du cycle naturel de l'azote, les nitrates proviennent essentiellement des engrais et des déchets organiques. Ils sont absorbés par les plantes lors de leur croissance et servent à la synthèse de composés azotés. C'est un excès de la production de nitrate qui déséquilibre ce cycle et entraîne son accumulation dans les sols et sa migration dans les ressources en eau. Les pratiques agricoles intensives, avec l'usage d'engrais azotés et l'élevage intensif restent les grands pourvoyeurs de nitrates. Les nitrates sont présents dans l'eau par lessivage des produits azotés dans le sol, par décomposition des matières organiques ou des engrais de synthèse ou naturels (SAMAKE, 2002). Les nitrates ne représentent qu'une des multiples formes de l'azote présent dans l'eau, tout en constituant, en général, la forme la plus abondante de l'azote minéral. Le dosage de nitrate se fait par la méthode de distillation de Parnas et Wagner, les teneurs en nitrates sont exprimés en ppm.

c- Dosage des chlorures (Cl⁻)

Les chlorures ont été déterminés par la méthode de Mohr. Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution titré de nitrate d'argent (0.02 N) en présence de chromate de potassium (10%). la fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent (Rodier, 2005).

d- Dosage des sulfates (SO₄²⁻)

Les sulfates (SO_4^{2-}) proviennent du ruissellement ou d'infiltration dans les terrains à gypse. Ils résultent également de l'activité de certaines bactéries (chlorothiobactéries, rhodothiobactéries, etc.). Cette activité peut oxyder l'hydrogène sulfuré (H_2S) toxique en sulfate (HCEFLCD, 2006).

Les sulfates ont été dosés par la méthode de néphélométriques qui consiste à précipiter les sulfates en milieu chlorhydrique à l'état de sulfate de Baryum. Le précipité ainsi obtenu est stabilisé à l'aide d'une solution de « Tween20 ». Les suspensions homogènes sont mesurées au moyen d'un colorimètre UV-Visible à 650 nm (Rodier, 2005).

e- Dosage de calcium (Ca^{2+}) magnésium (Mg^{2+})

Les ions de calcium et magnésium ont été dosés par titrage complexométrique au moyen de l'EDTA (0.02N) en présence des indicateurs colorés, calconcarbonique et noir Erichrome T (Rodier, 1996).

f- Dosage de sodium (Na^+) et potassium (K^+)

Le sodium est un élément constant de l'eau, toutefois les concentrations peuvent être extrêmement variables. Indépendamment de la lixiviation des formations géologiques contenant du chlorure de sodium, le sel peut provenir de la décomposition de sels minéraux comme les silicates de sodium et d'aluminium, des retombées d'origine marine, de la venue des eaux salées dans les nappes aquifères, des nombreux usages industriels etc...

Par contre pour le potassium, il est moins répandu que le sodium dans les roches ignées (volcaniques) mais il est plus abondant dans les roches sédimentaires (roches silicatées). De plus, contrairement au sodium, le potassium est plus difficile à libérer des minéraux silicatés et montre une plus grande facilité à se réincorporer comme produit solide de l'altération. C'est pourquoi le K^+ dans l'eau se retrouve à des concentrations plus faibles que le sodium (Simard et Des Rosiers, 1980). D'une manière générale, les eaux souterraines présentent rarement des teneurs en potassium supérieures à 10 mg/l (Meybeck, 1986).

Elles sont mesurées à l'aide d'une photométrie à Flamme et sont exprimées en meq/l. L'appareil utilisé est de type JENWAY, modèle PFP7.

g-Dosage des carbonates et bicarbonates

Pour doser les ions carbonatés, on neutralise par une solution de HCl (0.05N), en présence d'un indicateur coloré (la phénophtaléine), à pH compris entre 8,3 et 10. La disparition de la coloration rose, qui caractérise la phénophtaléine en présence des carbonates, indique la neutralisation des ces ions. Ainsi, à partir de la prise d'essai et du volume de HCl versé, on détermine la concentration des ions CO_3^{2-} .

Le dosage d'ion de bicarbonates se fait de la même façon que précédemment, mais, l'indicateur coloré est, dans ce cas, le rouge de méthyle. La neutralisation est atteinte lorsque la coloration de cet indicateur passe du jaune à l'orange, vers un pH compris entre 3,2 et 4,4.

I.4.2.2. Facteurs pédologiques

a- pH du sol

Le pH est un paramètre important de la dynamique du sol, il peut être influencé par divers facteurs. Il joue un rôle prépondérant dans la vie biologique et dans la croissance des plantes. On détermine le pH par la méthode potentiométrique à l'aide d'un pH-mètre. Cet appareil fonctionne avec un système

d'électrodes combinées, se composant d'une part d'une électrode de verre dont le potentiel dépend des ions H^+ , et d'autre part d'une électrode de référence (une électrode au calomel saturée).

Le pH (pH eau) de l'échantillon du sol est déterminé par sa mise en suspension dans l'eau distillée avec un rapport sol/eau (1/2.5). L'acidité d'échange est déterminée par ajout de KCl dans la suspension (pH KCl). Le pH est mesuré au moyen d'un pH-mètre de marque METRHOM, modèle 728 (Van Rast, 1999).

Tableau 10: Répartition des classes des pH des sols selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008).

pH	<6	6 - 6.5	6.5 – 7.3	7.3 – 7.8	7.8 – 8.5	8.5 – 9	> 9
Classe du sol	Acide	Faiblement acide	Neutre	Faiblement basique	Moyennement basique	Tendance alcaline	Très alcaline

b- Mesure de la conductivité électrique

La conductivité électrique d'un sol est un paramètre important qui nous renseigne sur le degré de salinité de ce dernier. La mesure de la conductivité électrique a été réalisée sur l'extrait de la pâte saturée à l'aide d'un conductivimètre de laboratoire de Marque ORION, modèle 162.

Cette conductivité électrique peut être déterminée sur différents rapports sol solution. Elle est exprimée en milli-Siemens par centimètre (mS/cm).

Tableau 11 : Echelle de salure (FAO, 1988 ; Rhoades et al., 1996).

Classe du sol	CE (mS/cm)
Non salin	<4
Peu salin	4-8
Salin	8-16
Fortement salin	16-32
Très fortement salin	>32

c- Mesure de la matière organique (M.O)

Le carbone est l'élément de la matière organique le plus facilement déterminé. A partir de celui-ci, on peut se baser pour donner une estimation de la matière organique totale dans le sol.

La détermination du taux de matière organique d'un sol est réalisée indirectement, par l'oxydation de carbone organique à froid selon la méthode Walkley-Black (Rodier, 1996), par un excès de bichromate de potassium en milieu acide sulfurique jusqu'au dégagement de CO_2 .

La fraction de bichromate non réduite peut être dosée en retour par une solution de sel de Mohr en présence de diphenylamine. Le taux de matière organique est estimé en multipliant la teneur en carbone par un coefficient stable fixé à 1,724.

Les réactions mises en jeu sont:

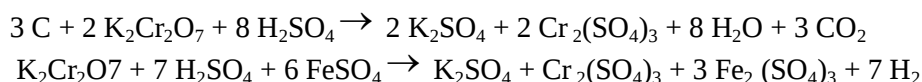


Tableau 12: Normes d'interprétation de la MO (Doucet ,2006).

Classes MO %	Interprétation
0-1,5	Très pauvres
1,5-2,5	Pauvres
2,5-4	Moyennes
>4	Bonnes

d- Mesure de phosphore assimilable (P_2O_5)

Appelé aussi « réserve assimilable » ou « fraction labile », c'est le phosphore susceptible d'être absorbé par les racines. On trouve différentes formes d'anions (PO_4^{3-} , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-})

La proportion de phosphore assimilable dans le sol est étroitement liée au pH du sol. Selon le pH, une fraction plus ou moins importante du phosphore assimilable se combine avec d'autres éléments du sol et devient indisponible pour la plante.

Les résultats du dosage sont utilisés pour la détermination de la fertilité et des besoins en engrais. L'interprétation des teneurs du sol en P_2O_5 (Tableau 13) dépendent de la méthode d'extraction utilisée. Dans cette étude, nous avons utilisé la méthode (OLSEN).

Tableau 13: Normes d'interprétation de phosphore assimilable (OLSEN) (Delaunois et al, 2008).

Classe P_2O_5 assimilable (ppm)	Interprétation
<15	Très faible
15-30	Faible
30-45	Bien pourvu
45-100	Elevé
>100	Très élevé

e- Mesure de potassium échangeable (K_2O)

Les bases échangeables sont l'ensemble des métaux alcalins et alcalino-terreux, notamment Na^+ et K^+ , liés au complexe absorbant et qui sont susceptibles d'être échangés avec d'autres cations dans la solution du sol.

Potassium échangeable est un élément susceptible à être absorbé directement par la plante, l'extraction s'effectue à l'aide d'une solution normale d'acétate d'ammonium à pH 7, par la suite, les

mesures se font par dosage photométrique à flamme (Blanchet, 1959). L'appareil utilisé est de type ELICO CL 378.

Tableau 14: Normes d'interprétation de Potassium échangeable (Delaunois et al ,2008).

Classe de potassium échangeable (ppm)	Interprétation
<60	Très faible
60-100	Faible
101-180	Moyenne
181-300	Elevée
>300	Très élevée

f- Capacité d'échange cationique (CEC)

Dans une condition bien définie, il est possible de saturer au profit d'un seul cation, Le complexe absorbant d'un sol .Le lessivage des différents cations réalisé laisse des Conditions expérimentales favorables à la détermination de la capacité d'échange. Le sol ayant subi une saturation totale, il convient d'éliminer par l'alcool, en «effet piston », l'excès de solution saturante imprégnant le milieu.

La CEC des échantillons de sol a été effectuée en trois étapes (Rodier, 1996):

- Saturation du complexe absorbant par une solution d' acétate de sodium (1N) à pH=8.2 (trois lavage de 33ml)
- Lavage de l' excès de la solution saturante par de l' éthanol (trois lavage de 33ml)
- Extraction du sodium adsorbé par une solution normale d' acétate d' ammonium $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ à pH=7 (trois lavage de 33 ml)

Le taux de la capacité d'échange s'exprime en méq / 100 g de sol, de la façon suivante :

$$\text{C.E.C méq / 100} = V/70 \times V_1/V_2 \times 100/P$$

g- Détermination de la distribution granulométrique

Selon les dimensions recherchées, les méthodes de séparation utilisent la voie sèche (tamis) ou humide (sédimentation en colonne d'eau) pour les fractions les plus fines (< 50 μm). En alternative à ces méthodes, il existe aujourd'hui des granulomètres à laser qui permettent une caractérisation pratiquement continue de la distribution granulométrique des matériaux solides divisés (ADEME, 2009). La méthode préconisée dans l'objectif d'exclure certaines techniques sur la base de la distribution granulométrique est décrite par la norme NF X 31-107. Cette méthode d'analyse

permet de définir la répartition des particules minérales inférieures à 2 mm selon les cinq fractions suivantes :

- Argiles < 2 μm
- Limons fins 2 à 20 μm
- Limons grossiers 20 à 50 μm
- Sables fins 50 à 200 μm
- Sables grossiers 200 à 2000 μm

L'analyse physique de ces cinq fractions granulométriques (argile, limons fin et grossiers, sables fins et grossiers) a été réalisée par la méthode de pipette Robinson. Le triangle de texture de l'USDA (United State Department of Agriculture, 1995) a été utilisé pour la classification de la texture des sols.

I.4.2.3. Facteurs climatiques

- Précipitation

Les précipitations sont marquées par leur intensité, leur durée et leur situation dans le temps par rapport à l'application du pesticide. De plus, les événements pluvieux génèrent l'infiltration, le ruissellement et l'érosion, assurant l'infiltration, le ruissellement et l'érosion, assurant que les pesticides sont transférés à l'environnement aquatique. Wauchope (1978) a signalé un ruissellement d'environ 0,5 % perte par rapport au nombre d'applications pour la plupart des produits commercialisés (Composés hydrosolubles, appliqués en solution aqueuse et incorporés au sol). Cependant, ces pertes peuvent représenter jusqu'à 1 % du nombre de demandes pour les composés insolubles. Lorsque de fortes pluies surviennent peu de temps après traitement, les pertes par ruissellement peuvent représenter 8 à 11 % du volume apporté.

- Température

La température de l'eau est un facteur important dans l'environnement aquatique du fait qu'elle régit la presque totalité des réactions physiques, chimiques et biologiques (Chapman et Kimstach, 1996). Certes, toute variation brusque de ce paramètre entraîne une perturbation dans l'équilibre de l'écosystème aquatique. La température de l'eau est un facteur important dans la production biologique. Ceci vient du fait qu'elle affecte les propriétés physiques et chimiques de celle-ci.

I.5. Méthodes de mesures des éléments traces

I.5.1. Eléments traces métalliques.

I.5.1.1. Mesures préventives

La digestion avec l'acide chlorhydrique et nitrique concentrés est potentiellement dangereuse. Il est recommandé de prendre les mesures de sécurité nécessaires telles que : le port de lunettes de protection, l'utilisation des gants anti-acides et travailler sous des hottes bien ventilées.

I.5.1.2. Préparation des échantillons de Laboratoire

Peser dans un Becher ou autre une certaine quantité de l'échantillon séché. Sécher ce dernier à 105°C pendant 2 heures, refroidir dans un dessiccateur et peser de nouveau. Ainsi on détermine l'humidité qui servira par la suite pour exprimer les résultats par rapport au poids sec (105°C) de l'échantillon.

I.5.1.3. Mode opératoire

Peser approximativement 1 g de l'échantillon dans un tube du digesteur (TECATOR 2040) dans une balance de précision 0.001g. Humecter l'échantillon avec 0.5 ml d'eau distillée, puis ajouter 6 ml d'acide chlorhydrique (HCl) concentré en agitant, suivi de 2 ml de l'acide nitrique (HNO₃) qu'on verse goutte à goutte afin d'éviter tout dégagement gazeux excessif.

Laisser le mélange pendant 16 heures à la température ambiante pour permettre une oxydation lente de la matière organique (voir notes dans ISO 11466/1995).

Elever la température progressivement jusqu'à 130 °C. Une fois le reflux commence, maintenir le chauffage pendant 2 heures, puis laisser refroidir.

Filtrer le mélange à travers un filtre (Whatman N°40) dans une fiole de 50 ml. Le résidu insoluble est lavé avec un peu d'acide nitrique (0.5 M) et ajouté au filtrat.

L'extrait ainsi préparé est prêt à être analyser pour la détermination des métaux lourds, moyennant une méthode appropriée.

I.5.1.4. Eléments traces métalliques.

Les éléments traces métalliques sont naturellement présents dans les roches et les sols. La présence de gisements métallifères contribue à la contamination métallique des eaux. Néanmoins, l'essentiel provient des apports d'origine industrielle, qu'il s'agisse des exploitations minières et des activités industrielles. Les teneurs des ET tels que le plomb, le cuivre, le chrome, le cadmium, le manganèse, le nickel sont déterminées directement, sans prés traitement, à l'aide d'un Spectrophotomètre d'Absorption Atomique avec Four à Graphite (GF-SAA) en utilisant le modèle VARIAN, (SPECTRAA 220). Par contre, pour les teneurs de fer et de zinc, on a utilisé un Spectrophotomètre d'Absorption Atomique (SAA), modèle VARIAN, 220 (Varian, 2007).

a-Principe de la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique

Le spectre émis par la source lumineuse traverse le lieu d'atomisation, une partie de la lumière incidente est absorbée par les atomes résultant d'une dissociation thermique. La qualité de l'analyse dépend principalement de la concentration atomique, donc du rendement de l'atomisation. Le milieu absorbant doit, en conséquence, contenir la plus haute densité possible d'atomes à l'état fondamental, tout en conservant une proportionnalité entre cette concentration et celle de l'élément dans l'échantillon soumis à l'étude. La lecture des teneurs des échantillons se fait directement sans traitement. Dans ce qui suit, nous allons détailler l'appareillage utilisé.

b-Appareillage



Figure 14 : Photo du Spectrophotomètre d'Absorption Atomique avec Four.

Le dispositif expérimental utilisé en absorption atomique se compose d'une source, lampe à cathode creuse, d'un brûleur, d'un nébuliseur, d'un monochromateur, d'un détecteur relié à un amplificateur en plus d'un dispositif d'acquisition (Varian, 2007).

✓ **La lampe à cathode creuse**

La lampe à cathode creuse est constituée par une enveloppe de verre scellée et pourvue d'une fenêtre en verre ou en quartz contenant une cathode creuse cylindrique et une anode. La cathode est constituée de l'élément que l'on veut doser. Un vide poussé est réalisé à l'intérieur de l'ampoule qui est ensuite remplie d'un gaz rare (argon ou néon) sous une pression de quelques mm d'Hg.

Lorsqu'on applique une différence de potentiel de quelques centaines de volts entre les deux électrodes, une décharge s'établit. Le gaz rare est alors ionisé et ces ions bombardent alors la cathode, arrachant des atomes à celle-ci. Ces atomes sont donc libres et sont excités par chocs: il y a émission atomique de l'élément constituant la cathode creuse. La particularité du rayonnement ainsi émis est qu'il est constitué de raies très intenses et très fines.

✓ **Le four ou brûleur**

L'échantillon à analyser est en solution. Cette dernière est aspirée au moyen d'un capillaire par le nébuliseur. Une fois l'échantillon est injecté dans le four à graphite, il subit les transformations physiques suivantes :

✓ **Evaporation**

Une augmentation de la température jusqu'à 110°C pour l'élimination de l'eau. Le débit du gaz vecteur est de 31cm³/min.

✓ **Calcination**

Une augmentation spectaculaire de la température jusqu'à 500°C pour la destruction du reste de la matière organique (la calcination).

✓ **Atomisation**

Une augmentation de la température jusqu'à 2600°C. Les éléments sont à l'état atomique et le débit du gaz est de 0.1cm³/min.

✓ **Monochromateur avec Détecteur**

Le monochromateur va sélectionner une longueur d'onde particulière du spectre de la cathode creuse. Pour cela, on réglera la position du réseau ainsi que la fente.

I.5.2. Analyses numériques et cartographiques

Pour analyser numériquement les résultats de cette étude, nous avons utilisé des logiciels communément utilisés dans le domaine par différents auteurs. Toutes cartes géographiques, celle de la zone d'étude, les cartes de distribution de tous les paramètres confondus ont été réalisées à l'aide d'ArcGIS 9.3. Toutes ces cartes de distribution de chacun de ces éléments ont été générées en utilisant la méthode d'interpolation « Inverse Distance Weighting » (Atkinson et Tate, 1999 ; Zerrouqi et al., 2013 ; Santos-Francés, 2017). Les analyses statistiques quant à elles ont été réalisées à l'aide du logiciel SPSS 25.

- les corrélations inter-éléments ont été analysées avec la méthode de corrélation à deux variables pour deux saisons.

- Le degré de similitude entre les paramètres a été évalué en utilisant une analyse ACP pour mesurer les relations entre les groupes d'éléments qui ont des comportements similaires. L'ACP a deux objectifs importants : d'une part déterminer la représentation graphique. Les plans, appelés cartes, permettent une meilleure analyse de la proximité et de la dissemblance entre différentes

variables. Pour pouvoir isoler les individus "atypiques" et regrouper les individus "similaires". L'autre main fournit des "résumés linéaires » variable, c'est-à-dire remplacer la variable initiale par la composition Sa linéarité. Ces nouvelles variables, appelées composantes principales ou facteurs, avec des propriétés importantes pour faciliter l'interprétation analyser.

- La classification d'arbre hiérarchique (CAH) C'est aussi une méthode de classification qui permet de mettre en évidence un regroupement d'individus de mêmes caractéristiques (nommées variables). Initialement, chaque individu correspond à une classe et pour n individus, on considère initialement une partition triviale de la base en n classes. Ensuite les deux individus "les plus proches" sont regroupés en une seule classe, pour obtenir une partition de la base en n-1 classes. Au final, cette classification propose une série de partitions représentées sous forme d'arbres appelés dendrogrammes ou arbres de classification.
- L'analyse géochimique utilisée spécifiquement sur les paramètres physicochimiques a été faite par le diagramme de Piper, réalisé avec le logiciel Diagramme. Ceci pour obtenir les différentes classes chimiques d'eaux (Kenmogne et al., 2010).

I.5.3. Analyses théoriques

Ces analyses se focalisent sur les degrés de contaminations des sols agricoles dans la région d'étude M'nasra .Sur ce, nous allons utiliser la méthode de Hakanson au cours des années 1980, pour calculer les indices de pollutions Nemerow et les facteurs de contamination en se basant sur les valeurs de références.

-Évaluation du degré de contamination

Afin d'évaluer le degré de contamination par les métaux lourds des sols agricoles dans la région de M'nasra, l'indice de composite de Nemerow a été utilisé (Qingjie et al., 2008 ; Ramdani et al.,2018) . Lors de cette analyse, l'algorithme prend en compte non seulement la relation entre les indices de pollution pour chaque élément métallique, mais aussi la valeur maximale parmi les métaux lourds considérés.

$$PI_{Nemerow} = \sqrt{\frac{(\frac{1}{m} \sum_{i=1}^m C_f^i)^2 + (C_{f \max}^i)^2}{2}}$$

D'où:

$PI_{Nemerow}$: représente l'indice de pollution Nemerow; m : représente le nombre de métaux lourds pris en compte; C^i : est un indice de pollution individuel calculé pour chacun des métaux lourds i; $C_{f \max}^i$: est la valeur maximale des indices de pollution individuels C^i . La qualité environnementale à partir du sol et de l'eau est classée en 5 catégories distinctes :

$PI_{Nemerow} < 0,7$, "domaine de sécurité : pas de pollution"; $0,7 \leq PI_{Nemerow} < 1,0$, «domaine de précaution»; $1,0 \leq PI_{Nemerow} < 2,0$, «légèrement pollué domaine"; $2,0 \leq PI_{Nemerow} < 3,0$, «modérément pollué domaine"; et $PI_{Nemerow} > 3,0$, «domaine très pollué" (M. Tahri, et al.,2005 ; Cheng H., et al.,2014). L'algorithme Nemerow a été appliqué à des facteurs de contamination (FC) comme indice de pollution individuel.

$$C_f = C/C_r$$

D'où:

C_f : représente le facteur de contamination pour un métal spécifique,

C : représente la concentration déterminée du métal,

C_r : représente le niveau de référence.

Le facteur de contamination (C_f) a été suggéré par Hakanson en 1980 comme un indice de risque de sédimentologie. Il a été utilisé pour décrire la contamination d'une substance toxique donnée dans un lac ou dans des sédiments (Hakanson, 1980), mais aussi il a été utilisé avec succès sur l'évaluation des sols (Qingjie al., 2008 ; Gordon et al., 2008). Pour déterminer les niveaux de contamination de chaque élément métallique, quatre classes sont décrites à savoir: lorsque, $C_f < 1$ "faible contamination"; $1 \leq C_f < 3$, "contamination modérée"; $3 \leq C_f < 6$, "contamination considérable"; et $C_f \geq 6$, "forte contamination" (Hakanson, 1980).

Au Maroc il n'y a pas des normes nationales proprement établies en ce qui concerne la contamination des sols agricoles et des eaux d'alimentation. Alors pour faire ces calculs nous avons utilisé des valeurs limites (normes), utilisées dans plusieurs études, proposées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour l'eau (Gordon et al., 2008) et le conseil canadien pour la protection de l'environnement (CCME, 2007) comme des valeurs de référence pour C_r .

Conclusion

Dans ce chapitre, le site d'étude et ses environs sont détaillés. Nous avons mis en évidence toutes les méthodologies utilisées et les matériels, pour les paramètres physico chimiques dans les deux matrices au choix (eaux et sol) et pour les éléments traces métalliques dans la matrice (sol). Il faut noter que les paramètres étudiés peuvent individuellement ou collectivement contaminés l'environnement et par conséquent avoir des effets sur la santé humaine. Dans le chapitre suivant, les résultats seront mis en lumière ainsi que leur comparaison avec les résultats d'autres études mais aussi avec les normes internationales et nationales.

CHAPITRE II :

RESULTATS ET DISCUSSIONS

Dans le présent chapitre, nous allons présenter les résultats des analyses des paramètres physicochimiques mais aussi des produits polluants (métaux lourds), dans les matrices eaux souterraines et sol du milieu agricole. Ils seront présentés de façon structurale, par les cartes de distributions ou par les tableaux. Nous allons les interpréter en se référant aux études effectuées par d'autres auteurs et aux normes internationales et nationales.

II.1. Etude de la qualité physico chimique des eaux souterraines de la région de M'nasra

II.1.1. Caractéristiques des puits étudiés

Les caractéristiques des puits retenus sont présentées dans le tableau 15. Elles concernent la localisation, les coordonnées GPS, la nature de l'eau et la profondeur des puits. Les parcelles agricoles abritant les puits ont des superficies variant entre 0,2 et 12 ha. La profondeur varie de 7 à 42 m avec une moyenne de 24,5 m. L'eau de ces puits est potable dans toutes les exploitations sauf dans les puits P4, P7 et P8; elle est également utilisée pour l'irrigation.

Tableau 15 : Caractéristiques principales des puits étudiés.

Puits	Localisation	Coordonnées GPS		N.E ^a	Profondeur (m) ^b	S. P. A (Ha) ^c	Cultures	Zones
P1	Oulad Laasal	E00395361	N00420441	P	7	1	Avocat	B
P2	Oulad Laarbi	E00395913	N00420039	P	7	0.4	Petit pois	B
P3	Oulad Laarbi	E00396939	N00419648	P	8	0.4	Pomme de terre	B
P4	Oulad Laarbi	E00399029	N00420608	N.P	10	1	Pomme de terre	B
P5	Oulad Laasal	E00394656	N00420687	P	30	0.7	Pomme de terre	B
P6	Douar Sbih	E00393190	N00419000	P	41	0.8	Petit pois	B
P7	Oulad Ben Ziyane	E00393937	N00416607	N.P	8	0.5	Fève	A
P8	Oulad Berjal	E00392647	N00414631	N.P	42	2	Carotte	A
P9	Oulad Berjal	E00391957	N00413044	P	9	0.2		A
P10	Oulad Berjal	E00389256	N00413345	P	18	1	Fève	A
P11	Oulad Laasal	E00394390	N00420293	P	28	1	Banane	B
P12	Azzouz	E00399426	N00429586	P	6	1.4	Pomme de terre	C
P13	Leânabssa	E00398741	N00429781	P	25	1	Haricot blanc	C
P14	Hialfa	E00400674	N00427189	P	3	0.8	Banane	C
P15	El Afafia	E00397327	N00427003	P	31	2	Avocat	C
P16	El Klalcha	E00395587	N00423191	P	22	0.5	Haricot blanc	B
P17	Oulad Berjal	E00387321	N00412778	P	50	12	Haricot blanc	A
P18	Oulad Berjal	E00387408	N00412670	P	45	3.5	Avocat	A

^a: Nature de l'eau ; ^b: Profondeur ; ^c: Superficie de la parcelle agricole ; P : Potable ; N.P : Non potable.

Les puits ont été localisés par GPS et projetés sur la carte de la figure 15.

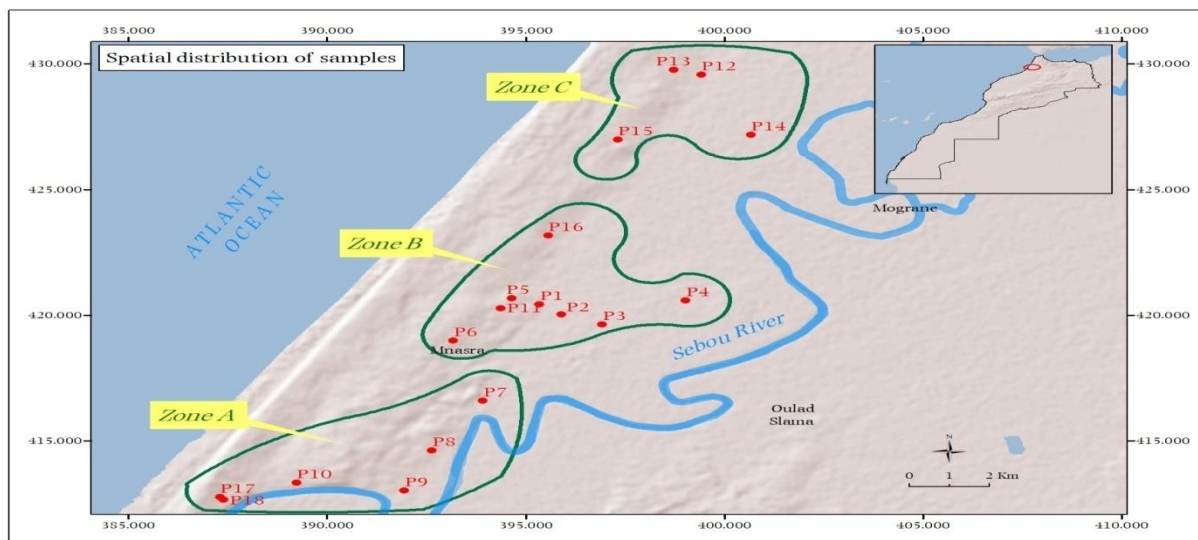


Figure 15: Distribution des puits étudiés répartis en trois zones dans la région de M'nasra.

II.2. Caractérisation du sol

II.2.1. Analyse granulométrique

Considérant les trois zones de M'nasra, le tableau 16 résume les caractéristiques granulométriques (teneur de sable, argile, limon et taux de calcaire dans les sols). Les valeurs présentées sont les moyennes des résultats des sites de prélèvement, en considérant notre répartition géographique par rapport à notre région d'étude. Ainsi, en fonction du classement fait par l'USDA (United States Department of Agriculture), la structure de la texture triangulaire montre que le sol de la zone de M'nasra est de type sableux dans les 3 zones avec un pourcentage de sable qui diffère d'une région à une autre (Figure 16, tableau 16).

Tableau 16: Caractéristiques granulométrique de sol de 3 zones d'étude de la zone de M'nasra.

Zones	%A	%LF	%LG	%SF	%SG	%CaCO ₃
Zone A	4.3	2.1	2.4	24.2	67.0	4.7
Zone B	4.9	1.9	1.9	28.2	63.1	2.0
Zone C	5.8	1.2	2.6	25.3	65.1	0.9

A : Argile, LF : Limon fine, LG : Limon Grossier, SF : Sable fine, SG : Sable Grossier.

II.2.2. Analyse géochimique

Les caractéristiques physicochimiques des sols agricoles de la zone de M'nasra sont présentées dans le tableau 17. Les valeurs maximales et minimales sont rangées dans ce tableau. On constate en effet que le pH des sols de la zone de M'nasra est neutre, comme il est montré dans ce tableau : les moyennes dans ces 3 zones sont respectivement 7,56 ; 7,38 et 7,65. Les valeurs de la conductivité électrique (CE) sont presque identiques dans les zones B et C, les moyennes sont respectivement de 0,56 et de 0,53 dS/m, alors que dans la zone A, la valeur moyenne est de 0,72 dS/m. Les valeurs de la matière organique (MO) sont aussi importantes dans les deux dernières zones B et C avec une valeur moyenne presque identique, comparée à celle de la zone A.

La variation de potassium échangeable d'une région à une autre est significative. Les valeurs moyennes sont respectivement de 26,57 ; 42,70 et 1,22 mg/kg.

Quant au phosphore assimilable, des valeurs importantes et presque les mêmes dans les zones B et C (les moyennes sont respectivement de 159.1 et 157.03 mg/Kg) vis-à-vis de la zone A (100.36 mg/Kg). Il est assez important dans certains sites de prélèvement. La carence dans d'autres sites peut être due à sa présence sous forme dissoute. En ce qui concerne le sodium échangeable dans le sol, il est presque les mêmes dans les zones A et B les moyennes sont respectivement de 1,81 et de 1,71 meq/100g, alors que dans la zone C, la valeur moyenne est de 1,32 meq/100g.

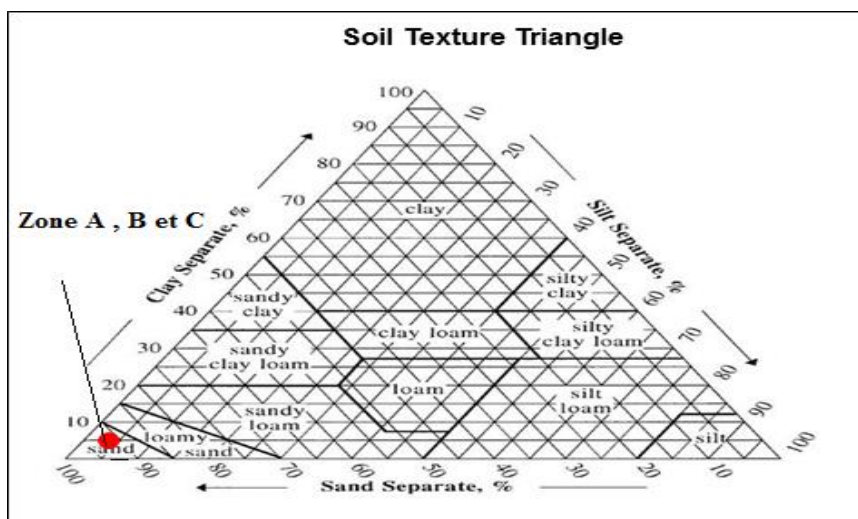


Figure 16: Texture du Sol de M'nasra.

Tableau 17: Paramètres physico chimiques du sol.

	Zone A		Zone B		Zone C	
	Rang	Moyenne	Rang	Moyenne	Rang	Moyenne
pH-H ₂ O	6.68-8.05	7.56	6.93-7.73	7.38	7.53-7.73	7.65
MO(%)	0.26-2.70	1.70	0.57-4.87	2.62	1.39-4.96	2.56
CE (dS/m)	0.20-1.88	0.72	0.34-0.72	0.56	0.42-0.64	0.53
Na ⁺ (meq/100g)	0.10-3.20	1.81	0.10-4.70	1.71	0.20-3.40	1.32
K ₂ O (mg/Kg)	0.10-102.4	26.57	1.10-129.6	42.70	0.10-4.50	1.22
P ₂ O ₅ (mg/Kg)	42.4-182.8	100.36	61.3-282.7	159.1	87.5-216.5	157.03

II.3. Variation spatio-temporelle des paramètres physicochimiques des eaux souterraines

II.3.1. Introduction

L'intensité agricole dans la zone de M'nasra est due essentiellement à la disponibilité des eaux souterraines qui circulent à de faibles profondeurs sous la surface du sol, facilement accessibles au pompage pour l'irrigation, mais aussi à l'utilisation par les ménages. Par conséquent, les ressources en eaux sont ainsi menacées par la pollution d'origine agricole qui résulterait d'un processus de lixiviation des produits polluants présents dans la partie cultivée des sols. En effet, les quantités de fertilisants et de pesticides utilisées en agriculture constituent généralement la source principale de contamination par les métaux lourds, des éléments chimiques comme les nitrates, ou même le changement du pH ce qui constituerait une menace pour les eaux souterraines.

Le présent travail se propose d'appréhender la qualité des eaux souterraines de la zone de M'nasra à travers une caractérisation des paramètres physicochimiques des eaux et des sols et leurs interactions/influences avec les éléments métalliques. En effet, la composition physicochimique de l'eau souterraine est susceptible de varier d'une région à

l'autre. Des variations importantes de la composition chimique de l'eau peuvent intervenir au cours d'une saison. La connaissance des caractéristiques physicochimiques des eaux souterraines peut renseigner sur le comportement et le devenir des métaux lourds dans ces eaux et sur les risques sanitaires et environnementaux. Les résultats des analyses physicochimiques réalisées lors des différentes campagnes sont représentés dans le tableau 18 et les figures 17 à 34. Il faut noter que la zone de M'nasra est dominée par les activités agricoles et l'élevage individualisé et une grande partie de la population de cette zone utilise ces eaux souterraines aussi bien pour l'irrigation que pour leurs besoins quotidiens.

II.3.2. Distribution spatio-temporelle des paramètres physicochimiques

Les résultats des différents paramètres physico-chimiques étudiés lors des différentes campagnes sont résumés (en maximum, minimum et moyenne) au niveau du tableau 18. Pour les puits en excès présenté sous forme de pourcentage, nous nous sommes basés sur les normes de l'OMS.

Tableau 18: Valeurs maximales, minimales et moyennes (mg/l) des paramètres physicochimiques et les puits avec des valeurs au-dessus des normes marocaines et OMS, dans la zone de M'nasra.

		Zone A		Zone B		Zone C		Normes Marocaines (S.E.E.E, 2007)	Normes OMS (EPA, 2003 ; OMS, 2004)
N ^a =18		N=6		N=8		N=4			
pH		Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	6.5-9	6.5-8.5
	Min	7.80	7.26	7.41	7.25	7.51	7.59		
	Max	8.10	8.13	8.20	8.02	7.90	8.06		
	Mean	8.00	7.70	7.80	7.60	7.66	7.86		
	%excès ^b	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
C E (µS/cm)	Min	500.00	548	410.00	514.00	856.00	472.00	2700	1500
	Max	1371.00	1162.00	1400.00	1263	1277.00	1263.00		
	Mean	745.40	773.20	684.38	756.38	966.75	968.00		
	%excès ^b	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
Ca ²⁺ (mg/l)	Min	36.00	32.00	40.00	40.00	44.00	56.00	100	70
	Max	84.00	48.00	120.00	68.00	100.00	76.00		
	Mean	59.20	48.00	64.00	52.50	72.00	66.00		
	%excès ^b	16.67	0.00	25.00	0.00	50.00	50.00		
Mg ²⁺ (mg/l)	Min	2.40	10.10	0.00	2.60	19.20	3.80	50	50
	Max	18.00	102.00	26.40	47.50	46.10	49.90		
	Mean	11.50	41.10	14.13	18.78	32.63	32.98		
	%excès ^b	0.00	33.34	0.00	0.00	0.00	0.00		
Na ⁺ (mg/l)	Min	25.70	10.67	21.20	22.72	20.3	21.62	200	150
	Max	151.30	115.92	76.20	66.98	120.50	130.64		
	Mean	65.40	50.10	44.23	35.25	62.25	78.50		
	%excès ^b	16.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
NO ₃ ⁻ (mg/l)	Min	74.40	24.80	86.80	86.80	62.00	37.20	50	50
	Max	241.80	99.20	229.40	248.00	285.20	86.80		
	Mean	171.10	109.12	168.95	145.70	161.20	58.90		
	%excès ^b	100.00	66.67	100.00	100.00	100.00	75.00		
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	Min	91.50	122.00	76.30	183.00	122.00	244.00	200	200
	Max	229.00	305.00	183.00	427.00	274.50	427.00		
	Mean	146.50	213.50	141.07	270.69	213.50	320.25		
	%excès ^b	16.67	66.67	12.50	75.00	50.00	100.00		
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Min	125.70	40.63	36.00	42.46	104.55	37.20	250	200
	Max	1296.96	265.00	668.16	265.58	191.06	128.04		
	Mean	713.80	142.32	200.82	189.15	146.15	68.44		
	%excès ^b	66.67	33.34	25.00	62.5	0.00	0.00		
Cl ⁻ (mg/l)	Min	137.00	63.90	72.80	85.20	112.25	85.20	300	200
	Max	986.50	262.70	726.00	134.90	247.70	241.40		
	Mean	594.50	139.16	149.90	106.50	217.31	170.40		
	%excès ^b	66.67	33.34	12.50	0.00	75.00	25.00		

N^a = nombre total d'échantillons dans 3 zones

% excès^b = pourcentage des sites qui dépassent les normes

CE : Conductivité électrique (en µS/cm)

II.3.2.1 Cartographie et distribution spatio-temporelle de l'hydrochimie

a. pH des eaux

L'analyse physico-chimique montre que le pH des eaux des puits de la zone de M'nasra est neutre entrant dans l'intervalle 6,5-8,5 recommandé par l'OMS pour l'eau d'alimentation (OMS, 2004). Néanmoins, nous constatons sa très légère diminution pendant la période d'hiver (Figures 17 et 18), d'autant plus qu'on observe lors de la même saison une augmentation des matières organiques. Ce changement de pH proviendrait probablement de la minéralisation de matière organique présente dans l'eau, qui libère des ions H^+ . L'augmentation de la matière organique pendant la saison hivernale est due à l'apport des débris végétaux par la pluie ainsi que l'infiltration de ces eaux à travers le sol agricole.

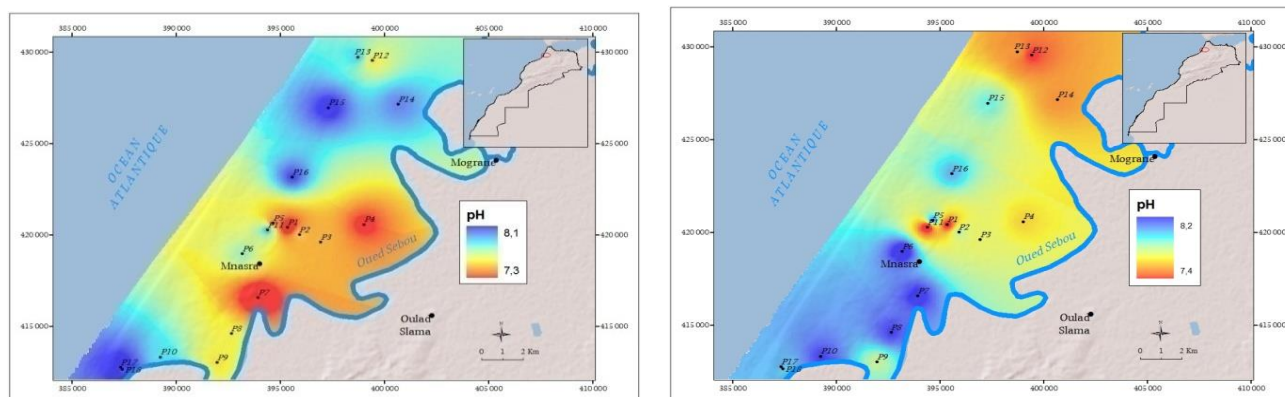


Figure 17: Carte de distribution de pH dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.

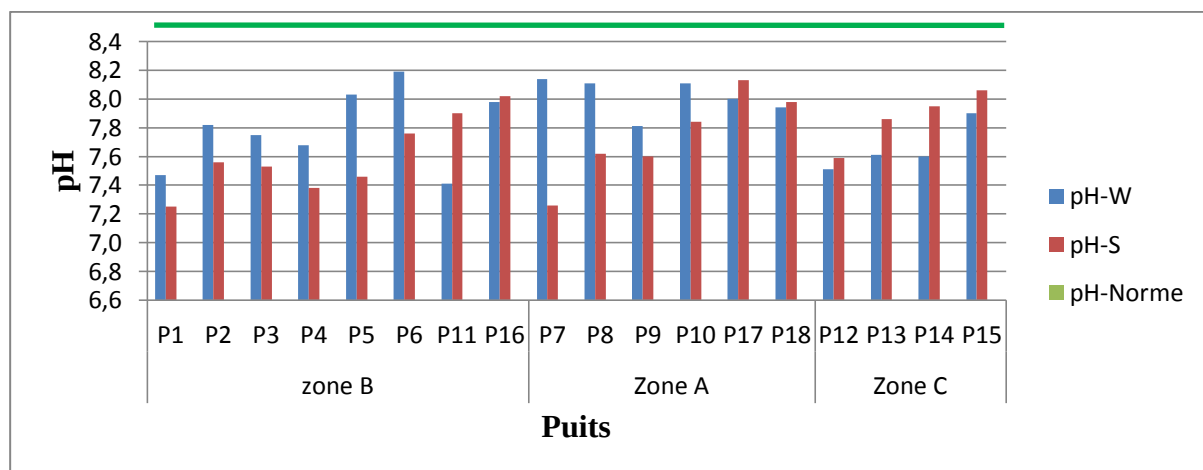


Figure 18: Distribution spatio-temporelle de pH dans la zone de M'nasra.

Dans la zone de M'nasra, subdivisée en 3 zones distinctes, suivant leur localisation et l'intensification des activités agricoles, les valeurs du pH ne montrent pas une très grande variation, d'une zone à l'autre, ou en fonction de la saison. Les valeurs minimales et maximales sur toute la région varient de 7,25 à 8,13 en été, alors qu'en hiver les valeurs mesurées varient de 7,41 à 8,20 (tableau 18).

b. Conductivité électrique

Les mesures de la conductivité électrique permettent d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau, donc sa minéralisation. Les valeurs enregistrées durant la période d'étude sont plus importantes au niveau de certains points de prélèvement, comme il est montré par les couleurs distinctes sur les cartes

de distribution (Figure. 19). Cette forte minéralisation des eaux dépend de la composition du sol traversé, de la décomposition de la matière organique dans ce même compartiment, ainsi que de la localisation des puits par rapport aux activités anthropiques.

Les teneurs sont légèrement importantes pendant la saison d'hiver, cela s'expliqueraient par le fait qu'il y a un lessivage et une remobilisation des sels accumulés dans les sols lors de la précipitation (Singh et al., 2013). Comme il est montré dans la figure 20, nous remarquons que la conductivité est plus importante dans les zones A et B, ceci pourrait s'expliquer par les rejets domestiques du village situé au nord de cette zone qui contamineraient ce milieu et aussi du fait que les sols de la zone montrent une domination carbonatée calcique (CaCO_3) augmentant la conductivité (tableau 16).

Selon les valeurs seuils de l'OMS et du Maroc, la conductivité électrique (CE) dans tous les sites de la région de M'nasra est inférieure à la valeur limite requise ($1500 \mu\text{S/cm}$) (S.E.E.E, 2007 ; OMS, 2004).

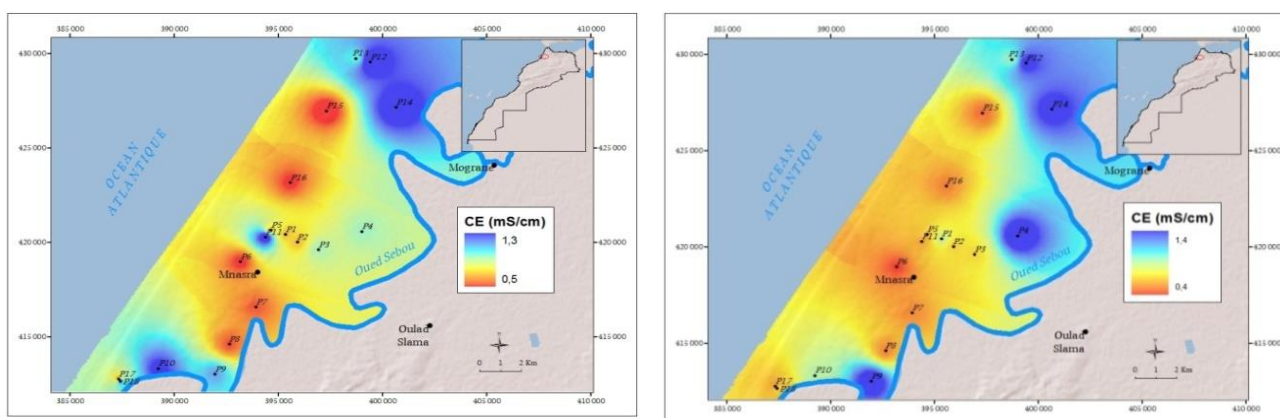


Figure 19: Carte de distribution de la CE dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.

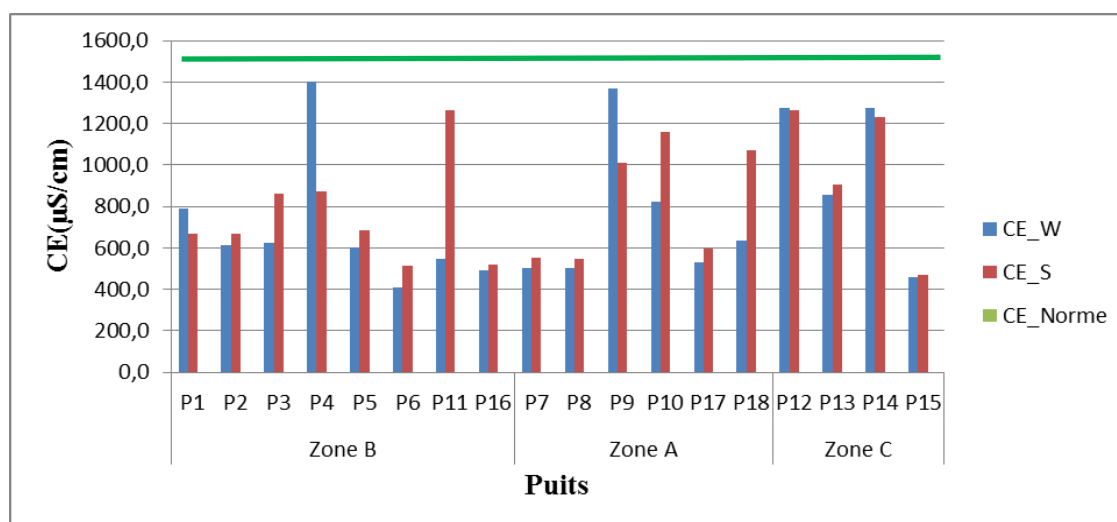


Figure 20: Distribution spatio-temporelle de CE dans la zone de M'nasra.

Comme pour les autres paramètres, la conductivité n'affiche pas une grande différence de variation entre les deux saisons. Donc, la variation saisonnière est insignifiante, dans chacune des zones.

Aussi , on observe une différence d'une zone à l'autre, d'une part entre la zone A qui affiche des valeurs de conductivité variant de 500 à 1371 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 745 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en hiver, alors que en été les valeurs varient de 548 à 1162 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 773 $\mu\text{S}/\text{cm}$, et la zone B avec des valeurs qui varient de 410 à 1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 684.38 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en hiver et de 514 à 1263 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 756,38 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en été et d'autre part la zone C qui affiche des valeurs variant de 856 à 1277 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 966.75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en hiver et de 472 à 1263 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 968.00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en été. On en conclut que la conductivité varie dans l'ordre croissant du milieu de la zone d'étude au NO de la zone de M'nasra (Figure 19).

c. Bicarbonates

Les bicarbonates dans les eaux souterraines proviennent en grande partie des roches et du sol traversés, plus particulièrement des roches sédimentaires calcaires (Laghzal et Salmoun, 2014). Dans la région de M'nasra, la teneur en bicarbonates augmente du SO au NO de la zone (Figure 21) pour les deux saisons, mais en hiver, et en particulier pour les puits P10 (zone A) et P16 (zone B), elle augmente (Figure 22). Cette augmentation est basée sur la teneur en carbonate de calcium broyé (CaCO_3) (tableau 16). Par conséquent, le CaCO_3 avec l'eau et le dioxyde de carbone deviennent les bicarbonates (Earle et Krogh, 2004), selon la formule suivante : $2\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$.

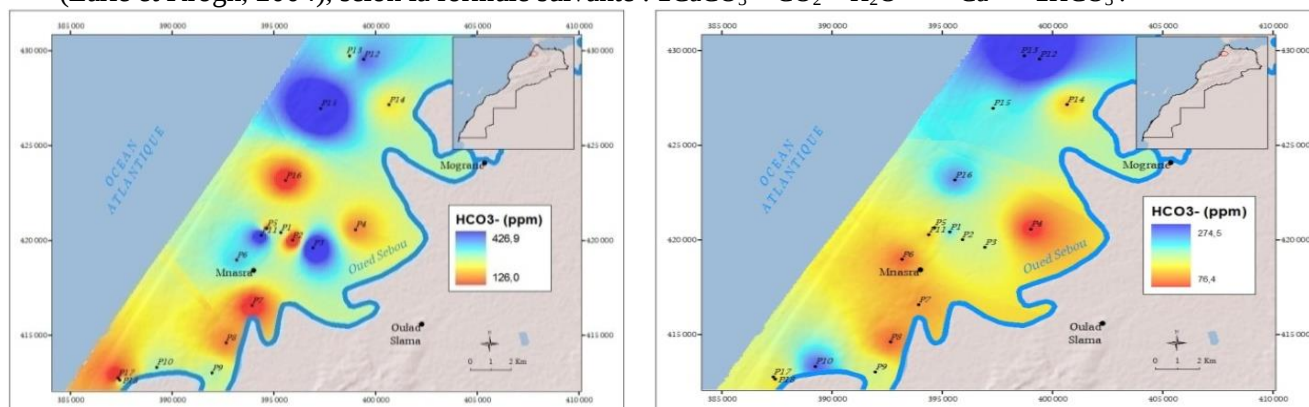


Figure 21: Carte de distribution des bicarbonates dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.

Ceci est d'ailleurs rencontré lors de la saison humide où on constate une forte teneur en bicarbonate au niveau des eaux de puits s'expliquant par la même réaction chimique ayant lieu au niveau du sol, lors de la traversé des eaux de pluie qui s'infiltrèrent ensuite et atteignent les eaux souterraines.

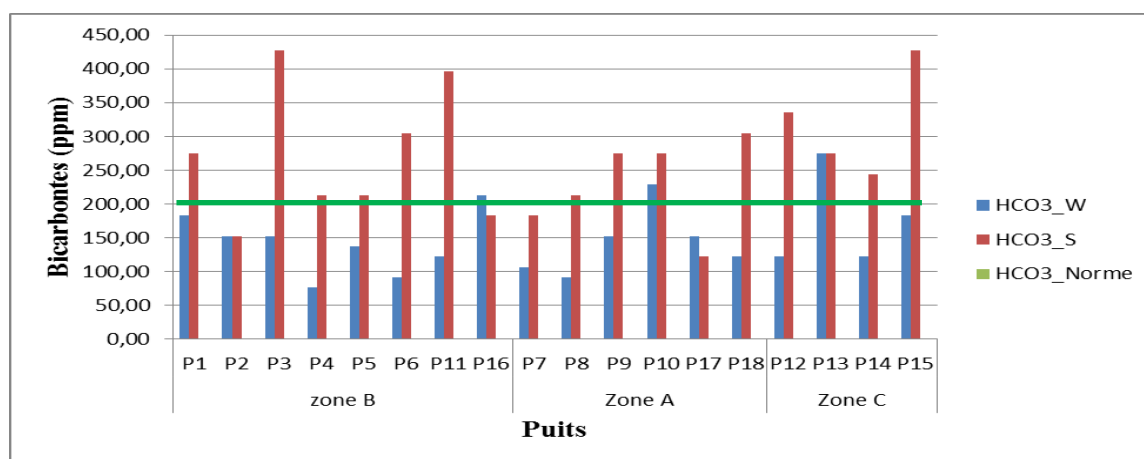


Figure 22: Distribution spatio-temporelle de bicarbonate dans la zone de M'nasra.

Nous constatons pour la distribution spatio-temporelle des bicarbonates, dans les eaux de la zone de M'nasra (Figure 22), qu'il y a une variation saisonnière significative, mais avec une variation qui s'observe d'une zone à l'autre. L'intervalle des valeurs (minimum, maximum et la moyenne) sont résumés dans le tableau 18.

d. Sodium

Le sodium est omniprésent dans les eaux souterraines, mais sa teneur varie en fonction du sol et du type de roche traversé, et/ou peut avoir aussi d'autres origines comme la lixiviation des formations géologiques contenant les chlorures de sodium et/ou la décomposition des roches silicatées. Comme différents auteurs le précisent, le sodium avec d'autres minéraux dans l'eau souterraines, jouent un rôle sur les caractéristiques de la conductivité électrique (Er-Raioui et al., 2011 ; Benel Harkati et al., 2014 ; El Khodrani et al., 2016).

Dans la région de M'nasra, la concentration de sodium augmente pour les zones A et C. En effet, dans la zone A, 16,67 % (tableau 18) des sites échantillonnés dépassent les valeurs seuils de l'EPA et de l'OMS (150 mg/l), pendant la saison d'hiver (figure 23).

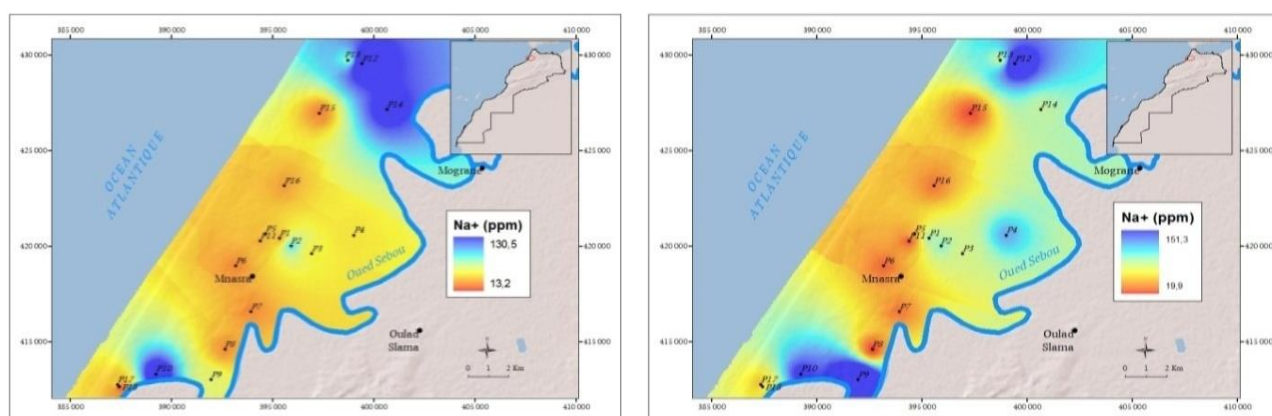


Figure 23: Carte de distribution du sodium dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.

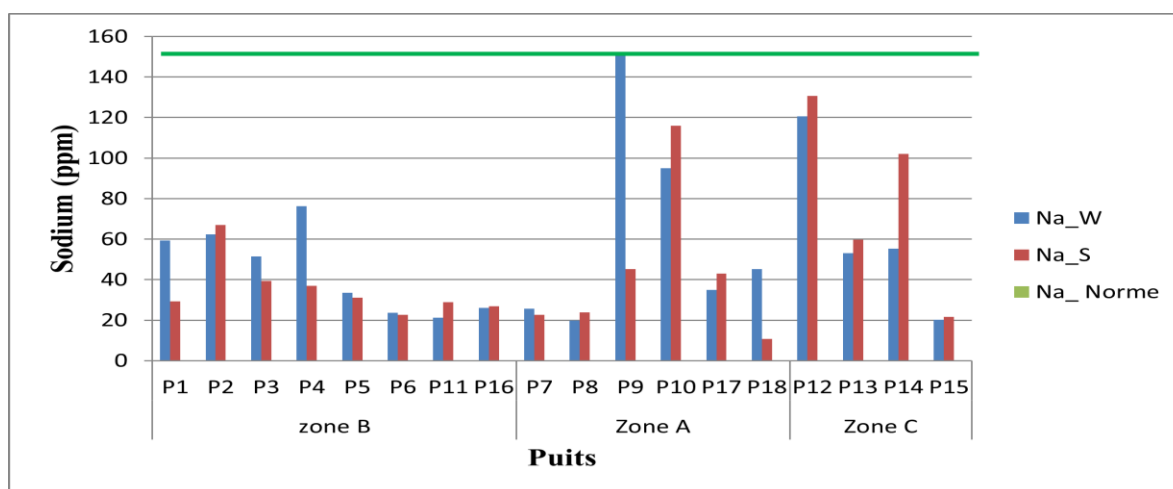


Figure 24: Distribution spatio-temporelle de sodium dans la zone de M'nasra.

e. Chlorure

Les chlorures sont également omniprésents dans la nature sous différentes formes, soit liés avec le sodium (chlorure de sodium) ou soit avec le potassium (chlorure de potassium).

D'après les différentes études, les chlorures proviendraient de l'altération météorique et de la lixiviation des roches sédimentaires et des sols, d'activités anthropiques, de l'infiltrations des eaux d'irrigation ainsi que de la dissolution des dépôts de sel (Amharref et al., 2007 ; Er-Raioui et al., 2011 ; Belghiti et al., 2013 ; Darwesh et al., 2020).

Dans notre cas, nous avons constaté une variation du nombre des sites où la concentration en chlorure qui dépasse les valeurs seuil de l'OMS (200mg/l) et ce d'une région à l'autre, avec une augmentation de NO au SE. Les résultats ont montré qu'en hiver 66.67% des sites de la zone A, 12.5% des sites de la zone B et 75% des sites de la zone C ont une concentration élevée en chlorures ; en été une régression des sites à forte teneur en chlorures est observée constituant ainsi 33.33% de la zone A et 25% de la zone C et une absence totale de chlorures de la zone B. Cette augmentation du taux de chlorures de la saison sèche à la saison humide a été observée dans d'autres études menées dans d'autres régions du Maroc (Singh, et al., 2013 ; Omrania , et al., 2019) .

Cela pourrait s'expliquer par la percolation du lixiviat provenant de la décharge de Ouled Berjal (Elmarkhi et al., 2017) (zone A), des engrais utilisés par les agriculteurs (zone A, B et C) ou encore par la proximité de la mer (zone C). Toutefois, ces valeurs sont toutes inférieures à la valeur seuil maximale admissible pour l'eau potable au Maroc (750 mg/L) (S.E.E.E., 2007).

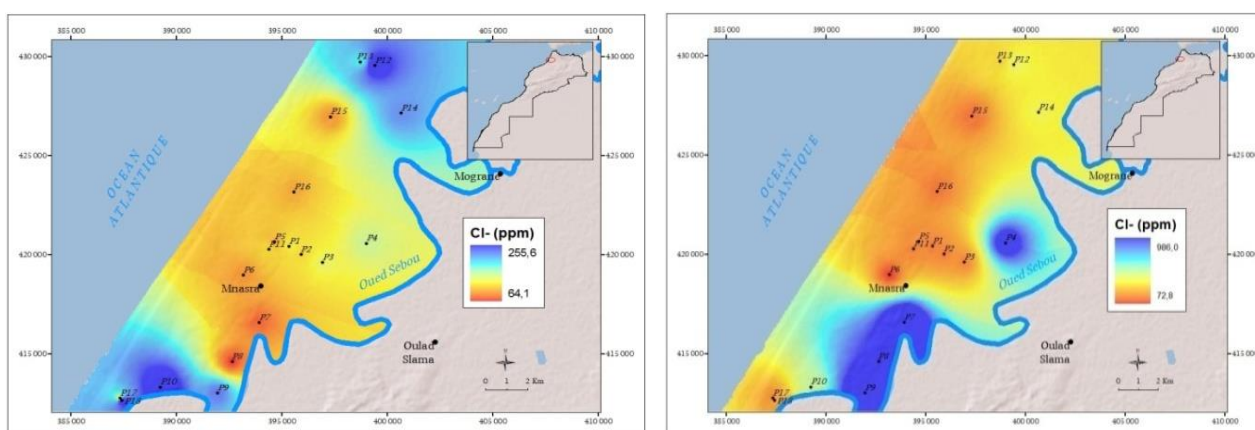


Figure 25: Carte de distribution du chlorure dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) Hiver.

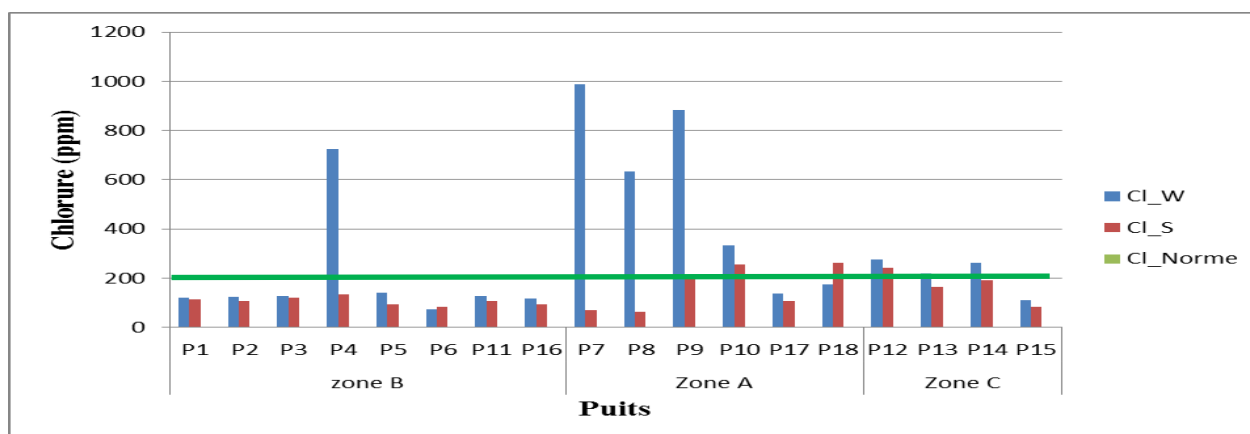


Figure 26: Distribution spatio-temporelle de chlorure dans la zone de M'nasra.

f. Magnésium et calcium

La teneur en magnésium et en calcium influence la dureté des eaux souterraines. L'origine de ces ions est la nature lithologique de la formation aquifère et l'hydrolyse des minéraux silicatés (Matini et al., 2010; Ghazali et Zaid, 2013).

Nous observons, aussi pour le Ca^{2+} et Mg^{2+} , que la zone C a le plus grand nombre de sites dépassant la valeur maximale pendant les deux saisons, suivie par la zone B pendant la saison d'hiver, tandis que dans la zone A, un faible dépassement a été noté pour Ca^{2+} (16,67% en hiver) et Mg^{2+} (33,34% en été). En effet, les concentrations de ces ions dans les eaux souterraines de la zone M'nasra sont passées de NE à SE pour Mg^{2+} , et de SO à NE pour Ca^{2+} (Figures 27 et 29) selon le type de sol. En fait, les endroits où des valeurs élevées de CaCO_3 ont été trouvées ont également des valeurs élevées de Mg^{2+} et Ca^{2+} (tableau 16).

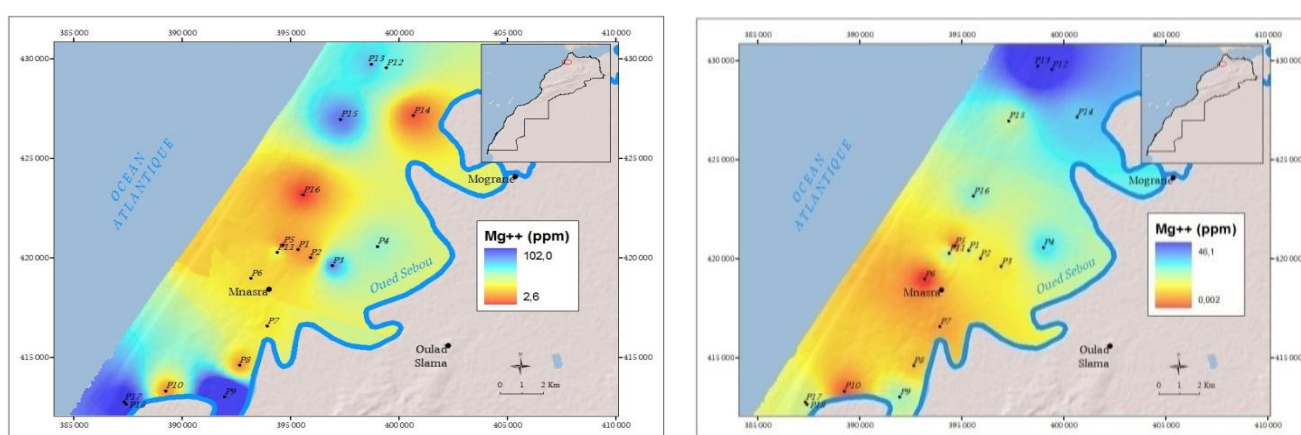


Figure 27: Carte de distribution de magnésium dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.

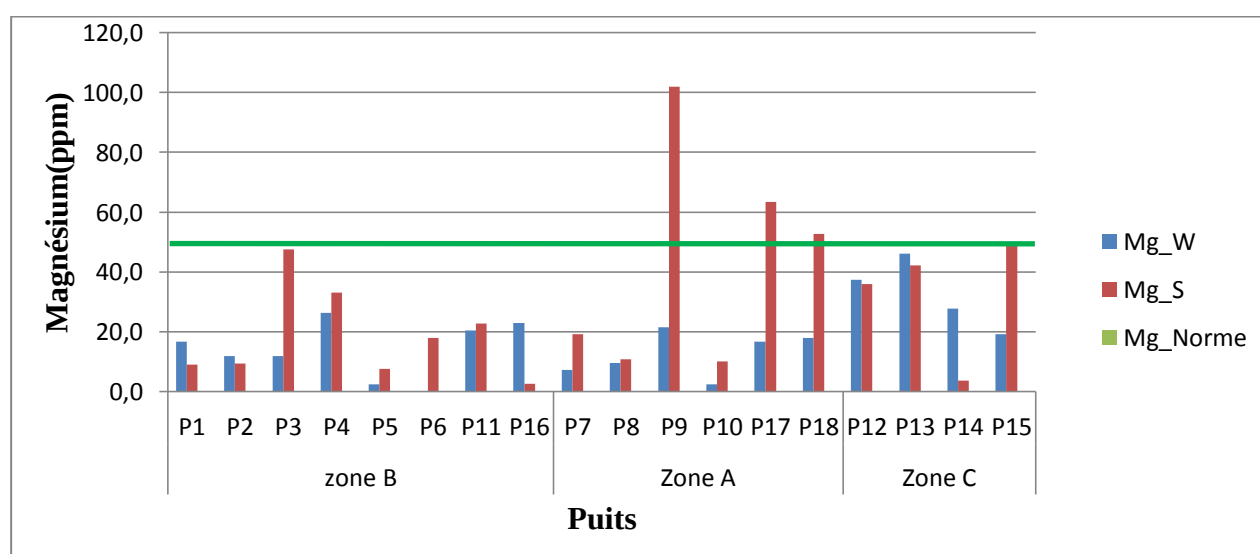


Figure 28 : Distrubtion spatio-temprelle de magnésium dans la zone de M'nasra.

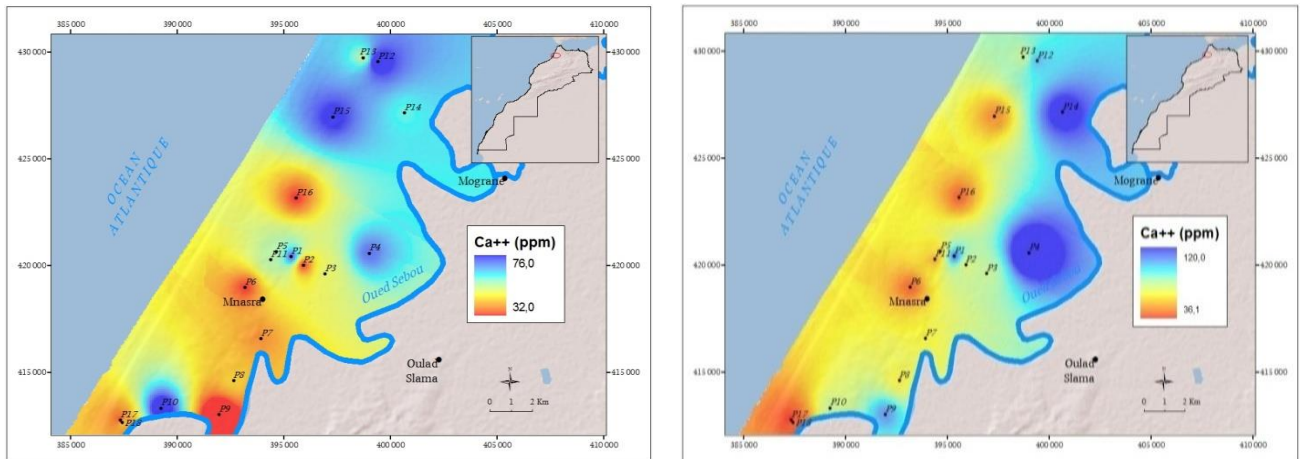


Figure 29: Carte de distribution de calcium dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.

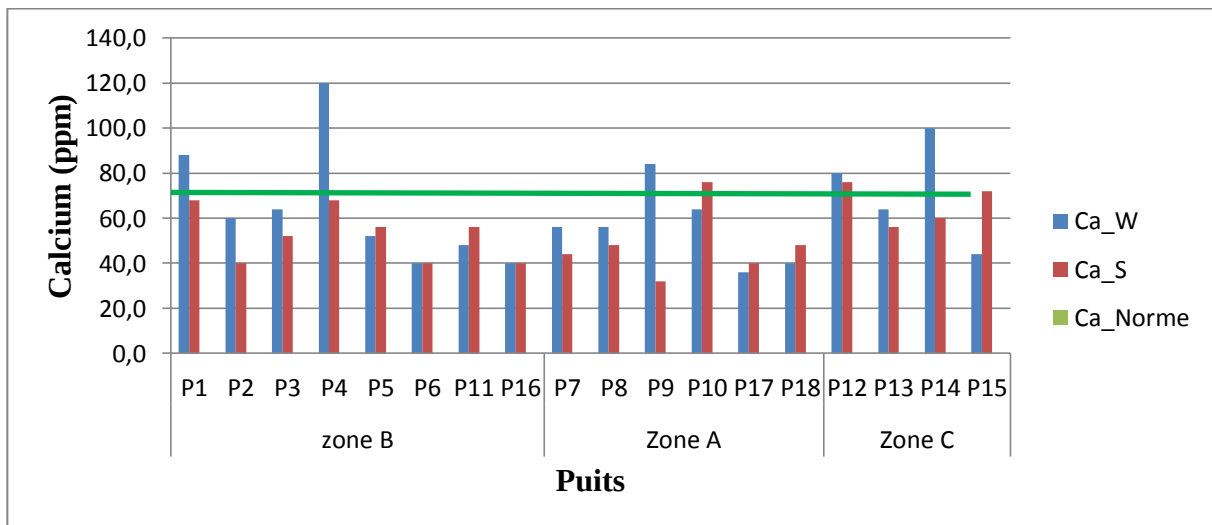


Figure 30: Distribution spatio-temporelle de calcium dans la zone de M'nasra.

g. Nitrates

Les nitrates présents dans les eaux souterraines sont soit d'origine naturelle, soit proviennent de la décomposition des matières organiques (végétales et/ou animales) et/ou des activités anthropiques à travers l'irrigation ou les produits fertilisants (Zghibi et al., 2013 ; Nechad et al., 2014 ; Marouane et al., 2014, El khodrani et al., 2020).

Dans la région de M'nasra, la concentration de nitrates (NO_3^-) varie d'une saison à l'autre et d'une région à l'autre. Mais contrairement aux autres paramètres, les nitrates ont augmenté du SO au NE. Dans la zone B, la plupart des puits dépassent les seuils marocains et de l'OMS (50 mg/L), suivie de la zone C, et enfin de la zone A (Figure 32).

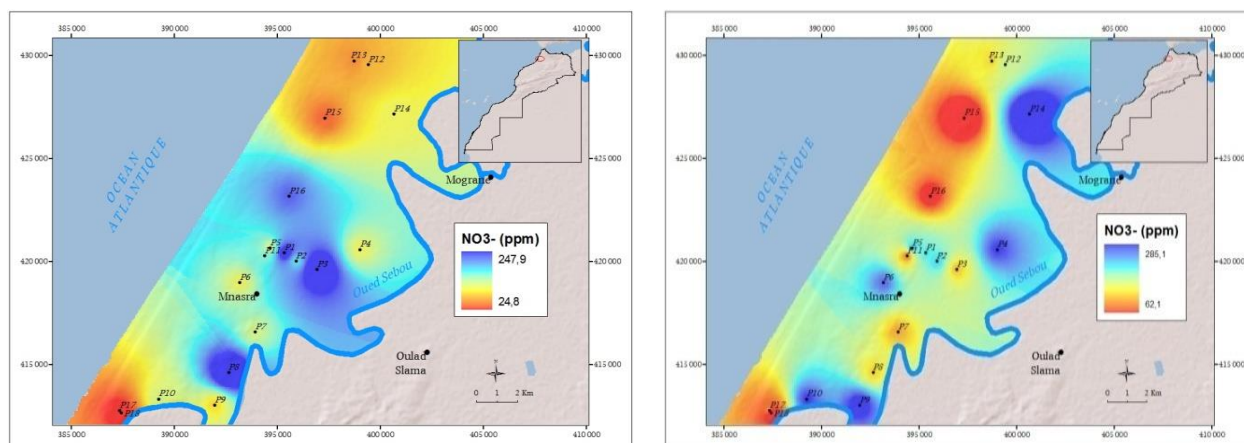


Figure 31: Carte de distribution des nitrates dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.

En effet, il y a une forte teneur en nitrates dans la zone NE où le sol est essentiellement sableux (tableau 16). La distribution spatiale (Figure 31) a notamment montré que la concentration augmentait en hiver, ce qui s'explique par une infiltration plus facile des eaux de pluie dans le sol sablonneux (Batchi et al., 2017), ces niveaux élevés ayant probablement leur origine dans l'utilisation des engrais et les activités d'élevage (Marouane et al., 2014 ; El Khodrani et al., 2020 ; Benkaddour et al., 2020).

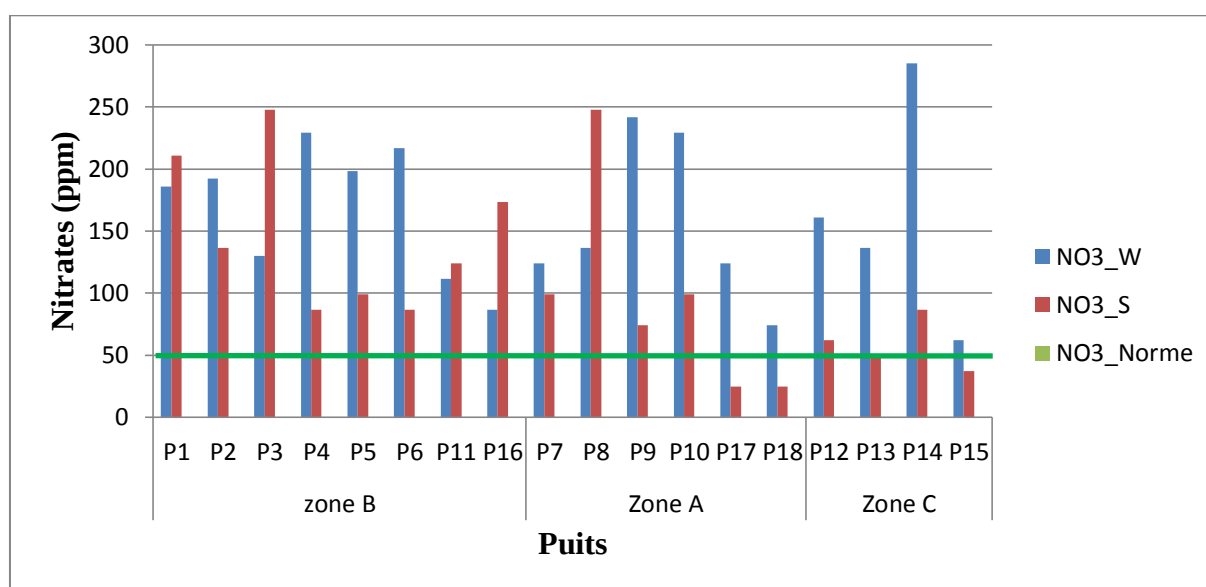


Figure 32: Distribution spatio-temporelle des nitrates dans la zone de M'nasra.

h. Sulfates

Différentes études (Laghzal et Salmoun, 2014 ; Benel Harkati et al., 2014) ont montré que les sulfates (SO_4), dans les eaux souterraines ont pour origine le ruissellement et l'infiltration à travers des terrains de gypse ou l'intervention de l'activité bactérienne (rhodothiobactéries, chlorothiobactéries, etc.), qui se fait par l'oxydation du dihydrogène de soufre (H_2S) toxique en sulfate (Horst et al., 2011). Ils peuvent également provenir de la pollution urbaine, industrielle et agricole.

En effet, pendant la période humide, la concentration de sulfates a augmenté pour certains puits, en particulier dans la zone A (Figure 33), où la concentration de sulfates dans les eaux souterraines peut s'expliquer par la teneur plus élevée en CaCO_3 (tableau 16) et la proximité du rejet de déchets de

Ouled Berjal. Dans cette zone, le sol contient probablement les ions sulfates, qui sont logés sous forme de sulfates de calcium, de sulfates de magnésium ou de sulfates de sodium (Horst et al., 2011 ; Laghzal et Salmoun , 2014).

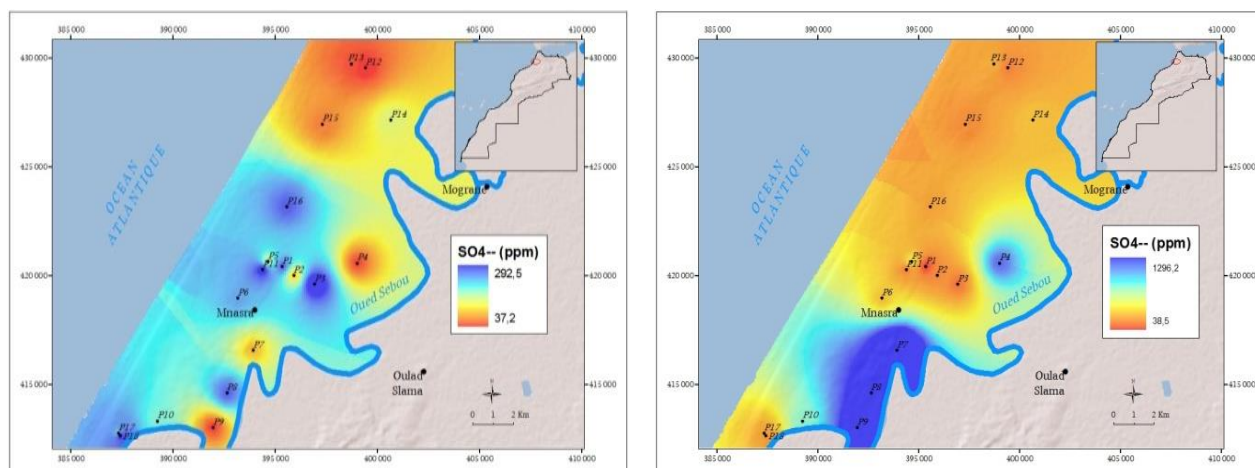


Figure 33: Carte de distribution des sulfates dans la zone de M'nasra : (a) été et (b) hiver.

D'après le tableau 18, 66.67% des puits de la zone A dépassent la valeur guide de la norme marocaine (N.M, 2007). Cependant, selon les normes de l'OMS, comme il est montré sur la Figure 34, la teneur des sulfates dans la zone de M'nasra, en particulier en hiver, est au-dessus de la valeur limite exigée (200 mg/l) (OMS, 2004).

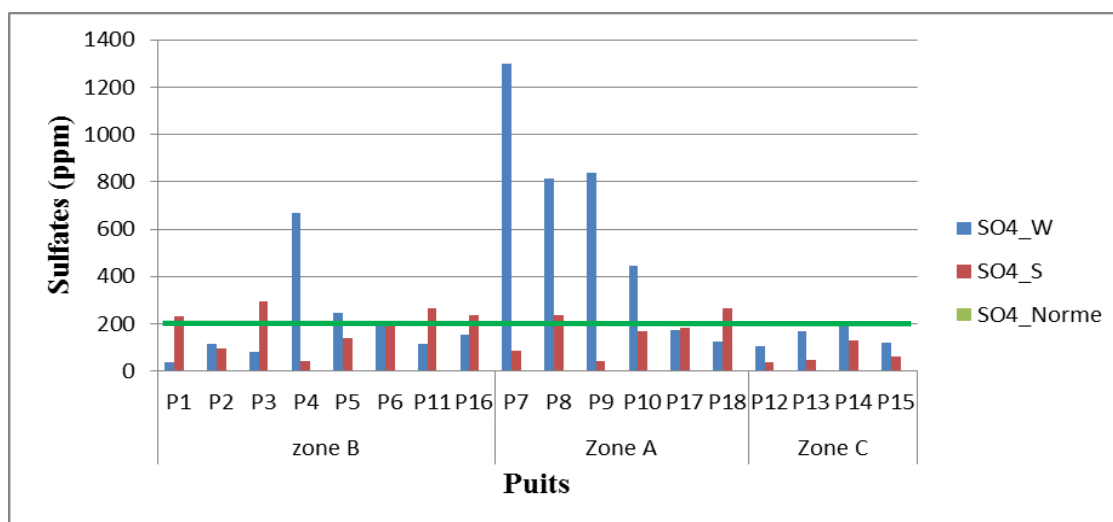


Figure 34: Distribution spatio-temporelle des sulfates dans la zone de M'nasra.

II.3.2.2. Hydrochimie

Les résultats que nous avons vu jusqu'à présent, montrent que les cations : Calcium (Ca^{2+}), Magnésium (Mg^{2+}), Sodium (Na^+) et les anions : Bicarbonates (HCO_3^-), Sulfates (SO_4^{2-}), Chlorures (Cl^-) ne présentent pas une variation assez significative vis-à-vis des saisons (été et hiver), dans la zone de M'nasra. Ceci est d'ailleurs confirmé par les deux diagrammes de Piper (Figures 35) qui montrent,

sur le triangle des cations qu'aucune d'entre elles n'est dominante, néanmoins le triangle des anions montre une tendance à être beaucoup plus chlorurée pour les deux saisons. Quant au losange qui regroupe tous les ions, ce dernier montre que les eaux des puits de la zone de M'nasra présentent un type de faciès dominant, qui est le chlorurée et sulfaté calcique et magnésien.

Par conséquent, les propriétés de l'eau de l'aquifère dans la région de M'nasra dépendent des caractéristiques chimiques des formations rocheuses dans lesquelles elles circulent. En effet, comme l'avaient mentionné certains auteurs (Kenmogne et al., 2010 ; Singh et al., 2013 ; Zghibi et al., 2014 ; El Khodrani et al., 2020), la variation de la teneur de chacun des éléments dans l'eau souterraine dépend du type de sol traversé dont les compositions hydrogéologiques perméables permettent des échanges géochimiques avec son réservoir. C'est l'interaction eau roche, qui par la suite entraîne des modifications de la caractéristique chimique de ces eaux (Earle et Krogh, 2004 ; Eblin et al., 2014 ; Omrania et al., 2019) .

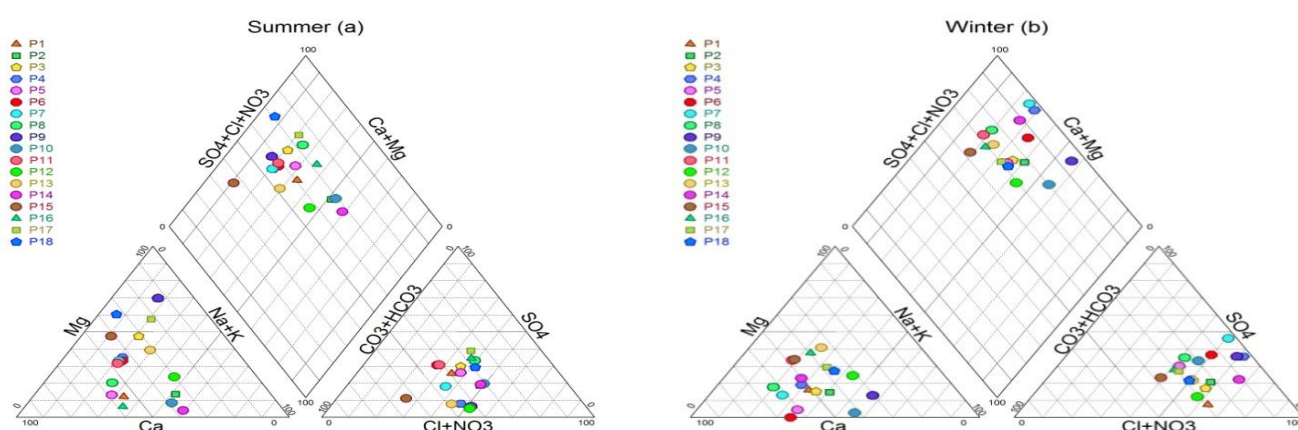


Figure 35: Diagramme de Piper en (a) été et (b) hiver.

II.3.2.3. Bilan

Les résultats de cette étude ont montré que certaines valeurs de paramètres physico-chimiques étaient inférieures aux limites (OMS et EPA) sur tous les puits échantillonnés, et dans la plupart des cas pour d'autres, supérieures. Compte tenu du nombre d'endroits où des valeurs supérieures ont été signalées et de leur répartition spatiale, on peut conclure qu'il s'agit principalement d'événements locaux, mais qu'ils doivent être inclus dans un futur programme de surveillance. L'augmentation des concentrations de ces paramètres dépend de l'utilisation des produits chimiques en agriculture.

L'affirmation est faite par les résultats obtenus dans les trois domaines en corrélation avec l'intensité et le type d'agriculture pratiquée : La zone B présente le taux le plus bas de dépassement des seuils vu que les activités agricoles réalisées dans cette zone sont principalement basées sur les engrais naturels, tandis que pour les deux autres zones (A et C), ce sont les engrais chimiques qui sont utilisés par la plupart des agriculteurs.

Compte tenu de la variation saisonnière des valeurs mesurées pour les paramètres physico-chimiques, on peut conclure que pendant la saison des pluies (hiver), la qualité des eaux souterraines a diminué, sachant que les seuils fixés par l'OMS pour Na^+ , Ca^{2+} , NO_3^- et Cl^- sont dépassés.

Bien que cette pollution ne soit pas alarmante, il est important de contrôler constamment la qualité des eaux de cette région et d'informer la population du risque sanitaire que la contamination puisse engendrer.

II.4. Caractérisation physico-chimique des eaux et des sols

II.4.1. Introduction

Au Maroc, la dégradation des sols et des eaux est un problème qui s'accumule et s'amplifie (El Khodrani et al., 2017). Cette pollution diminue le potentiel des ressources en eau de bonne qualité et génère des risques pour la santé de la population rurale (Belghiti, 2013 ; El Khodrani, 2016).

Des études antérieures ont ciblé la qualité des eaux et des sols dans les périmètres irrigués au Maroc (Naman et al., 2015 ; Mohcine et al., 2015 ; El Khodrani et al., 2016 ; Lahmar et al., 2020). Partout dans le monde, des études ont mis l'accent sur le problème de la dégradation de la qualité des sols et des eaux souterraines (Nshimiyimana et al., 2016), ce qui peut limiter les émissions de la production agricole à long terme et provoquer des détériorations irréversibles. Le Maroc se caractérise par un climat aride et semi-aride avec un régime pluviométrique dominé par une forte irrégularité dans l'espace et le temps, ce qui qualifie les ressources en eau naturelles au Maroc parmi les plus rares dans le monde. En outre, l'agriculture représente 15% du produit intérieur brut (PIB) du Maroc, elle est responsable de 88% de la demande totale en eau au Maroc (FAO, 2015).

L'agriculture irriguée est également le principal moteur de la croissance pour assurer la sécurité alimentaire et le développement économique. Toutefois, cette intensification menace la durabilité des ressources en eau et en sol. En effet, les activités agricoles dans le Gharb (Maroc) sont prises en compte comme l'un des facteurs susceptibles de contribuer à la dégradation de la qualité de l'eau et des sols.

Les objectifs de ce travail visent l'étude du degré de dégradation des ressources naturelles dans la région de M'nasra en vue d'améliorer la durabilité de la production agricole tout en préservant l'environnement à travers une gestion optimale de ces ressources.

II.4.2. Caractérisation de la qualité de l'eau d'irrigation

II.4.2.1. Composition anionique et cationique

Les principales statistiques descriptives des paramètres de qualité de l'eau analysée (CE, pH, cations et anions et SAR) sont présentées dans le tableau 19. L'élément le plus variable est le K^+ avec un coefficient de variation (CV) de 201,9 %, bien qu'il figure parmi les plus importants avec une valeur moyenne de 3,8 ppm et des valeurs comprises entre 0,3 et 31,3 ppm. La deuxième variable en importance est Mg^{2+} avec un CV de 87 % ; c'est encore un élément majeur avec une valeur moyenne de 30 ppm et des valeurs allant de 2,6 jusqu'à 102 ppm.

De nombreux autres constituants sont des éléments majeurs comme le Na^+ (moyenne de 47,6 ppm) et le Ca^{2+} (moyenne de 54 ppm) qui sont les cations prédominants. Le HCO_3^- (moyenne de 267,7 ppm), SO_4^{2-} (moyenne de 153,5 ppm) et le Cl^- (moyenne de 138,5 ppm) qui sont les anions prédominants. Tandis que CO_3^{2-} (moyenne de 29,2 ppm) est un élément mineur.

Pour résumer, l'importance en moyenne des cations est $Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$, alors que pour les anions c'est $HCO_3^- > SO_4^{2-} > Cl^- > CO_3^{2-}$.

Toutefois, cette importance peut varier d'une observation à l'autre ; selon l'emplacement spatial où l'échantillon a été prélevé qui, à son tour, est fonction du climat, de la roche mère, des activités anthropiques, etc. En comparant nos résultats à ceux d'autres instituts des travaux de recherche récemment publiés, il existe une différence dans l'ordre des principaux cations et anions. Par exemple, à partir d'une étude basée sur 36 échantillons d'eau souterraine du Souss-Massa (Maroc), El Oumlouki et al., (2018) ont trouvé que le cation le plus abondant était Mg^{2+} suivi de Na^+ alors que dans notre cas, c'était l'inverse. Par contraste, Srinivasamoorthy et al., (2014) ont constaté que, dans une étude portant sur 87 échantillons d'eau souterraine en Inde, l'anion le plus abondant était HCO_3^- suivi de Cl^- par rapport à notre étude où HCO_3^- était le plus abondant suivi de SO_4^{2-} .

Tableau 19. Statistiques descriptives des paramètres de qualité de l'eau.

Parameter	Min	Max	Moyen	CV (%)
EC (dS/m)	0.5	1.3	0.8	34.2
pH	7.3	8.1	7.7	3.6
Ca^{2+} (ppm)	32.0	76.0	54.0	25.3
Mg^{2+} (ppm)	2.6	102.0	30.0	87.0
Na^+ (ppm)	10.7	130.6	47.6	72.9
K^+ (ppm)	0.3	31.3	3.8	201.9
CO_3^{2-} (ppm)	0.0	90.0	29.2	67.1
HCO_3^- (ppm)	122.0	427.0	267.7	33.1
Cl^- (ppm)	63.9	262.7	138.5	46.6
SO_4^{2-} (ppm)	37.2	292.7	153.5	58.1
SAR ($mol^{1/2} l^{-1/2}$)	0.3	3.4	1.4	73.8

Min: minimum, Max: maximum, CV: coefficient de variation, CE: conductivité électrique, SAR: rapport d'adsorption de sodium.

II.4.2.2. Salinité des eaux

La valeur maximale de la conductivité électrique de l'eau est de 1,3dS/m. Si la CE de l'eau est inférieure à 2dS/m, elle est considérée comme excellente pour l'irrigation et la production végétale (Tajnees et al., 2013). D'après les résultats présentés au tableau 20, nous avons constaté que 61,1 % des puits analysés avaient une salinité légère à modérée avec $0,7 < CE < 3$.

Tableau 20. Classes de salinité des eaux d'irrigation de la région de M'nasra selon les normes de la FAO (FAO, 1989).

Restriction d'utilisation	CE(dS/m)	Nombre des puits	% des puits
Pas de problem	$CE < 0.7$	7	38.9
Léger à modéré	$0.7 < CE < 3$	11	61.1
Grave problème	$CE > 3$	0	0.0

Cette carte montre que la majorité de ces puits ont une salinité légère à modérée, en particulier dans les P12 et P14 (zone C), P9, P10 et P18 (zone A) et P11 (zone B). La valeur maximale de la salinité est située dans la zone C, qui se trouve à proximité de la zone d'intervention en amont de la rivière Sebou (Figure 36).

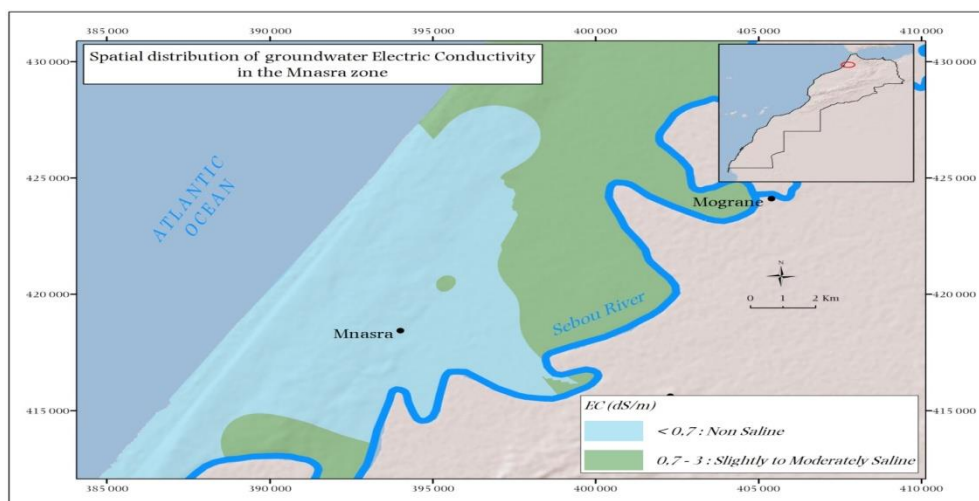


Figure 36. Carte spatiale de la salinité des eaux d'irrigation de la zone de M'nasra.

Plus le SAR est élevé, plus l'eau présente un risque de sodicité du sol en raison de l'échange qui interviendra dans l'équilibre entre Na^+ en solution de sol et $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ du complexe absorbant. Le sodium agit sur la défloculation du sol argileux, entraînant une diminution de la macroporosité (air) et du taux d'infiltration de l'eau (Arveti et al., 2011).

Le tableau 21 et la figure 37 montrent que 16,7 % des puits analysés sont légèrement alcalins. Ils sont situés en aval et en amont de la rivière Sebou (zones A et C respectivement).

Tableau 21. Classes d'alcalinité (SAR) de l'eau d'irrigation de la région de M'nasra selon les normes de la FAO (FAO, 1989).

Qualité des eaux	Alkalinity	SAR	Nombre des puits	% des puits
Non- alcalin	S1	0-3	15	83.3
Légèrement alcalin	S2	3-6	3	16.7
Alcalin	S3	6-12	0	0.0
Fortement alcalin	S4	12-20	0	0.0
Trés fortement alcalin	S5	20-40	0	0.0

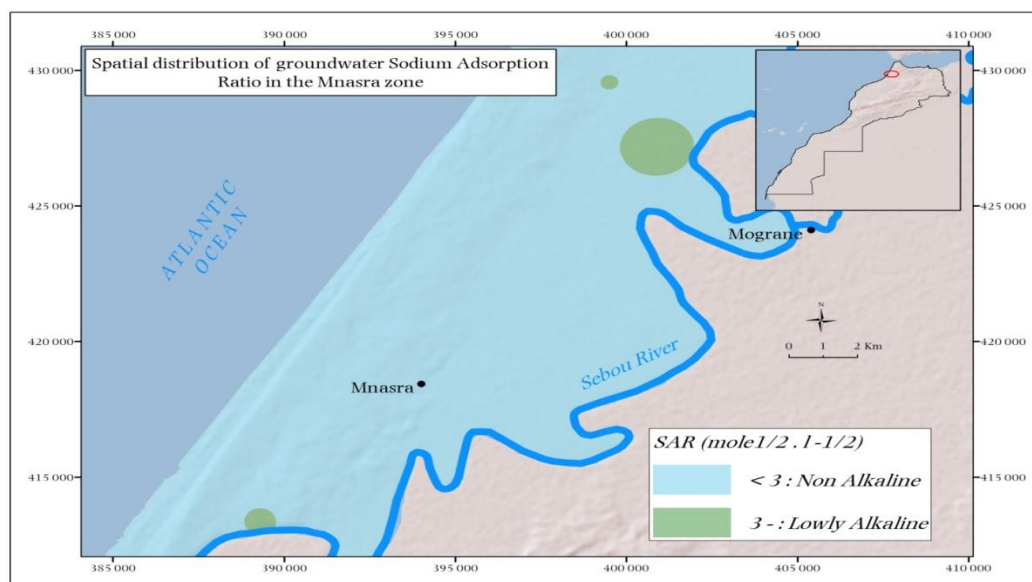


Figure 37. Distribution spatiale de l'alcalinité (SAR) de l'eau d'irrigation de la zone de M'nasra.

II.4.3. Caractérisation de la qualité du sol

II.4.3.1. Statistiques descriptifs des paramètres du sol

Les résultats des mesures des divers paramètres physico-chimiques des sols sont présentés au tableau 22. Pour les paramètres K_2O , ESP, CE et P_2O_5 , la variabilité est assez importante alors que pour les autres paramètres, elle est beaucoup moins importante. L'interprétation de la variation des paramètres physiques et chimiques tels que le pH, la matière organique, le K_2O , le Na^+ et la CE n'a révélé aucun effet de l'eau d'irrigation sur ces paramètres.

Tableau 22. Caractérisation des paramètres de qualité du sol dans la zone de M'nasra.

Paramètres	Caractéristiques du sol cultivé			
	Min	Max	Moyen	CV (%)
pH-H ₂ O	6.7	8.1	7.5	0.32
MO (%)	0.3	5.0	2.3	1.37
P_2O_5 (ppm)	42.4	282.7	140.0	66.3
K_2O (ppm)	0.1	129.6	28.0	40.44
Na^+ (meq/100g)	0.1	4.7	1.6	1.28
ESP (%)	8.7	715.0	130.4	149.6
CEs (dS/m)	0.2	1.9	0.6	58.5
Argile (%)	2.6	9.2	5.0	2.03
Limon(%)	2.1	7.5	4.0	43.2
Sable (%)	85.9	94.9	91.0	2.7

Min: minimum, Max: maximum, CV: coefficient de variation, CE: Conductivité électrique du sol, ESP: pourcentage échangeable de sodium.

II.4.3.2. Caractérisation des paramètres de qualité du sol

a. pH du sol

Le pH est un paramètre important de la dynamique du sol. C'est une clé en agronomie car les niveaux d'acidité ou de basicité du sol jouent un rôle très important dans l'assimilation des nutriments par la

plante, et elle a une influence sur trois composantes majeures de la fertilité d'un sol : la biodisponibilité des nutriments, l'activité biologique et la stabilité structurale. La variation du pH dépend des variations saisonnières et du pouvoir tampon du sol (le nombre d'ions dans la réserve du complexe argilo-humique) l'état hydrique du sol, sa température et la présence ou non d'une culture en phase de croissance active (Baize, 2000 ; Diallo et al., 2015).

La distribution du pH de l'étude a montré que 73,3% des échantillons de sol sont faiblement basiques alors que 10,5% d'entre eux sont modérément basiques (Figure 38).

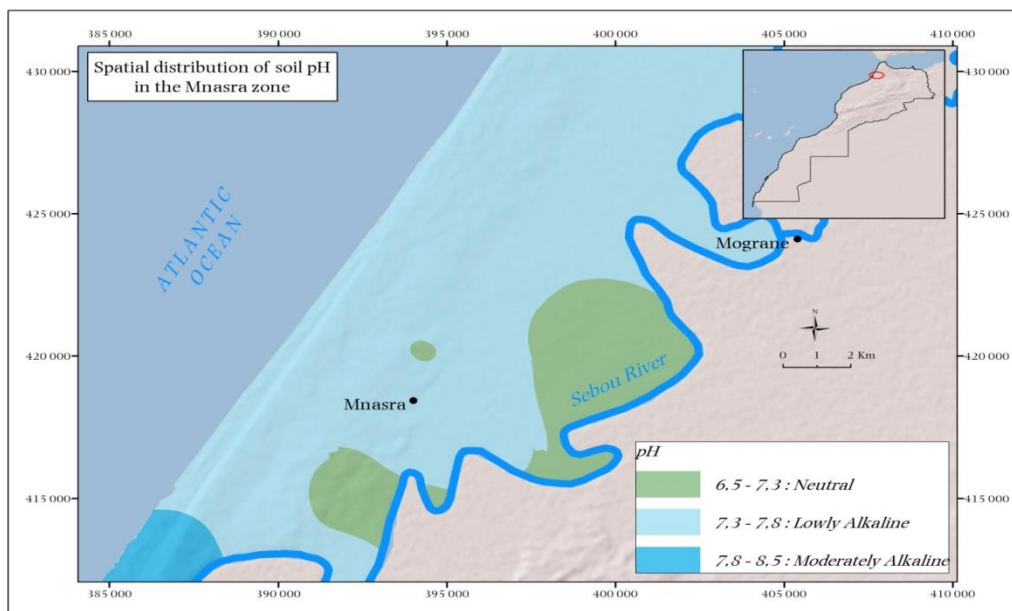


Figure 38. Distribution spatiale du pH du sol dans la zone de M'nasra.

b. Matière organique

La matière organique du sol est un indicateur important de la qualité du sol (Novara et al., 2011 ; Laudicina et al., 2015 ; Parras-Alcantara et al., 2015 ; Mukhopadhyay et al., 2016) par sa contribution à la stabilité du sol, l'augmentation de sa capacité de rétention d'eau et la fixation des éléments minéraux et le substrat des micro-organismes dans ce dernier. La teneur en matière organique du sol est influencée globalement par des facteurs climatiques, la végétation, la texture du sol, les conditions topographiques, le microclimat, le drainage et les pratiques culturales (El Oumlouki et al., 2018). Les résultats montrent que les sols étudiés sont pauvres à modérément pauvres en matière organique : 52,6% des sols étudiés sont modérément pauvres. Cela pourrait s'expliquer par l'influence du climat et des pratiques agricoles. En effet, les agriculteurs de la région ne laissent pas beaucoup de résidus de culture sur le sol et n'apportent pas souvent des amendements organiques de façon rationnelle comme le fumier et le compost.

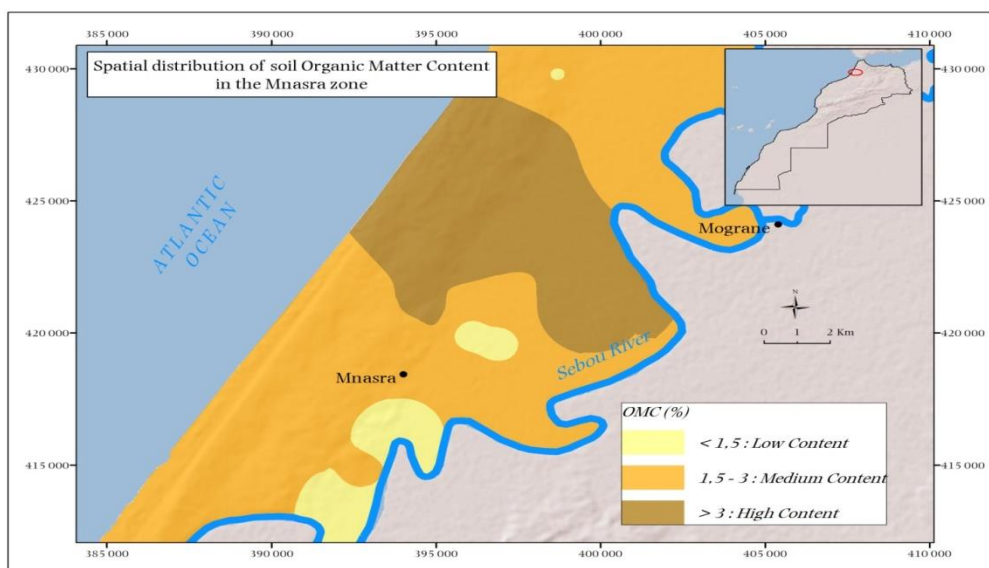


Figure 39. Distribution spatiale de la matière organique du sol dans la zone de M'nasra.

La valeur maximale de la matière organique est de 5% située dans la zone C (P15), à proximité de l'amont de la rivière Sebou (figure 39) vu que la zone NO connaît une activité d'élevage engendrant l'utilisation de fumier et de compost.

c. Salinité du sol

La salinité des sols étudiés a été mesurée par la conductivité électrique (CE) et les résultats sont présentés au tableau 23 et la figure 40. Nous constatons que 100 % des échantillons de sol sont non salins.

Tableau 23. Distribution des classes de salinité des sols de la zone de M'nasra selon les normes de la FAO (FAO, 1988).

Classe de salinité du sol(C)	CEsp(dS/m)	Nombre de sites	% de sites	Effets sur les plantes cultivées
Non-salin	0-2	19	100.0	Effets négligeables
Légèrement salin	2-4	0	0.0	Rendements des cultures sensibles peuvent être limités
Modérément salin	4-8	0	0.0	Restriction des rendements de nombreuses cultures
Fortement salin	8-16	0	0.0	Seules les cultures tolérantes donnent un rendement satisfaisant
Très fortement salin	>16	0	0.0	Seules quelques cultures très tolérantes ont un rendement satisfaisant

La valeur maximale de la salinité est située dans la zone A (P9), en raison de la proximité du rejet de déchets de l'Ouled Berjal (Figure 40). D'autres facteurs peuvent expliquer la salinité, notamment la texture et la structure du sol, l'efficacité du système de drainage et les pratiques culturelles. Par conséquent, les sols des sites étudiés ne présentent pas de graves problèmes de salinité. Néanmoins, une utilisation rationnelle de l'eau d'irrigation saline est nécessaire pour une utilisation durable de ces terres agricoles.

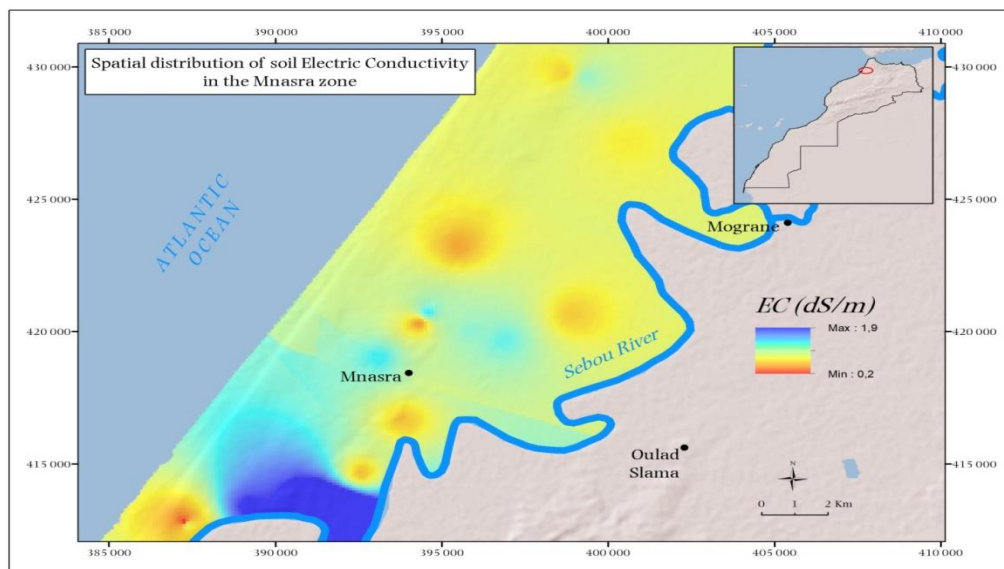


Figure 40. Distribution spatiale de la conductivité électrique du sol dans la zone de M'nasra.

d. Potassium échangeable

Le potassium échangeable est un élément obligatoire pour la croissance des plantes. L'interprétation des niveaux de cet élément dépend de la capacité d'échange cationique du sol (CEC).

Dans notre cas, quelle que soit la valeur de la CEC des sols de la zone d'étude, les niveaux équivalents sont très faibles pour 84,2 % des terres et modérés pour 15,8 % des terres. La teneur du potassium en sol varie entre 0,1 et 129,6 ppm (tableau 22) pour les échantillons de sol situés dans les zones C (P14 et P15) et B (P4), respectivement (figure 41).

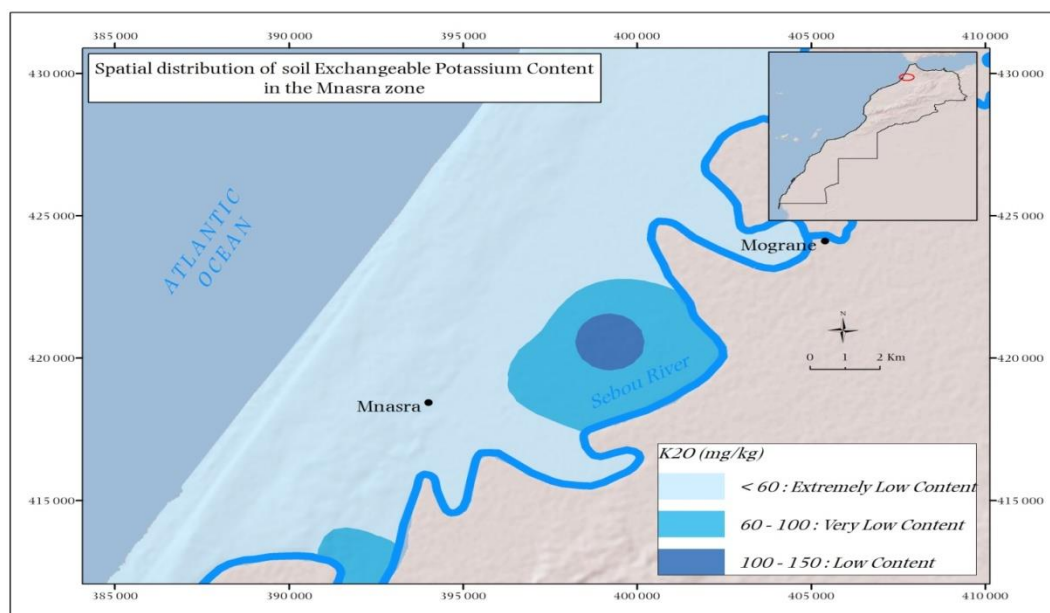


Figure 41 : Distribution spatiale de la teneur en potassium échangeable dans le sol de la zone de M'nasra.

e. Phosphore assimilable

La connaissance de la teneur en phosphore assimilable dans le sol est nécessaire pour optimiser et maintenir une fertilisation durable en fonction des besoins du sol et de la culture. La teneur du sol

varie entre 42,4 et 282,7 ppm (tableau 22). 83,3 % des sols ont des teneurs très élevées en phosphore (Figure 42).

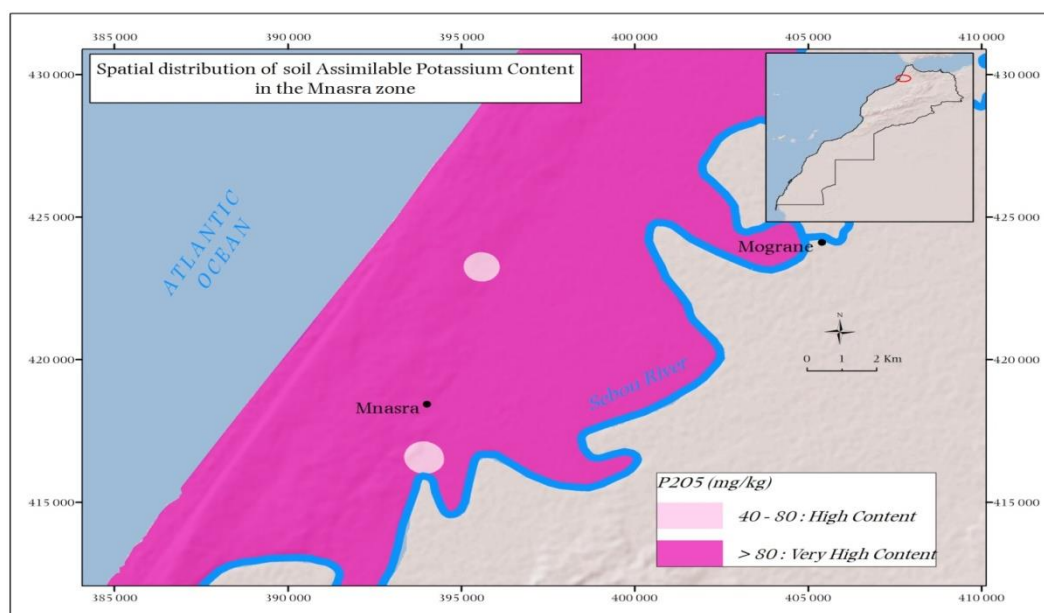


Figure 42. Répartition spatiale du phosphore assimilable dans le sol de la zone de M'nasra.

f. Alcalinité du sol

L'alcalinité du sol est le résultat de l'accumulation de sels solubles dans le sol, en particulier le Na (Day et Ludeke, 1993). L'alcalinité du sol est mesurée à partir de l'ESP qui correspond au pourcentage de sodium échangeable. Selon Badraoui et Merzouk (1994), lorsque l'ESP dépasse 10 %, le sol devient sodique et l'excès de sodium échangeable entraîne la détérioration de la structure du sol par un effet de dispersion sur les colloïdes du sol entraînant une diminution du taux d'aération et d'infiltration.

La sodicité provient de :

- Apport en sodium provenant de l'eau d'irrigation (SAR élevé) ;
- Remontée capillaire des eaux souterraines chargées en Na^+ .

Tableau 24. Distribution des classes d'alcalinité des sols de la région de M'nasra selon les normes de la FAO (FAO, 1988).

Classe d'alcalinité du sol	ESP	Nombre de sites	% de sites
Non à légèrement alcaline	<15	16	84.2
Légère à modérément alcaline	15-30	3	15.8
Modérément à fortement alcalin	30-50	0	0.0
Fortement à très fortement alcalin	50-70	0	0.0
Extrêmement alcalin	>70	0	0.0

Les résultats sont présentés au tableau 24 et à la figure 43. On note que 84,2 % des échantillons de sol sont non alcalins et seulement 15,8 % peuvent être considérés comme légèrement ou modérément alcalins, ces échantillons sont situés près de la rivière Sebou dans la zone A (P7).

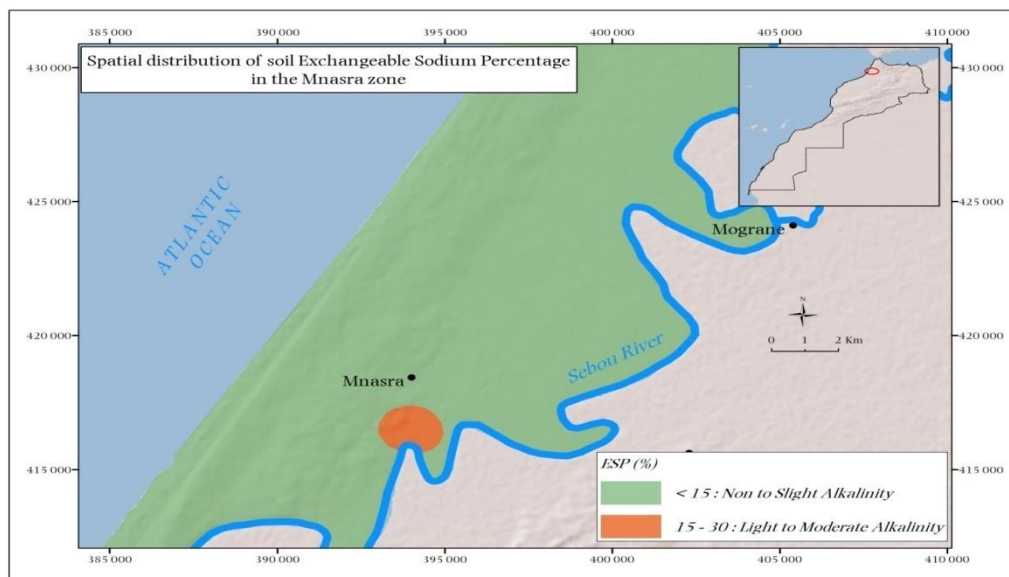


Figure 43. Distribution spatiale de l'ESP du sol dans la zone de M'nasra.

II.4.4.Bilan

L'étude de la qualité physico-chimique des eaux et des sols de la région de M'nasra nous a permis d'évaluer l'état actuel de la qualité des sols et des eaux dans cette région particulièrement connue pour son agriculture intensive.

Des niveaux relativement moyens de salinité des sols ont été observés, compromettant ainsi l'utilisation durable des terres agricoles dans la région. Ce phénomène est accentué par les eaux d'irrigation puisque plus de 61,1% des eaux ont une salinisation légère à modérée, surtout dans la partie amont de la région (zone C).

Le rapport d'adsorption du sodium (SAR) montre un risque minimal d'accumulation de sodium dans le sol, 16,7 % des échantillons étant légèrement alcalins.

Les sols ont en général (68,4%) une teneur en matière organique pauvre à modérément pauvre, tandis que 83,3% des sols ont des teneurs en phosphore très élevées ; en revanche, 84,2% des sols ont une très faible teneur en potassium, principalement en raison de la nature des sols de la région du Gharb et de l'absence de contrôle des engrais minéraux.

La majorité des échantillons de sol sont non alcalins et seulement 15,8 % peuvent être considérés comme légèrement ou modérément alcalins.

Une surveillance continue de la qualité du sol est nécessaire pour éviter une dégradation excessive de cette ressource. Le présent travail est une première étape pour l'étude de la qualité de l'eau et du sol dans la région du Gharb. Des études plus approfondies devraient être menées dans la zone d'étude sur les aspects et les disciplines liés à la qualité de l'eau et du sol afin de mieux interpréter les résultats dans le contexte de la stratégie de gestion des terres et des eaux.

II.5. Variation des teneurs des métaux lourds dans les eaux souterraines

II.5.1. Introduction

La présence de métaux lourds dans les eaux d'alimentation peut causer des risques sanitaires graves pour les utilisateurs. En effet, les comportements de chacun de ces éléments dans les eaux souterraines, dépendent de plusieurs facteurs, tels que la structure du sol, la variation saisonnière, ainsi que d'autres paramètres physico-chimiques, soit des eaux ou du sol traversé (Momot et Synzynys, 2005 ; Zheng et al., 2007). Les résultats présentés dans le tableau 25 montrent, les variations des valeurs maximales, les concentrations et les moyennes des métaux lourds entre les deux saisons : l'été et l'hiver en se référant aux normes (à l'exception du Cu et Zn dont les valeurs ne dépassent pas les normes). En effet, ce même tableau comporte, le pourcentage des puits qui dépassent les valeurs limites de l'OMS pour chacun des éléments. On peut conclure que la zone C est la moins polluée, avec des valeurs enregistrées inférieures aux valeurs limites de l'OMS (Gordon, 2008), à l'exception du Cd, Pb en saison d'été, et Ni en deux saisons, suivi par la zone A, avec des teneurs dépassant les valeurs limites, pour le Cd, Ni et le Pb, pour les deux saisons. Quant à la zone B, quatre éléments dépassent les valeurs limites le Cr pendant l'été et le Cd, Ni et le Pb, lors des deux saisons. Les eaux souterraines de cette dernière zone, sont donc un peu plus polluées que les deux autres.

II.5.2. Cartographie et distribution spatio-temporelle

En particulier les métaux lourds connu par leur toxicité, la présence du cadmium et du plomb dans les eaux d'alimentations ou dans les plantes pourrait causer des problèmes de santé. Leur apport dans l'eau d'alimentation a été déterminé comme une cause de l'insuffisance rénale (Martin et Griswold, 2009). D'une part, la concentration élevée du plomb accumulé au fil du temps dans le corps humain peut être à l'origine de plusieurs causes de déséquilibre de l'organisme, tels que des dommages au système nerveux central, des troubles des reins et du cerveau (Martin et Griswold, 2009 ; Mudgal et al., 2010 ; Wani et al., 2015). Le Pb en forte concentration peut provoquer une fausse couche chez les femmes enceintes et peut endommager les organes de reproduction chez les hommes. D'autre part, le Cd consommé via l'eau est accumulé dans le corps, en particulier au niveau des reins et peut causer un déséquilibre rénal. De nombreuses études (Farag, 2000 ; Momot, and Synzynys, 2005 ; Jaishankar et al., 2014) ont signalé que les personnes exposées constamment à la contamination du Cd, manifestent des maladies comme le cancer, des maladies cardiovasculaires, des dysfonctionnements rénaux et des maladies osseuses.

Pour le cadmium, les concentrations trouvées dans la région de M'nasra (tableau 25) sont en dessus de la valeur limite de l'OMS (Gordon et al., 2008) à l'exception de la zone C (en hiver). A partir des cartes de distribution (Figure 44), on constate une forte accumulation du Cd dans le Sud-Ouest et en milieu de la zone de M'nasra, qui est indépendante des variations saisonnières. Cette forte accumulation du Cd est précisément trouvée sur le puits P1 et son voisinage, mettant en évidence une possible source constante de la pollution. Ce qui nécessite une étude approfondie afin de mettre en lumière l'origine exacte de cette contamination.

Tableau 25: Valeurs maximales, minimales, moyennes (mg/l) et le pourcentage des puits qui excèdent les limites des normes nationales et internationales pour les métaux lourds dans les eaux souterraines.

N ^a =18		Zone A		Zone B		Zone C		Normes (mg/l)
		N=6		N=8		N=4		
		Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	
Cd	Rang	0,001-0,004	0,001-0,003	0,00-0,004	0,001-0,005	0,00-0,002	0,002-0,005	0,003
	Moy.	0,002	0,002	0,002	0,003	0,001	0,003	
	%excès	16.67%	66.67%	25%	50%	0%	25%	
Cr	Rang	0,002- 0,040	0,013-0,048	0,003- 0,047	0,031-0,058	0,033-0,043	0,025-0,039	0,05
	Moy.	0,021	0,035	0,021	0,042	0,037	0,032	
	%excès	0%	0%	0%	25%	0%	0%	
Cu	Rang	0,01-0,04	0,00-0,01	0,00-0,02	0,00-0,00	0,01-0,01	0,00-0,01	2
	Moy.	0,027	0,002	0,011	0,00	0,01	0,003	
	%excès	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
Fe	Rang	0,03- 0,05	0,05-0,08	0,01-0,03	0,02-0,08	0,01-0,03	0,06-0,07	0,3
	Moy.	0,04	0,06	0,02	0,045	0,022	0,068	
	%excès	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
Mn	Rang	0,00-0,00	0,00-0,01	0 ,00-0,00	0,00-0,01	0,00-0,01	0,00-0,01	0,4
	Moy.	0,00	0,007	0,00	0,003	0,005	0,005	
	%excès	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
Ni	Rang	0,02-0,09	0,04-0,07	0,01-0,08	0,03-0,07	0,01-0,04	0,04-0,07	0,02
	Moy.	0,063	0,053	0,051	0,043	0,025	0,05	
	%excès	83.33%	100%	87.5%	100%	50%	100%	
Pb	Rang	0,00-0,02	0,00-0,02	0,00-0,06	0,00-0,05	0,00-0,01	0,03-0,05	0,01
	Moy.	0,003	0,012	0,02	0,02	0,0075	0,035	
	%excès	16.67%	33,33%	37.5%	50%	0%	100%	
Zn	Rang	0-0.04	0,00-0,01	0,00-0,02	0,00-0,01	0,00-0,02	0,00-0,01	3
	Moy.	0,015	0,002	0,01	0,001	0,01	0,003	
	%excès	0%	0%	0%	0%	0%	0%	

N^a= nombre total d'échantillons dans 3 zones

% excès = pourcentage des sites qui dépassent les normes (CCME, 2008 ; ESRD, 2014 ; Abdullah et al., 2015).

Un changement de la distribution de concentration peut être observé dans la partie milieu Est de la zone (Figure 44), avec des teneurs en Cd plus élevées. La diminution des concentrations dans certains puits est probablement due aux processus de dilution, ou de non contamination. Sur l'ensemble de la région de M'nasra, les valeurs du Cd varie de 0,00 – 0,005 mg/L en saison d'été. Lors de cette saison, les puits ayant des concentrations qui sont au-dessus de la valeur limite proposée par l'OMS, représentent 27,78%. Alors qu'en saison d'hiver le pourcentage des puits qui dépassent les normes est de 16,67%, avec des valeurs minimales et maximales de 0,00 et 0,004 mg/L (Figure 45). Cette légère diminution du nombre des puits contaminés par le cadmium dans l'eau pendant la saison de pluie est due probablement au fait de la remobilisation des éléments minéraux dans les sols ou des horizons plus profonds.

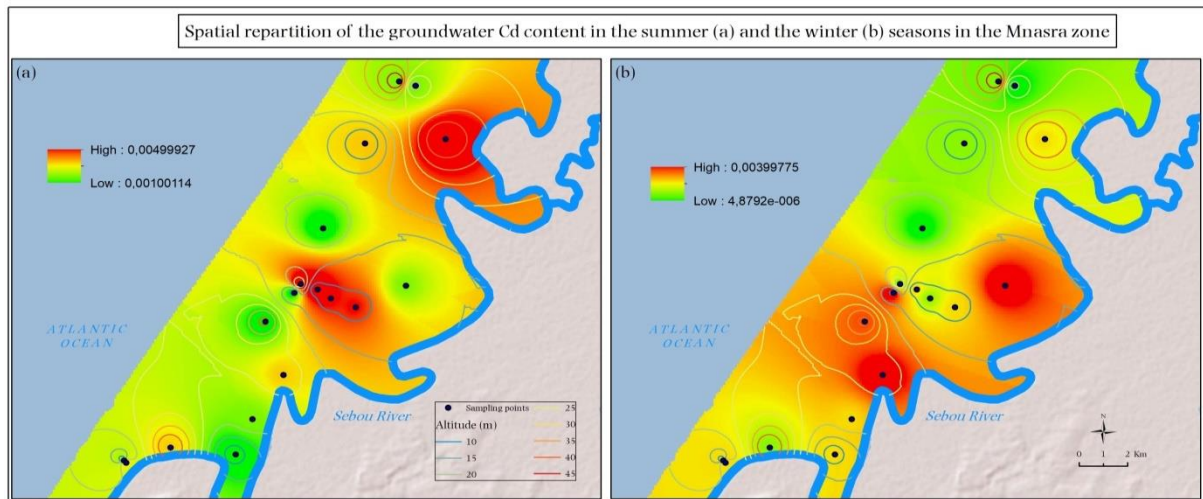


Figure 44: Cartes de distribution des concentrations de Cd dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, Maroc : (a) été, et (b) hiver.

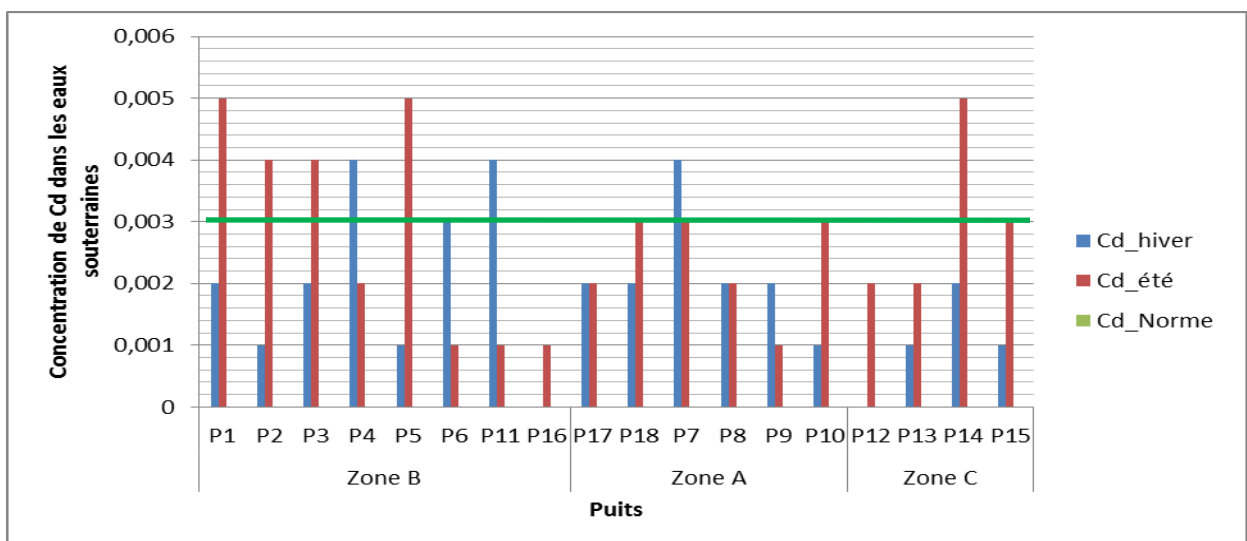


Figure 45: Distribution spatio-temporelle de Cd dans la zone M'nasra.

Les concentrations de Pb (tableau 25) dépassent la valeur limite de l'OMS (Gordon et al, 2008) sauf en hiver pour la zone C. En revanche, le nombre de puits contaminés diminue en hiver, avec seulement 22,22%, alors qu'en été ils sont de 55,56%, à cause de la dilution lors de la saison des pluies. Les sites contaminés sont observés dans la zone C, où des concentrations plus élevées peuvent être observées lors des deux saisons (Figures 46 et 47), et peuvent être expliquées par les activités agricoles ou de trafics routiers (un des principaux origines du Pb)(Roychoudhury et Petersen ,2014). Les puits P4, P11 et P12 (tableau 35 annexe) correspondent aux puits de contamination observée, et devraient être inclus dans un programme de surveillance permanent. Il faut noter que les valeurs observées varient entre 0,00 et 0,06mg/L. Les zones B et C semblent être les seules touchées par une forte contamination par le Pb, et cette pollution, proviendrait probablement du trafic routier ou des retombés atmosphériques (El Khodrani et al., 2019).

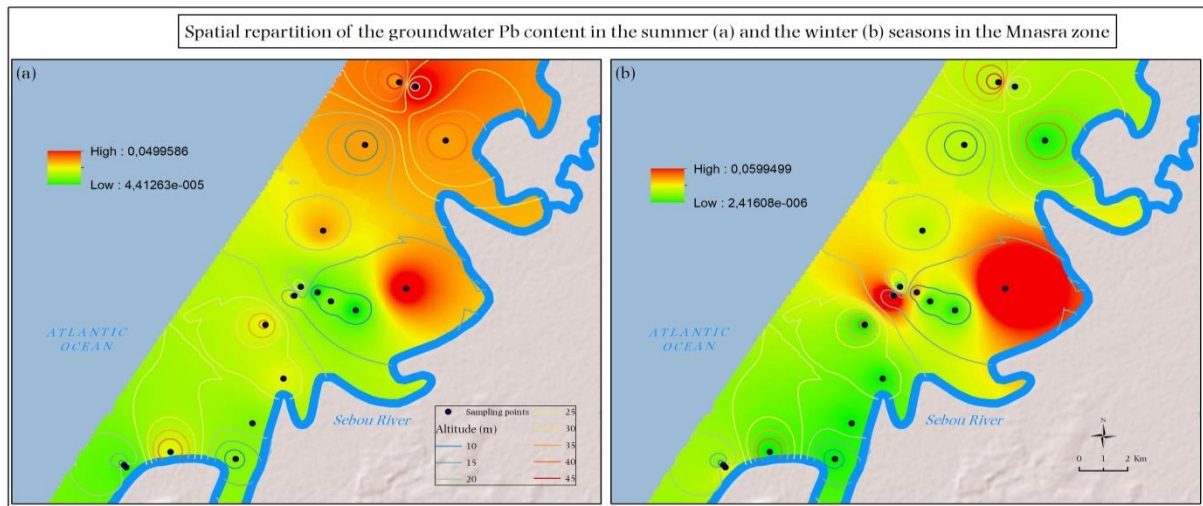


Figure 46: Cartes de distribution des concentrations de Pb dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

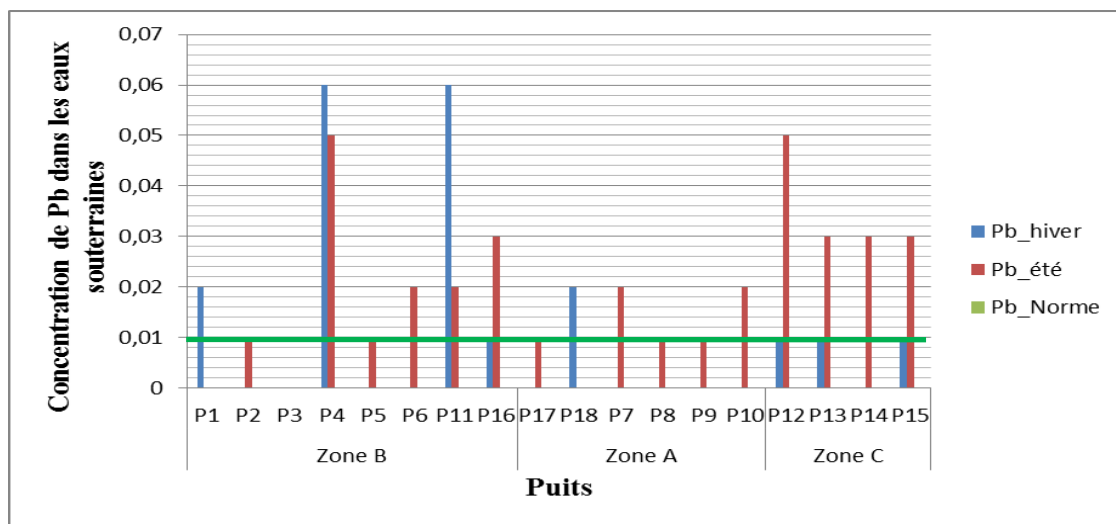


Figure 47: Distribution spatio-temporelle de Pb dans la zone M'nasra.

Dans la zone de M'nasra, les plus fortes concentrations de nickel, lors des deux saisons (tableau 25), ont été trouvées dans des échantillons prélevés dans les zones A et B. Les teneurs en nickel sont plus importantes en été qu'en hiver (tableau 25), et on observe que dans les trois zones, il y a des puits où les valeurs dépassent 0.02 mg/kg, la valeur guide de l'OMS (WHO, 1998 ; Gordon, 2008).

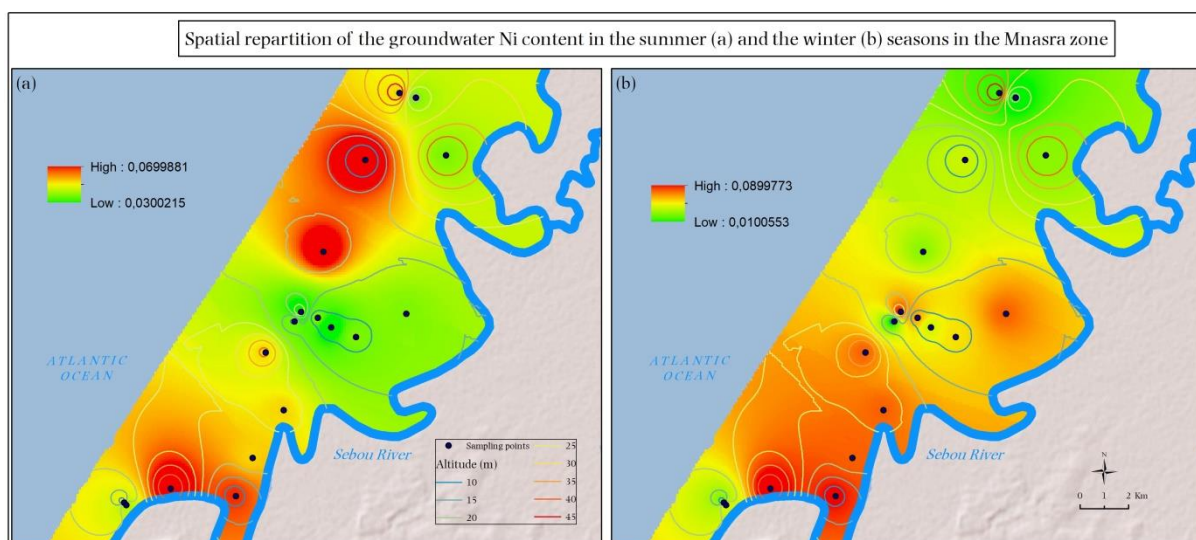


Figure 48: Cartes de distribution des concentrations de Ni dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Sur l'ensemble de la zone de M'nasra, les valeurs minimales et maximales varient de 0,03-0,07 mg/L avec 100% des puits qui ont des valeurs qui dépassent la valeur guide, pendant la saison d'été, tandis que les valeurs minimales et maximales varient de 0,01-0,09 mg/L avec 73.6% des sites qui ont des valeurs qui dépassent légèrement la valeur guide de l'OMS, pendant la saison d'hiver (Figure 49).

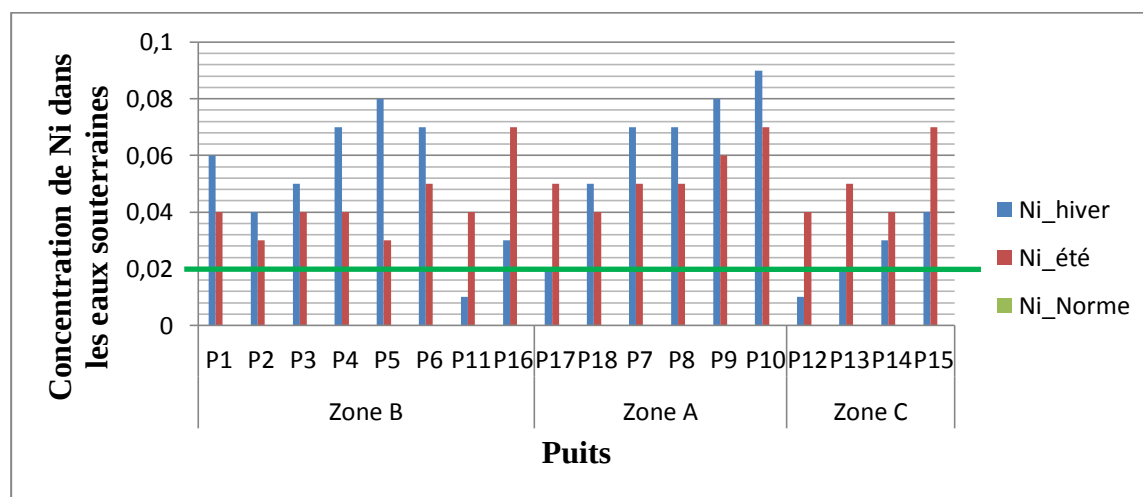


Figure 49: Distribution spatio-temporelle de Ni dans la zone M'nasra.

Pour le cas du Cr, dans la zone de M'nasra, les concentrations mesurées (tableau 25) dépassent le seuil de l'OMS seulement au niveau de la zone B en été avec 25 %. Aussi, au niveau des zones A et C, les variations entre les deux saisons ne sont pas significatives, et il faut préciser que les teneurs importantes en chrome se trouvant dans la zone B (Puits P6, P5 et P4) pourraient avoir diverses origines, les retombées atmosphériques, et les activités industrielles (tannerie au niveau de la ville de Fès pour la transformation de la peau animale en cuir, est rejeté dans le bassin hydraulique de SEBOU dans la plaine du GHARB) (El Khodrani et al., 2019).

A partir des cartes de distribution (Figures 50 et 51), on constate une tendance un peu similaire vis à vis de la distribution du nickel. Quand on considère l'ensemble des sites de prélèvement, les valeurs varient de 0,013 à 0,058mg/L en été, alors qu'en hiver les valeurs oscillent entre 0,002 et 0,047mg/L.

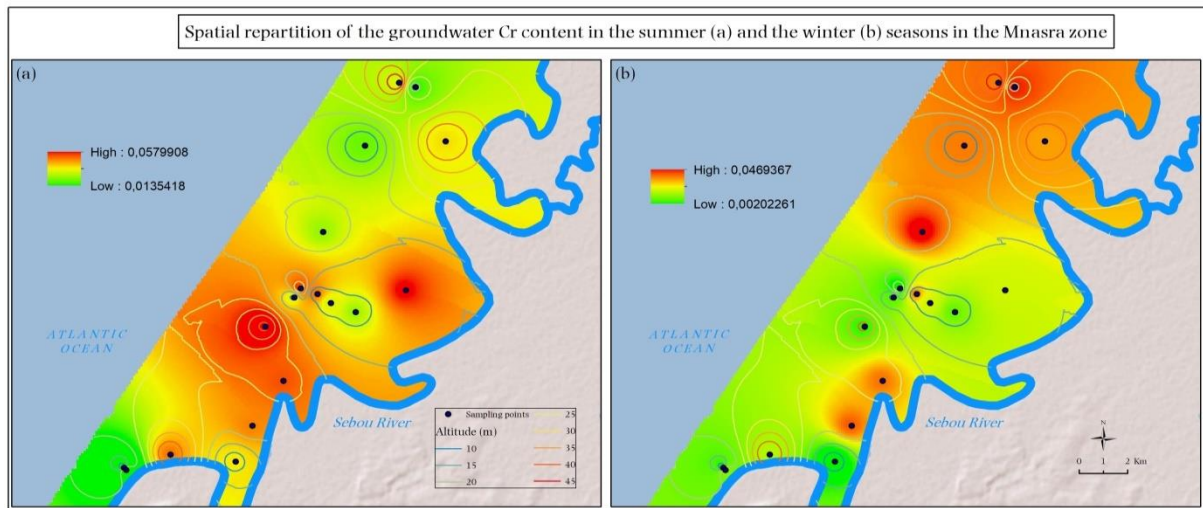


Figure 50: Cartes de distribution des concentrations de Cr dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

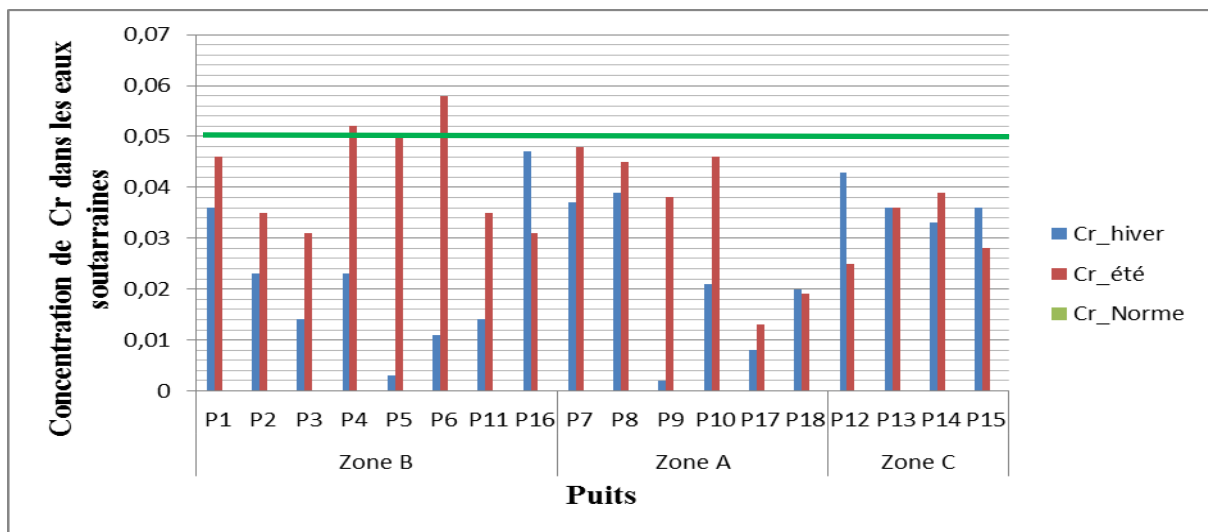


Figure 51: Distribution spatio-temporelle de Cr dans la zone M'nasra.

En général, les métaux lourds prennent sources dans les activités anthropiques et dans les roches terrestres. De ce fait, il est fort probable qu'ils s'infiltrèrent progressivement dans les eaux souterraines. Cette infiltration dépend principalement des caractéristiques des sols traversées, ou de la profondeur de chaque puits.

II.5.3. Bilan

L'analyse des métaux lourds, dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra montre une contamination est si importante, qui est liée à la contamination des sols agricoles de la même région. En comparant les teneurs en métaux analysés dans les eaux avec les valeurs limites selon l'OMS, on trouve que le Cd, le Ni et le Pb, dans la majorité des puits, sont au-dessus des dites valeurs. Compte tenu des valeurs guides de l'OMS (Gordon et al., 2008), les classements des métaux lourds en ordre décroissant dans la région sont comme suit : Ni>Pb>Cd>Cr>Fe>Mn>Zn>Cu pendant la saison d'été, tandis que pendant la saison d'hiver, l'ordre décroissant est différent : Ni>Pb>Cd>Cr>Fe> Cu>Zn>Mn.

Compte tenue des zones (A, B et C), les variations des concentrations des métaux vis-à-vis de la distribution spatiale ont été observées. Les métaux sont plus présents successivement dans la zone B, puis dans la zone A et la zone C. cette dernière zone semble bien moins contaminée que d'autres zones. Seulement, dans cette même zone, nous observons une forte concentration de Cd pendant la saison d'été. Cependant, les teneurs en Cd sont importantes au niveau de puits P14 qui est près de Oued Sebou, et pourrait avoir comme origine les déchets agricoles et alimentaires.

Quant aux autres éléments, ils proviendraient, probablement, de l'utilisation des produits chimiques dans l'agriculture, surtout dans les deux premières zones où les activités agricoles sont importantes. Des variations temporelles importantes du Cd, Pb et pour le Ni sont observées de la saison d'été à la saison de l'hiver. Le pourcentage des sites contaminés passe de 47,22% à 20.83% pour le Cd, de 61,11% à 27,08% pour le Pb et de 100% à 73.61% pour le Ni. Pour que les métaux lourds atteignent les eaux souterraines, plusieurs facteurs interviennent à savoir le pH, le potentiel redox et la présence de matière organique dans les sols (Council E.U., 2004; Mwegoha et Kihampa, 2010; Malassa et al., 2014).

II.6.Variation des teneurs des métaux lourds dans les sols agricoles

II.6.1. Introduction

L'intensification de l'application excessive des produits agrochimiques dans l'agriculture serait à l'origine de l'enrichissement des sols des milieux agricoles par des métaux lourds. Chaque type de produit agrochimique souvent utilisé peut contenir des métaux à savoir le Cd, le Pb, le Mn, le Zn dans des engrais chimiques; le Cu, le Mn, le Pb, le Zn dans des pesticides; le Cd, le Cu, le Pb, le Ni, le Zn dans des fumiers (Wuana et Okieimen ,2011 ; Nshimiyimana et al., 2014). En raison de leur caractéristique, la plupart des métaux ne subissent pas la dégradation microbienne ou dégradation chimique dans le sol où ils sont déposés. De ce fait, le sol, selon ses caractéristiques physique/chimiques peut les conserver ou les transférer dans d'autres milieux environnementaux. Dans les sols agricoles, le transfert des métaux lourds se fait principalement par absorption par les plantes, le transfert dans l'air, ou le transfert vertical à des couches plus profondes du sol et/ou des eaux souterraines surtout lors de la période des pluies (Rajmohan et al., 2014 ; Nshimiyimana et al.,2014).

Par conséquent, en cas de contamination du milieu agricole, les êtres humains seraient en contact avec des métaux lourds à travers la chaîne alimentaire (sol-plante-homme, ou sol plante-animal-homme), par l'inhalation ou par la consommation de l'eau de puits (Al-Jaboobi et al., 2014). Les résultats de l'analyse du sol présentés dans le tableau 26, montrent que seuls les métaux cadmium, chrome, cuivre, nickel et zinc, présentent des valeurs qui dépassent les valeurs de la norme internationale (en se référant aux valeurs du Canada), alors que d'autres métaux, comme le plomb, et le manganèse, sont en dessous du seuil du CCME. Dans ce tableau, il est montré que les valeurs maximales, minimales et les valeurs des concentrations moyennes varient entre deux saisons, l'été (saison sèche) d'une part et l'hiver (saison humide) d'une autre part. On constate toujours des valeurs de concentrations moins importantes dans la zone C pour tous les éléments, alors que les valeurs de ces éléments sont importantes dans les deux autres zones d'études à savoir la zone A et la zone B.

Les concentrations maximales et minimales et les concentrations moyennes pour les métaux lourds, déterminés dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, sont résumées dans le tableau 26, ainsi que les pourcentages (%) des sites qui ont des valeurs qui dépassent les valeurs guides sur le total des échantillons.

II.6.2. Cartographie et distribution des métaux lourds dans les sols agricoles

a. Cadmium

Le cadmium est apporté dans le sol agricole, soit par les produits agrochimiques comme les fertilisants, et fumiers (Wuana et Okieimen, 2011 ; Dharma-wardana et al., 2018) soit par les retombés atmosphériques. Ensuite le devenir de ce produit dépendrait de plusieurs facteurs du milieu du sol (pH, potentiel redox, etc.). Dans la zone de M'nasra, le Cd varie de 0,00-1,10 mg/kg en saison d'hiver et de 0,40-1,60 mg/kg en saison d'été.

On constate, en effet, que 16.7% des sites de prélèvement pendant la saison d'été dépassent les valeurs limites (1,4 mg/kg) préconisées pour le sol agricole, selon les directives du Conseil Canadien pour la protection de l'environnement (CCME ,2007). En revanche, si on considère la valeur guide, selon les directives de l'Union Européenne de 2 mg/kg (arrêté du 8 Janvier 1998) (Commission de l'Union Européenne, 1998 ; Council of the European Union ,2004), il n'y a pas un dépassement de la norme (2 mg/kg) dans les sites de la zone de M'nasra.

Tableau 26: Valeurs maximales, minimales, moyennes (mg/Kg) et le pourcentage des sites qui excèdent les limites des normes nationales et internationales pour les métaux lourds des sols agricoles, zone de M'nasra.

N ^a =18		Zone A		Zone B		Zone C		Normes (mg/Kg)
		N=6		N=8		N=4		
		Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	
Cd	Rang	0,00-1,00	0,80-1,60	0,00-1,10	0,40-1,60	0,00-0,70	0,70-1,19	1,4
	Moy.	0,43	1,33	0,36	0,70	0,33	0,97	
	%excès	0.00%	33.33%	0.00%	12.5%	0.00%	0.00%	
Cr	Rang	50- 1543	50,6-121,7	60- 2993	58 ,4-134,8	50-1098,9	61,1-222,5	64
	Moy.	516,77	76,65	502,88	93,33	318,36	117,82	
	%excès	66,67%	50%	87,5%	75%	50%	75%	
Cu	Rang	18-127	36-131	9-357	21-83	15-62	39-76,33	100
	Moy.	45,67	76,67	70,88	46,63	35,75	61,08	
	%excès	16.67%	33,33%	12,5%	0%	0%	0%	
Mn	Rang	450-1030	740-1530	310-690	450-1290	415-800	620-974,44	
	Moy.	635	1003,33	540	777,5	601,25	806,11	
	%excès	-	-	-	-	-	-	
Ni	Rang	22-1489	44-125	47-243	43-172	49-86	39-813	50
	Moy.	314,5	80,5	176,75	101,25	70,63	285,23	
	%excès	87.5%	75%	83,33%	83,33%	75%	75%	
Pb	Rang	19-50	11-33	0-22	2-146	5-26	4-28,67	70
	Moy.	28,67	23,50	8,5	44,25	14,25	21,42	
	%excès	0,00%	0,00%	0,00%	12.5%	0,00%	0,00%	
Zn	Rang	0-2400	0,50-240	600-2800	27-290	1100-1850	81-190	200
	Moy.	1583,33	135,17	1700	132,5	1493,75	126,13	
	%excès	83.33%	16.67%	100%	12.5%	100%	0%	

Comme le montrent les cartes de distribution (Figure 52), pendant la saison d'été les concentrations du Cd sont beaucoup plus importantes au Sud-Ouest (zone A) mais tendent vers le centre de la région d'étude (zone B), tandis qu'en saison d'hiver la partie centrale ne semble pas avoir des concentrations élevée en Cd.

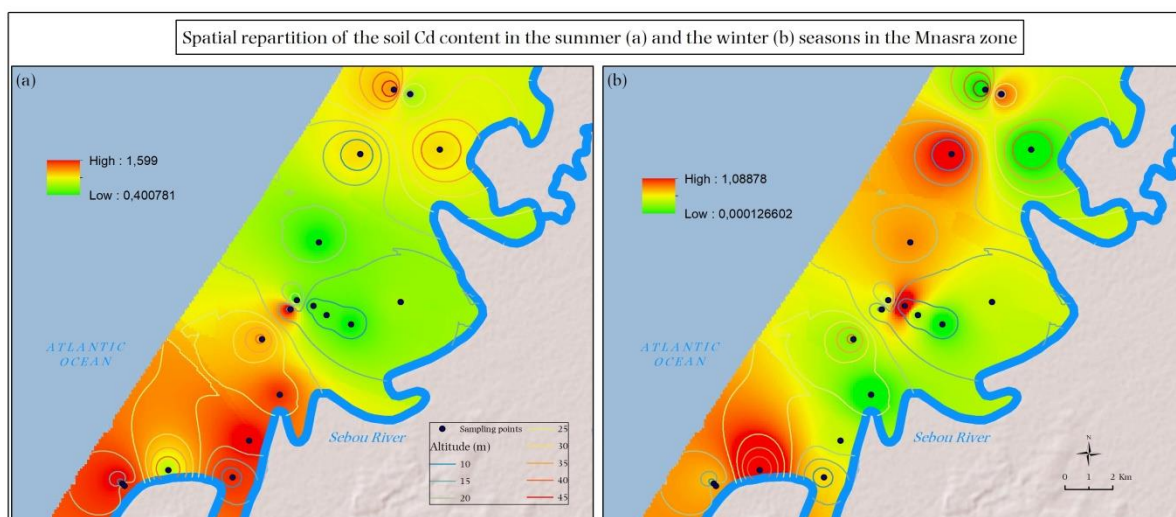


Figure 52: Cartes de distribution des concentrations du Cd dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Dans le tableau 26, les concentrations de Cd sont rangées dans chacune des trois zones et comparées à la valeur guide fixée par le Conseil Canadien pour la protection de l'environnement (CCME, 2007). Cette valeur est montrée sur la figure 53, pour la comparer aux concentrations de chaque site de prélèvement.

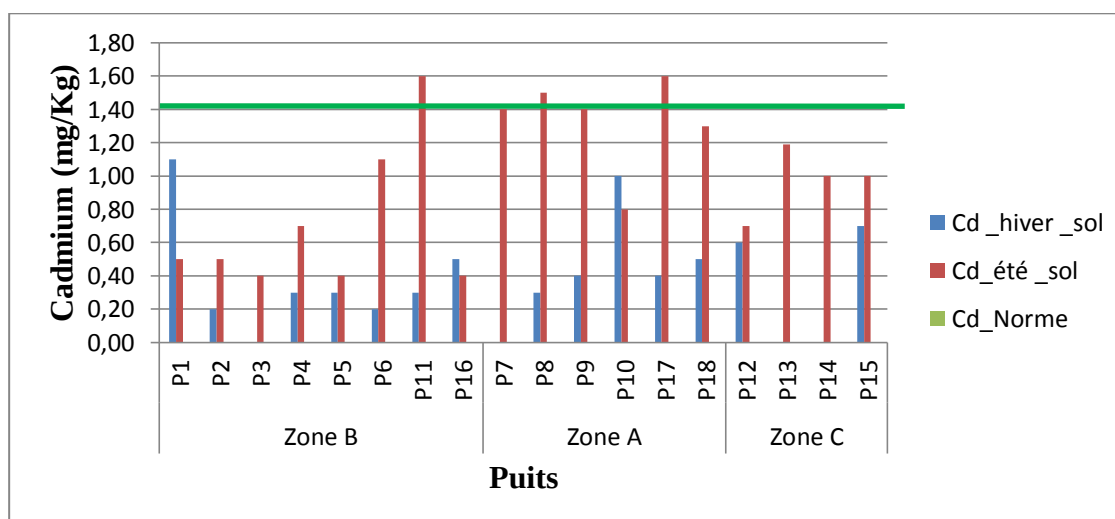


Figure 53: Distribution spatio-temporelle du Cadmium dans la zone de M'nasra.

On constate en effet, quelques fortes concentrations dans la zone B, mais aussi dans la zone A. Les faibles concentrations se trouvent dans la zone C. Il faut noter que dans les deux premières zones, on cultive beaucoup les cultures vivrières, comme les légumes et les céréales. De ce fait, le cadmium proviendrait, probablement, des produits agrochimiques utilisés dans la région et sa concentration évolue du Sud-Ouest au Nord-Est.

b. Chrome

L'analyse du chrome, dans le sol agricole de la zone de M'nasra, montre qu'il y est présent, avec risque remarquable, surtout qu'il présente des valeurs qui sont au-dessus de la valeur guide (64 mg/kg) selon le Conseil Canadien pour la protection de l'environnement (CCME, 2007).

Sur l'ensemble de la région, la concentration du chrome varie de 50,6 à 222,5mg/kg en saison d'été, alors qu'en hiver les concentrations de chrome oscillent entre 50 et 2993 mg/kg.

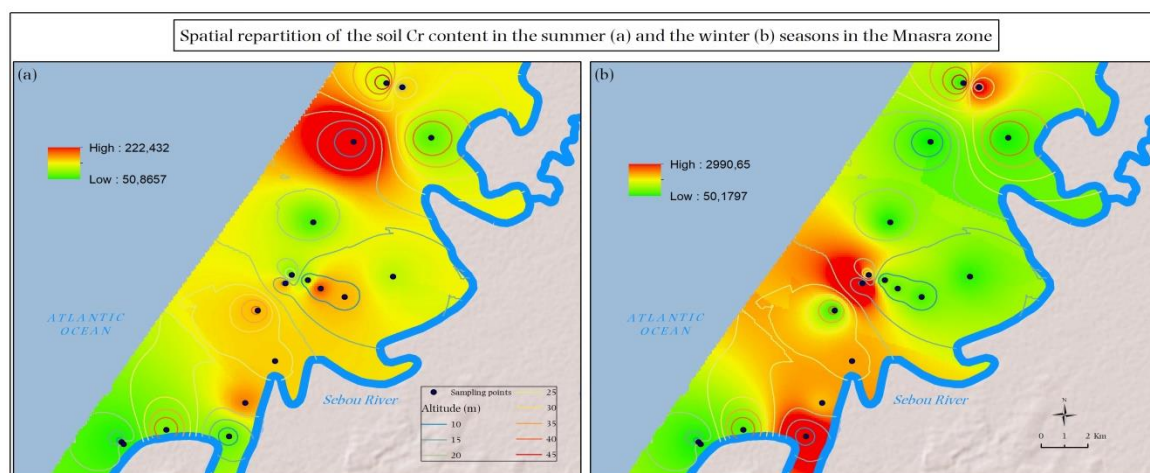


Figure 54: Cartes de distribution des concentrations du Cr dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, Maroc :(a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

La distribution sur les cartes (Figure 54) montre justement qu'elles sont de couleur rouge, ce qui signifie que la concentration du chrome sur toute la région est si importante. Les valeurs maximales ont été trouvées dans la partie milieu et Sud Est de la zone de M'nasra (zones B et A) en hiver, mais aussi sur le site P15 (zone C) en été. On constate en effet, qu'il y a une différence significative entre les deux saisons. Considérant les zones d'étude, il y a une très grande différence, d'une région à une autre. Néanmoins, on observe une valeur maximale au niveau des sites P11, P9 et P12 (zones B, A et C) en hiver et des valeurs légèrement importantes sur les sites P15 et P2 (zone C et B) en saison d'été (Figure 55).

Selon, Abderrazzak (2012), le Cr serait plus difficilement détectable en été qu'en hiver. Selon El Khodrani et al., (2019), la contamination des sols par le Cr est d'origine anthropique à travers les activités industrielles.

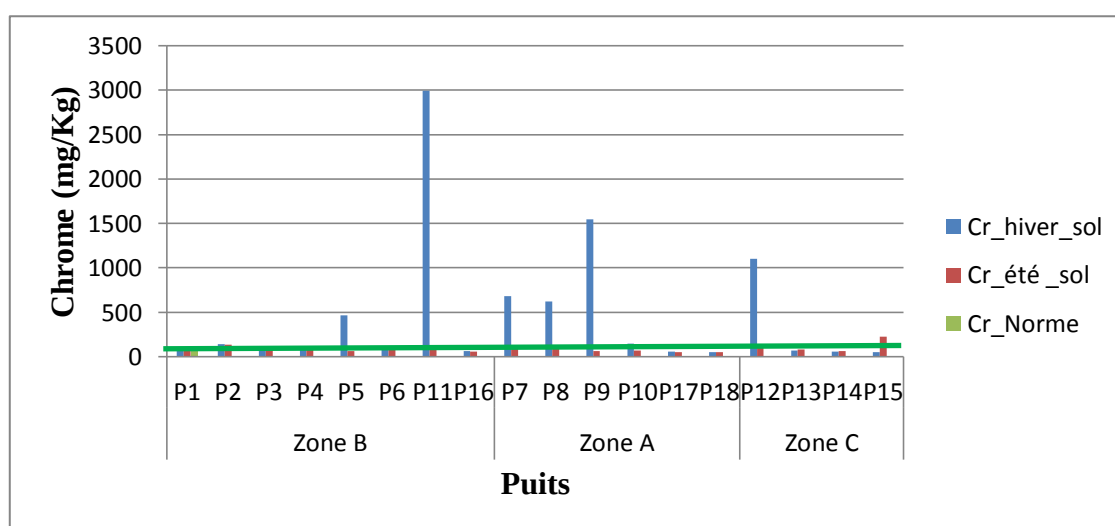


Figure 55: Distribution spatio-temporelle du chrome dans la zone de M'nasra.

c. Cuivre

Les sols agricoles sont enrichis en cuivre par l'utilisation abusive de certains fertilisants et des produits agrochimiques tels que les insecticides, les fongicides, les algicides qui sont à la base de sels de cuivre, notamment les sulfates de cuivre ou autres fertilisants (Li et al., 2008). Les teneurs en cuivre dans les sols de la zone de M'nasra sont un peu importantes. La zone A est la plus contaminée lors deux saisons (été et hiver) (Figures 56 et 57), suivie par la zone B pendant la saison d'hiver, mais toutes les valeurs de la zone C sont en dessous du seuil 100 mg/kg proposé par le Conseil Canadien pour la protection de l'environnement et le Conseil de l'Union Européenne (directive 86/278/EEC) (CCME, 2007 ; Council of the European Union, 2013).

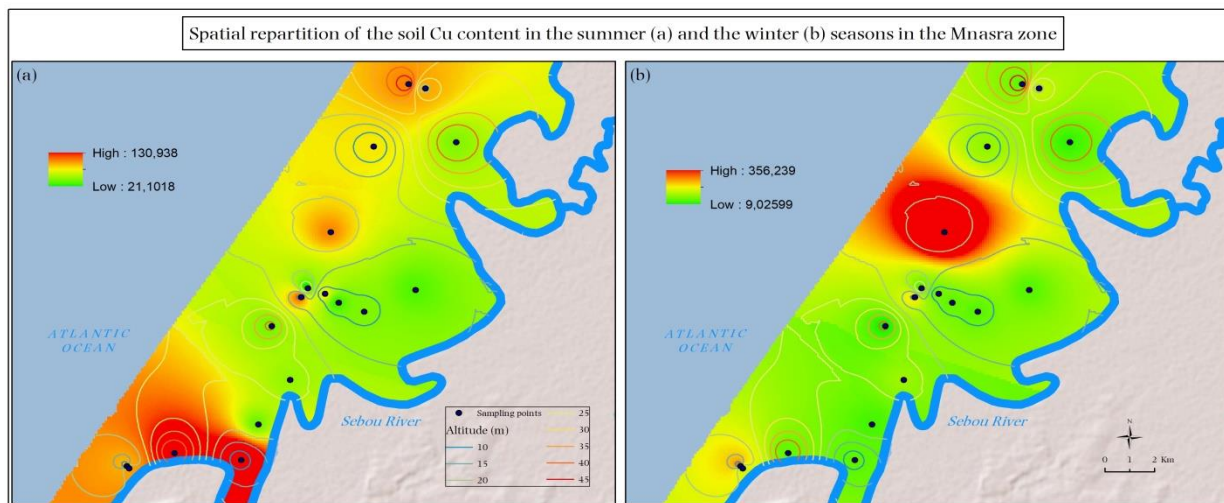


Figure 56: Cartes de distribution des concentrations du Cu dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

La distribution sur les cartes (Figure 56) montre une présence du cuivre importante dans la partie Sud Est de la zone de M'nasra. Les teneurs en cuivre ne sont pas importantes par rapport à la valeur guide. Cependant les valeurs maximales ont été observées pendant la saison d'hiver que dans la saison d'été. Dans les trois zones, la différence des valeurs n'est pas trop significative. Les valeurs minimales et maximales sont présentées dans le tableau 26 pour montrer une variation d'une zone à l'autre. De même les deux saisons ne présentent pas une grande différence.

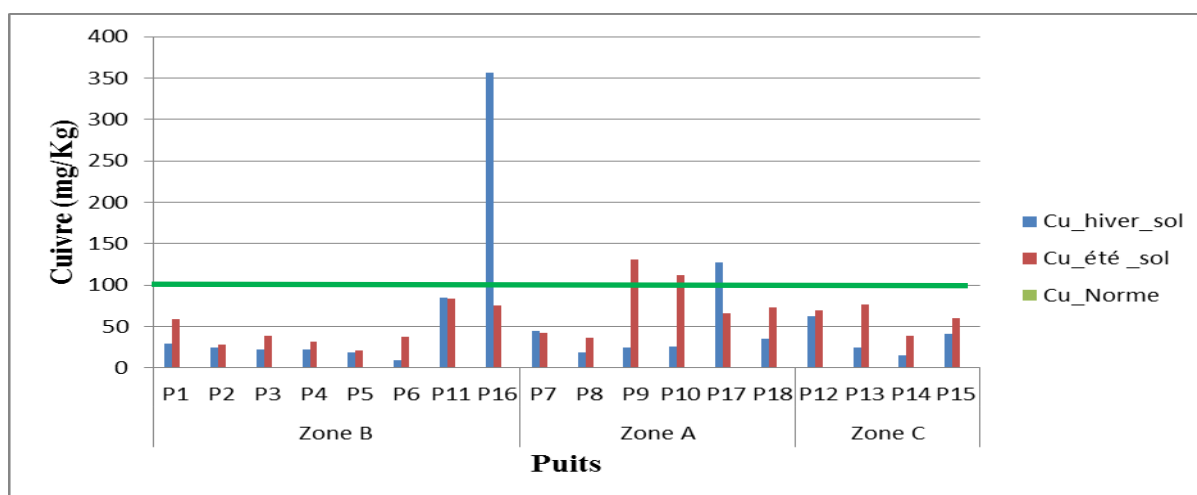


Figure 57: Distribution spatio-temporelle du cuivre dans la zone de M'nasra.

Sur l'ensemble de la zone de M'nasra les valeurs extrêmes sont rangées de 9,0 – 357,0 mg/kg dans le sol en saison d'hiver, alors qu'en saison d'été les valeurs varient de 21,0 - 131,0 mg/kg. Il faut noter que le cuivre ne semble avoir aucun risque pour les habitants de la région vue sa faible teneur (à l'exception de P16 en hiver).

d. Nickel

Les variations de nickel en général sont fonction des roches mères, type de sol, degré des teneurs en fractions fines (argiles) et des teneurs en humus (Pinta et Aubert, 1971). Le Ni dans le sol est fortement associé aux oxydes de fer et de manganèse et aux carbonates (Aydinalp et Marinova, 2003). Dans la zone de M'nasra, les concentrations de nickel sont en dessus de la valeur limite (50 mg/kg) selon le Conseil Canadien pour la protection de l'environnement (Zghibi et al., 2013) et le Conseil de l'Union Européenne (Horst et al., 2011).

Les cartes de distribution (Figure 58) montrent une présence importante de nickel dans les parties Sud et milieu de la zone de M'nasra pendant la saison d'hiver, cela est due probablement à la valeur extrêmement importante sur les sites P10 (zone A) et P11 (zone B). Les valeurs sont si importantes que nous supposons une contamination lors de l'analyse. En général les teneurs en nickel sont élevées par rapport à la valeur guide établi séparément (de CCME Canada et de EEC Europe).

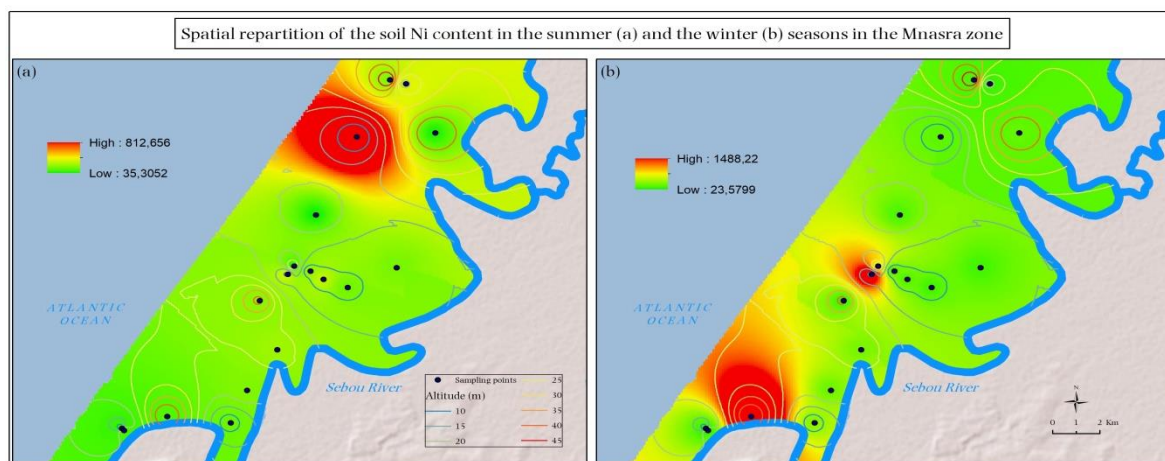


Figure 58: Cartes de distribution des concentrations du Ni dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Les valeurs extrêmes pour le nickel dans la zone de M'nasra varient de 39 – 813 mg/kg en été, et de 22– 1489 mg/kg en hiver. Nous constatons aussi que dans la zone A, les concentrations de Ni sont très importantes par rapport aux autres zones, bien qu'elles soient au-delà de la limite de contamination (50 mg/kg) (Figure 59), suivie par la zone B avec 83.33% des valeurs qui dépassent la valeur limite (50mg/kg). Il faut noter que les activités agricoles sont très importantes dans ces deux zones.

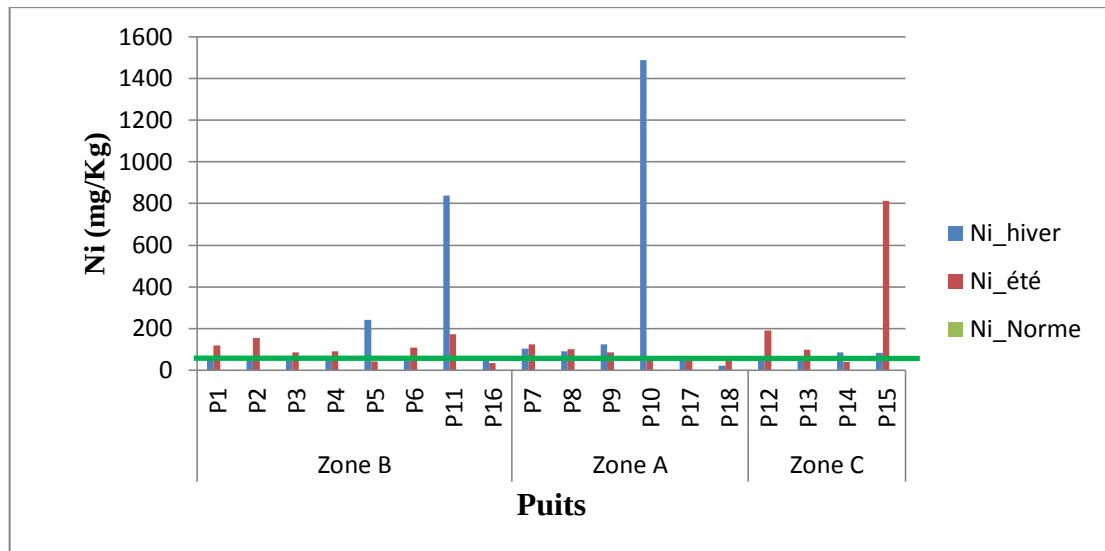


Figure 59: Distribution spatio-temporelle du nickel dans la zone de M'nasra.

e. Plomb

Le Pb dans le sol proviendrait essentiellement de la roche mère, des apports anthropogènes à savoir l'utilisation des composés organométalliques, des sources industrielles (usine de batterie, affinage du Pb), les déblais de mines, les sources urbaines (boues des stations d'épuration) et particulièrement des traitements pesticides à base de Pb (Dhaou-el-djabine , 2005).

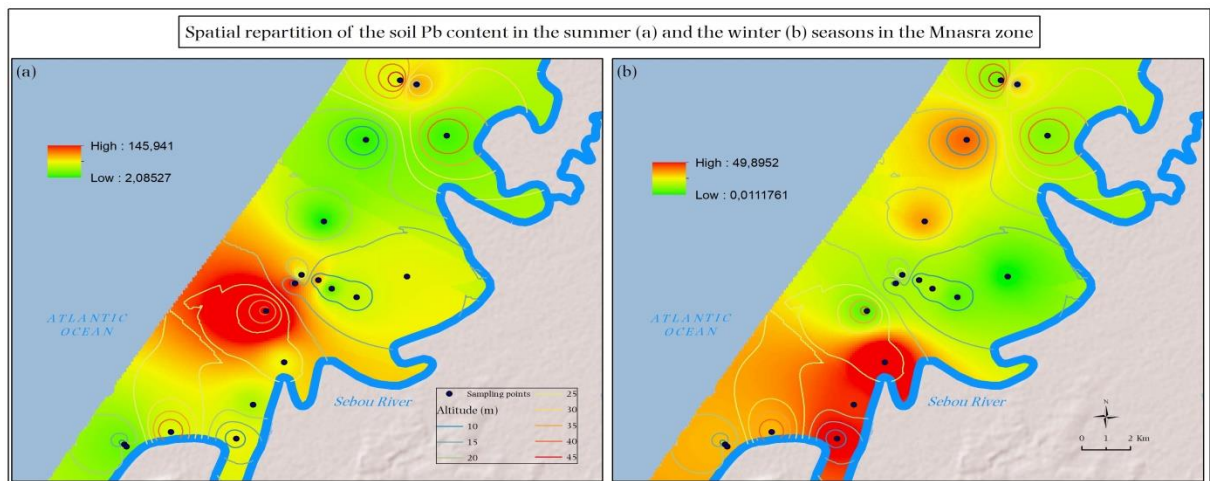


Figure 60: Cartes de distribution des concentrations de Pb dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

Dans la zone de M'nasra, le plomb semble beaucoup plus important dans le sol que dans l'eau. Les valeurs importantes observées dans cette région sont rangées entre 0,0-50,0 mg/kg avec une moyenne de 16,5 mg/kg en hiver, alors qu'en été, les concentrations de plomb varient de 2,0-146,0 mg/kg avec une moyenne de 32,26 mg/kg. Seulement le prélèvement du site P6 en été est au-dessus de la valeur guide (70mg/kg) selon le Conseil Canadien pour la protection de l'environnement (CCME, 2007), alors que tous les sites de la zone étudiée restent en dessous de la valeur guide du Conseil de l'Union Européenne (directive 86/278/EEC et Arrêté du 8 Janvier 1998) (The Council of the European Union, 2013). La transformation et le transfert du Pb dans le sol est peu considérable, il est relativement peu mobile à travers les différents horizons du sol. De ce fait, il n'est pas entraîné par le lessivage en

profondeur, raison pour laquelle dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, nous n'avons pas trouvé des concentrations élevées. D'ailleurs, le plomb serait le moins mobile dans le sol parmi tous les micropolluants métalliques car, la mobilité de tous micropolluants dépend de divers facteurs. Le pH étant parmi les facteurs clés, Juste (1995) aurait montré que dans la gamme de pH de 5 à 9 et à concentration totale identique Pb serait 100 fois moins mobile que le Cd. Mais aussi, la grande affinité de la matière organique vis-à-vis de ce métal expliquerait son accumulation préférentielle dans les horizons de surface. Comme le montre les cartes de distribution, les teneurs en Pb seraient beaucoup plus concentrées dans la zone Ouest côtière (zone B) (Figure 60). Dans le tableau 26, les concentrations et la moyenne dans chacune des zones sont rangées, pour montrer la variation spatiale. Et d'ailleurs comme nous le constatons sur la figure 61 de distribution spatio-temporelle, les sites de la zone C seraient les moins contaminés.

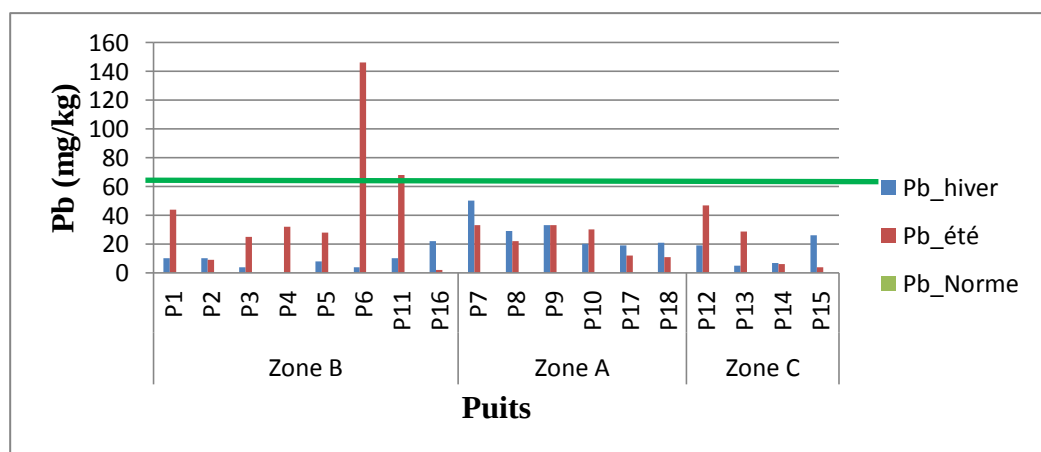


Figure 61: Distribution spatio-temporelle de plomb dans la zone de M'nasra.

La teneur élevée en plomb, au niveau du sol de la zone de M'nasra, proviendrait probablement des produits agrochimiques à savoir les sulfates de cuivre, sulfate de fer, qui contiennent des teneurs en plomb, ou pourrait provenir des retombées atmosphériques (d'origine surtout les trafics routiers), ce qui est d'ailleurs difficile de les distinguer. En plus, sa teneur pourrait devenir importante au cours du temps, vu qu'il est peu mobile. En effet cette immobilité est due au pH, au potentiel redox, à la matière organique et à d'autres facteurs du sol. Le pH alcalin des sols de M'nasra et la présence de la matière organique, seraient probablement la cause de ce faible transfert. En effet, l'immobilité du plomb, lui permet de rester plus longtemps dans la surface supérieure des sols, liés aux matières organiques, ce qui augmente sa longévité dans les sols.

f. Zinc

Le Zn dans les sols agricoles a pour source principale les roches mères, les retombés atmosphériques ou les activités anthropiques via les engrais chimiques. Les minima et maxima de zinc dans les sols du milieu agricoles dans la région de M'nasra sont rangés entre 27,00 – 290,00 mg/kg avec une moyenne de 131,97 mg/kg en été, et en hiver entre 0-2800,00 mg/kg avec une moyenne de 1615,27 mg/kg. En effet, les teneurs en Zinc, pendant ces deux saisons, sont d'une part supérieures aux teneurs naturelles dans la croûte terrestre (70 – 120 mg/kg) , et d'autre part selon Baize (1997) nettement inférieures à la valeur guide (200mg/kg) du Conseil Canadien pour la protection de l'environnement et celle du Conseil de l'Union Européenne (300mg/kg) (CCME,2007) pour la saison d'été à l'exception des sites P9 et P11 (zones A et B respectivement).

Comme il est montré dans le tableau 26 et sur les cartes de distribution spatiale (Figures 62 et 63), les teneurs en zinc dans les sols agricoles dans la zone de M'nasra croissent du Nord au milieu Est au cours des deux saisons, car les teneurs moyennes en zinc ($C < A < B$) sont respectivement de 126,13 mg/kg ; 135,17 mg/kg et 132,5 mg/kg en été, et de 1493,75 mg/kg ; 1583,33 mg/kg et 1700,00 mg/kg en hiver. Alors que l'évolution temporelle est très importante. Les valeurs importantes sont enregistrées dans la zone B en hiver (2800 mg/Kg). Cette valeur est supérieure à la valeur trouvée en été dans la même zone (160 mg/kg). Cette diminution de teneur en Zn dans les sols explique aussi la raison de la présence des teneurs importantes en zinc dans les eaux souterraines en hiver qu'en été. Il y aurait probablement du lessivage et/ou la remobilisation de l'élément dans la croûte terrestre qui atteint les nappes.

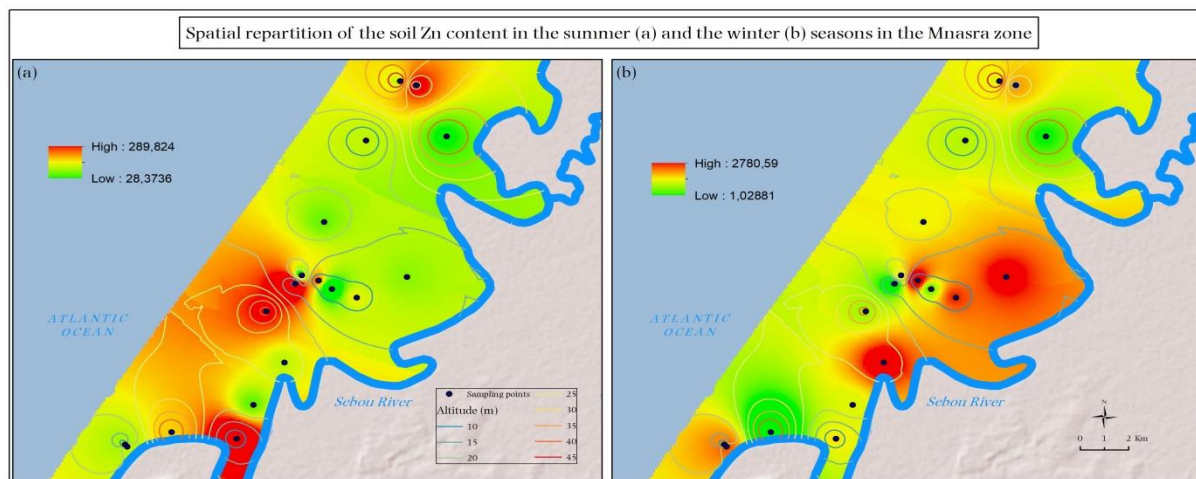


Figure 62: Cartes de distribution des concentrations de Zn dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, Maroc : (a) saison d'été et (b) saison d'hiver.

L'apport de zinc dans les sols agricoles de la région peut s'expliquer par l'utilisation durant la saison humide d'engrais qui le plus souvent renferment le zinc (Perrono, 1999 ; Edward et al., 2015).

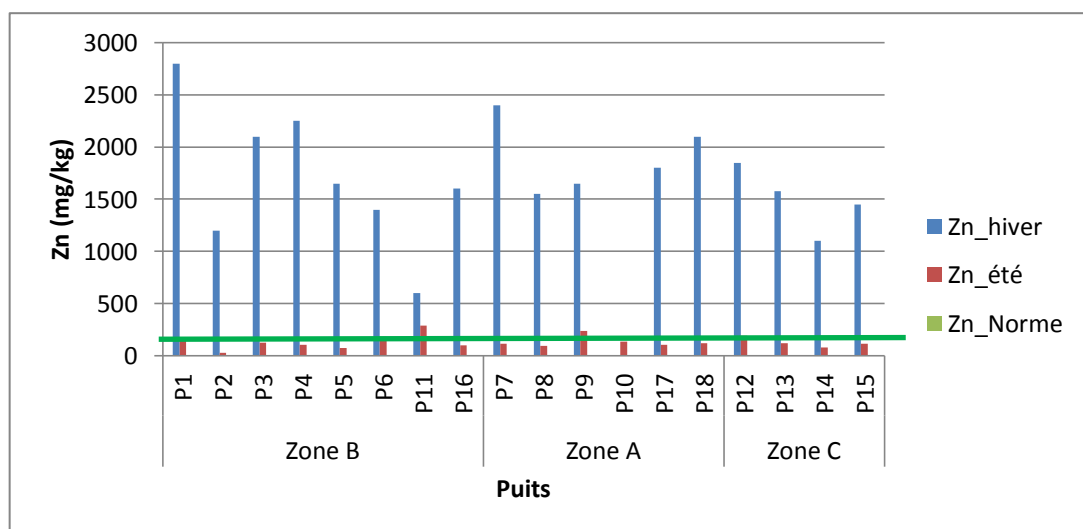


Figure 63: Distribution spatio-temporelle de zinc dans la zone de M'nasra.

II.6.3. Bilan

L'étude consacrée aux métaux lourds dans les sols de la zone de M'nasra, met en lumière l'état de contamination des sols agricoles de la région, ce qui peut avoir un risque sur la population exposée. Cependant le risque de cette contamination n'est pas réel (cette partie sera traitée en deux parties dans un autre chapitre dans le but de mettre en évidence les facteurs et l'indice de pollution). Cependant, nous pouvons dire que tous les métaux analysés au niveau des sols agricoles de cette région se retrouvent également dans les eaux souterraines à faibles concentrations, surtout que les sites de prélèvement des échantillons des sols agricoles sont les mêmes que ceux des eaux souterraines. En effet, il se trouve que la source principale des métaux lourds dans les sols agricoles de cette région est sans doute l'utilisation des produits agrochimiques (soit les engrais chimiques ou les pesticides) pour l'amélioration et la protection des cultures. Nous ne pouvons pas aussi écarter d'autres sources comme par exemple les retombées atmosphériques et la croûte terrestre comme étant sources des métaux dans les sols de la zone de M'nasra. Les teneurs en métaux lourds enregistrées dans la matrice du sol sont nettement supérieures à celles trouvées dans les eaux souterraines. D'abord il faut noter que les métaux sont quasiment non dégradables dans les milieux naturels, en revanche, ils peuvent s'oxyder avec d'autres éléments ou s'adsorber au niveau du sol. Mais leur devenir dépend de plusieurs facteurs internes des sols (chimiques ou biologiques) ou des facteurs externes comme les précipitations ou la température afin qu'ils puissent atteindre la nappe phréatique. Le facteur primordial cité par plusieurs auteurs est le pH du sol. En effet ce dernier est très influent sur la vitesse de la mobilité des métaux dans le sol : en milieu acide, les métaux ont tendance à migrer vers des milieux plus profonds (Carrillo-Gonzalez, et al., 2006 ; Avila, 2012). D'autres études ont montré que, par exemple, dans la gamme de pH de 5 à 9 et à concentration totale identique le Pb serait 100 fois moins mobile que le Cd (Juste, 1995). D'autres facteurs à prendre en considération sont le potentiel redox, les éléments minéraux comme les oxydes de manganèse, de fer et d'aluminium, la texture du sol et la matière organique. En plus, l'effet du pH sur le plomb aurait une grande affinité avec la matière organique ce qui expliquerait son accumulation préférentielle dans les horizons de surface (Juste, 1995 ; Abderrazzak, 2012). L'analyse de sept éléments (cadmium, chrome, cuivre, manganèse, nickel, plomb et zinc) effectuée sur les sols de la zone de M'nasra, au cours de cette étude a montré des distributions spatiales significatives vis-à-vis de trois zones. Par ordre croissant pendant les deux saisons, tous métaux confondus, les zones sont classées de la façon suivante : C < A < B. Considérant les concentrations qui dépassent ou approchent les valeurs guides du Conseil Canadien pour la protection de l'environnement que nous avons utilisé comme référence, les métaux sont classés par ordre décroissant comme suit : Ni > Cr > Zn > Cu > Cd > Pb. Le classement est valable pour les deux saisons. Le manganèse n'a pas été pris en compte, vu qu'il n'y a pas des valeurs guides.

Pour ce qui est de l'évolution temporelle, on constate une légère variation (en diminution) de la saison humide à la saison sèche pour tous les métaux dans les sols de la zone de M'nasra, sauf le cadmium, et le plomb qui a la tendance inverse, c'est-à-dire des valeurs plus importantes en été qu'en hiver. La même observation a été faite par El Khodrani et al., (2019), qui ont précisé que le Cr est difficile à détecter en été qu'en hiver. Alors, les métaux lourds retenus au niveau du sol, peuvent être une source de pollution de l'environnement, et poser un problème écotoxicologique à long terme, mais peuvent aussi poser un problème pour la santé humaine dans la zone de M'nasra. En plus, si réellement la source principale est l'utilisation des engrais chimiques, leur accumulation constituerait un risque sanitaire pour la population via la consommation des eaux des puits utilisés sans traitement préalable mais aussi, il pourrait y avoir des risques de remobilisation de ces métaux, qui pourront être disponibles pour les plantes vivrières (une autre source de contamination en plus de l'eau). Ainsi,

d'autres études sont nécessaires surtout sur les produits agroalimentaires dans cette région afin de mettre en évidence les risques sanitaires totaux pour les riverains de cette région.

II.7. Analyses statistiques

L'analyse statistique a été réalisée avec le logiciel SPSS 25.0. L'analyse de corrélation bivariée a été utilisée sur toutes les analyses de laboratoire (métaux lourds, paramètres physicochimiques et granulométrie des sols) avec des coefficients de Pearson (tableau 37 annexe) au cours des deux saisons. L'analyse en composantes principales (ACP), et la classification hiérarchique (AC) ont été utilisées, dans le but d'identifier les associations des éléments métalliques avec les paramètres physicochimiques des sols, ainsi que les relations et les origines des métaux lourds dans les sols (Lu et al., 2012 ; Kelepertzis ,2014 ; Praveena et al.,2015). L'ACP a été réalisé avec rotation varimax qui normalement facilite l'interprétation des résultats. Les résultats de l'ACP ont été interprétés selon les sources des éléments chimiques dans les sols, soit d'origine naturelle ou d'origine anthropique (Peris, 2008 ; Yuan ,2013). La classification hiérarchique (AC) a été développée selon la méthode de Ward (Franco-Uría et al., 2009 ; Cai et al., 2012 ; Chen et al., 2012) et les résultats sont rapportés sous forme de dendrogramme qui fournit un résumé des résultats dans un regroupement des éléments en fonction de leurs origines. En effet, parce que l'analyse multivariée est sensible aux valeurs aberrantes et comme il peut y avoir un manque de normalité de l'ensemble des données géochimiques (Chen et al., 2008 ; Hani et Pazira ,2011 ; Niu et al .,2013), les concentrations des éléments considérés pour cette analyse ont été transformées en Z scores avant l'analyse de corrélation, de l'ACP et de l'AC.

II.7.1. Paramètres physicochimiques et les métaux lourds dans les eaux souterraines

II.7.1.1. Classification Hiérarchique « dendrogramme »

Afin d'identifier les similitudes dans les comportements et les sources communes possibles, la classification hiérarchique a été réalisée en tenant compte des données trouvées après les analyses des eaux souterraines pour les deux saisons. Les métaux lourds ont été utilisés en relation avec les paramètres physico-chimiques des eaux souterraines: pH, conductivité électrique (CE) , Cl⁻ (Chlore), Na⁺ (Sodium) , Ca²⁺ (Calcium), NO₃⁻ (Nitrates), HCO₃⁻ (Carbonates) et SO₄²⁻ (Sulfates). Les dendrogrammes sont présentés dans les figures 64 et 65. Deux grands groupes ont été identifiés en été et en hiver, des liens forts se manifestent entre les sous-groupes d'éléments dans les deux saisons.

Saison d'été (figure 64) le premier grand groupe dispose trois sous –groupes : les deux premiers sont formé par les paramètres physico-chimiques et le Pb avec un degré de similitude >88% et > 76%, respectivement provenant de lit de roche, et le troisième sous-groupe est constitué de pH et Ni (degré de similitude> 84%). Le groupe II est constitué par les métaux lourds Cd et Cr et des paramètres physico-chimiques NO₃ et SO₄²⁻. Les liens entre eux mettent en évidence le transfert des polluants provenant des engrais et des produits agrochimiques utilisés dans les cultures et les jardins potagers par l'eau d'irrigation et de possible enrichissement avec des éléments naturels du sol.

Saison d'hiver (figure 65)le premier grand groupe dispose de trois sous-groupes: l'un est formé par les paramètres physico-chimiques avec un degré de similitude de 96%, le second est formé par le Ni et le pH qui conservent le degré de similitude (>84% en deux saisons) et le troisième formé par Cd et Pb avec un degré de similitude de > 80% ,considérant également, les distances entre Cd-Pb et les autres éléments liés entre eux dans les deux saisons, on peut conclure que leur origine la plus probable est l'altération du sol. Le deuxième groupe principal est formé par le Cr et de paramètres physico-chimiques CE, Ca, Na, HCO₃ et NO₃. La présence de NO₃ renforce l'hypothèse selon laquelle les principales sources sont les

activités anthropiques et le transfert à partir du sol étant effectué par les ruissellements au cours de la pluie. Cr et HCO_3 à une similitude ($> 76\%$), mettant en évidence une source commune, très probablement d'origine industrielle.

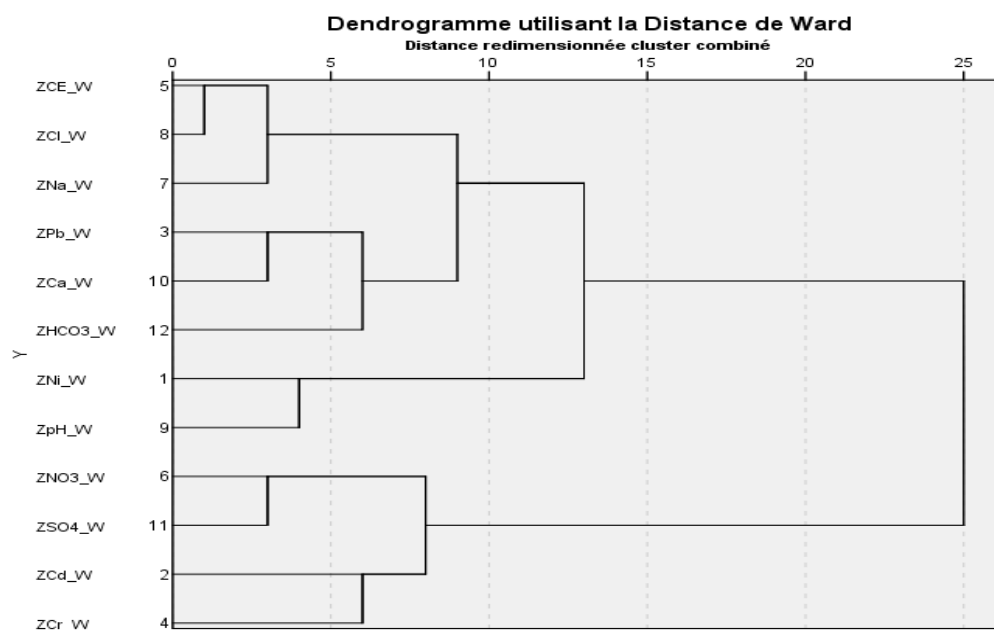


Figure 64: Dendrogramme des paramètres physico-chimiques et des métaux lourds mesurés dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, à la saison de l'été.

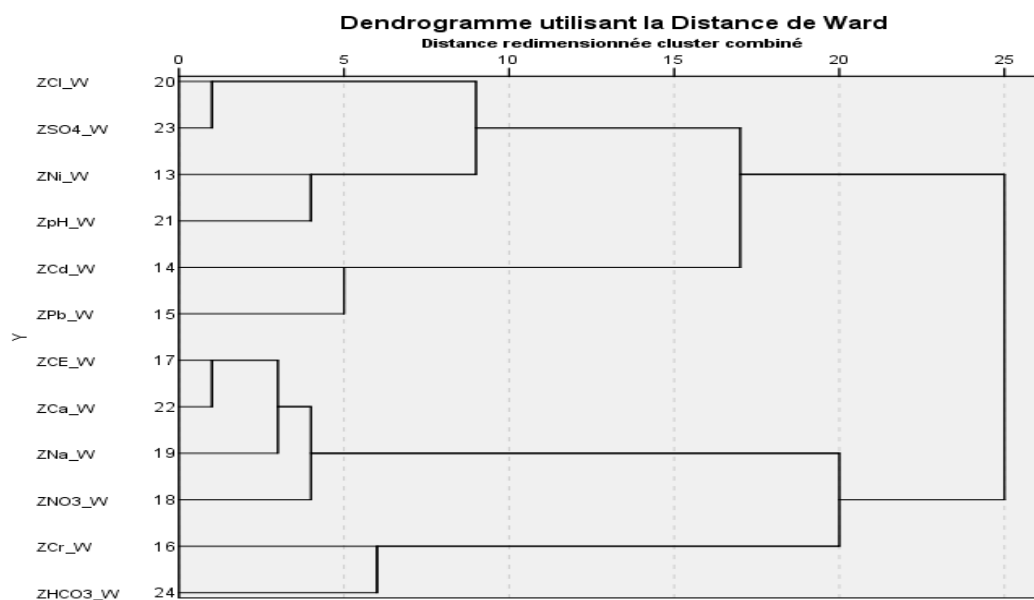


Figure 65: Dendrogramme des paramètres physico-chimiques et des métaux lourds mesurés dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra, au cours de la saison d'hiver.

II.7.2. Corrélation

Analyse de corrélation inter-élémentaire fournit des informations sur les sources et les voies de contaminations des polluants dans l'environnement. Les tableaux de 37 à 39 en annexe affichent des coefficients de corrélation de Pearson de tous les paramètres analysés dans les échantillons des sols agricoles et des eaux souterraines de la zone de M'nasra au cours de deux saisons distinctes (été et hiver).

II.7.3. Métaux lourds

II.7.3.1. Paramètres physicochimiques du sol et les métaux lourds dans le sol

L'analyse de corrélation inter-élémentaire montre qu'au cours de la saison humide, l'argile a une corrélation moyennement positive avec le pH ($r = 0.553, p \leq 0.05$) (tableau 34 Annexe). De même, le limon a une corrélation moyennement positive avec le Pb et Zn ($r = 0.547$ et $r = 0.479, p \leq 0.05$). Cependant, le sable a une corrélation négative avec le Zn ($r = -0.524, p \leq 0.05$), et l'argile ($r = -0.724, p \leq 0.01$) et modérée avec Ni ($r = 0.478, p \leq 0.05$). La matière organique affiche une corrélation modérée avec le Cd ($r = 0.558, p \leq 0.05$). Une corrélation négative est enregistrée entre le Zn et Ni ($r = -0.759, p \leq 0.01$).

Au cours de la saison sèche, contrairement à la saison humide, l'argile affiche une corrélation positive significative avec le Pb ($r = 0.582, p \leq 0.05$), et la conductivité électrique avec le Cu ($r = 0.559, p \leq 0.05$), et le sable a une corrélation négative significative avec l'argile ($r = -0.724, p \leq 0.01$) ; et le limon a une corrélation négative avec le pH ($r = -0.491, p \leq 0.05$). La corrélation intermétaux a été observée au cours de cette saison (sèche). Le Cr a une forte corrélation positive avec le Ni ($r = 0.874, p \leq 0.01$). Une corrélation positive modérée est observée pour le Zn avec le Cu ($r = 0.601, p \leq 0.01$), et avec le Pb ($r = 0.552, p \leq 0.05$).

Des résultats un peu similaires ont été rapportés par El Khodrani et al. (2018) suggérant que la texture du sol, en particulier l'argile et le limon, joue un rôle important dans la distribution de métaux lourds dans les sols (Micó et al., 2006). Différentes études ont rapporté les mêmes résultats et ont mentionné que les sols avec des teneurs élevées en argiles et en limons, retiennent fortement les métaux en raison de plusieurs facteurs tels que la grande surface, la sorption, la co-précipitation, la formation de complexe, etc. (Whitney, 1975; Martincic et al., 1990).

Il faut noter que le carbonate de calcium (CaCO_3) ne présente pas de corrélation significative avec tous les paramètres analysés dans les échantillons de sol, le pH ne représente qu'une seule corrélation avec le limon en été, avec l'argile en hiver et la CE a une corrélation modérée en été avec le Cu, par contre en hiver, il n'y en a pas. En effet, les éléments qui ont de bonnes corrélations les uns les autres ont probablement des sources communes dans les sols de la région.

II.7.3.2. Paramètres physicochimiques des eaux et les métaux lourds dans les eaux souterraines

Au cours de la saison sèche, l'analyse de corrélation inter-élémentaire affiche une corrélation négative significative de Cr avec le Ni et le Na, respectivement ($r = -0.487$ et $-0.473, p \leq 0.05$), et entre le Na et la conductivité électrique (tableau 35 a), et le chlore a une corrélation positive modérée avec le Na ($r = 0.621, p \leq 0.01$) et la conductivité électrique ($r = 0.795, p \leq 0.01$). Le calcium aussi a une corrélation positive modérée avec le Na ($r = 0.477, p \leq 0.05$), et enfin le nitrate affiche une corrélation positive modérée avec le sulfate ($r = 0.545, p \leq 0.05$). Au cours de la saison humide (tableau 35b), on remarque une corrélation négative entre le pH et le Pb ($r = -0.548, p \leq 0.05$) et une corrélation positive significative entre le pH, le Ni et la conductivité

électrique ($r=0.572$ et $r=0.517$, $p\leq 0.05$). On observe une forte corrélation entre la conductivité électrique, le Na et le Ca ($r = 0.811$ et $r=0.875$, $p\leq 0.01$), une corrélation modérée entre la conductivité électrique et le NO_3 ($r=0.636$, $p\leq 0.01$) entre le Ni et le SO_4 ($r=0.563$, $p\leq 0.05$) et entre le Ni et le Cl ($r=0.477$, $p\leq 0.05$) et une corrélation négative entre le Cr et le SO_4 ($r= -0.552$, $p\leq 0.05$) et aussi entre le Cd et HCO_3 ($r=-0.598$, $p\leq 0.01$).

La corrélation inter-élémentaire métallique dans l'eau observée existe entre Cd et Pb ($r= 0.507$, $p\leq 0.05$) significative, et enfin une corrélation négative entre le Cr avec Ni et Cd ($r = -0,619$, $p\leq 0.01$ et $r=-0.542$, $p\leq 0.05$). Le HCO_3 ne représente qu'une seule corrélation avec le Cd en hiver. Il faut noter que le Cd ne présente pas de corrélation significative avec tous les paramètres analysés dans les échantillons des eaux en été. Pour le nitrate il y a une seule corrélation avec le SO_4 en été, et deux corrélations avec Na et Ca en hiver.

II.7.4. Analyse en Composantes Principales (ACP) et classification (AC) des sols agricoles de la zone de M'nasra

Les analyses des métaux lourds effectuées dans les échantillons des sols de la zone de M'nasra mettent en lumière des teneurs de ces éléments qui méritent des suivis. Quant aux analyses statistiques (ACP et AC), elles ont été réalisées pour identifier les sources naturelles ou anthropiques d'enrichissement des milieux agricoles (Franco-Uría et al., 2009 ; Kaitantzian et al., 2013). Les résultats de l'ACP pour les six métaux lourds dans les sols agricoles et quelques paramètres du sol (pH, conductivité électrique, matière organique, CaCO_3 et des particules du sol : argile, limon et sable) sont présentés dans le tableau 27 avec les valeurs propres, des pourcentages de variance et des pourcentages cumulés, au cours de deux saisons, d'une part la saison sèche et d'autre part la saison humide.

Tableau 27: Variance totale et matrices des composantes au cours de la saison d'été.

Composante	Valeurs propres	% de la variance	% Cumulé
1	2,95	22,66	22,66
2	2,36	18,20	40,85
3	1,80	13,82	54,67
4	1,72	13,30	68,00
5	1,17	9,00	77,00
6	1,02	7,88	84,83

Méthode d'extraction : Analyse en composantes principales.

Tableau 28: Corrélation entre les composantes principales et les caractéristiques du sol en été.

	Composantes principaux (CP)					
	1	2	3	4	5	6
Cd_S	,038	,021	,064	,128	,920	-,181
Pb_S	,687	,052	,005	-,136	,063	-,576
Ni_S	-,016	,932	,045	-,044	,056	,266
Cr_S	-,015	,944	-,138	,110	-,026	-,116
Zn_S	,373	,170	,567	-,143	,398	-,314
Cu_S	-,068	-,090	,846	-,151	,396	,141
pH_S	,048	-,310	,103	-,690	,229	,445
A_S	,911	-,089	,080	-,168	-,128	-,046
L_S	,189	,216	-,111	,801	,082	,302
S_S	-,879	-,032	-,017	-,277	-,184	-,185
CaCO₃_S	-,150	-,241	-,029	,721	,159	-,076
CE_S	,071	-,090	,881	-,004	-,232	-,212
MO_S	,035	,223	-,215	-,051	-,328	,715

Méthode d'extraction : Analyse en composantes principales.

Méthode de rotation : Varimax avec normalisation Kaiser.^{a,b}

Dans les deux saisons, six principales composantes avec des valeurs propres supérieures à 1 (après la rotation) ont été extraites. Cette méthode d'analyse de la composante principale (ACP) entraîne une réduction de dimension initiale de tout l'ensemble des données à six composantes distinctes, exprimées à 84,83% et à 84,92% de la variation des données, respectivement en été et en hiver. Au cours de la saison d'été (saison sèche), la CP1 représentant 22,66% de la variance totale, elle est constituée par le Pb, l'argile, et le sable (en valeur négative), alors que la CP2 représentant 18,20% est constituée par le Cr et le Ni, la CP3 qui représente 13,82% de la variance serait composée par le Zn, le Cu et la conductivité électrique du sol, la CP4 qui représentant 13,30% est constituée par le CaCO₃, le limon, et le pH du sol (en valeur négative), la CP5 représentant 9,00% est constituée seulement par le Cd et enfin la CP6 représentant 7,88 % est constituée par la matière organique.

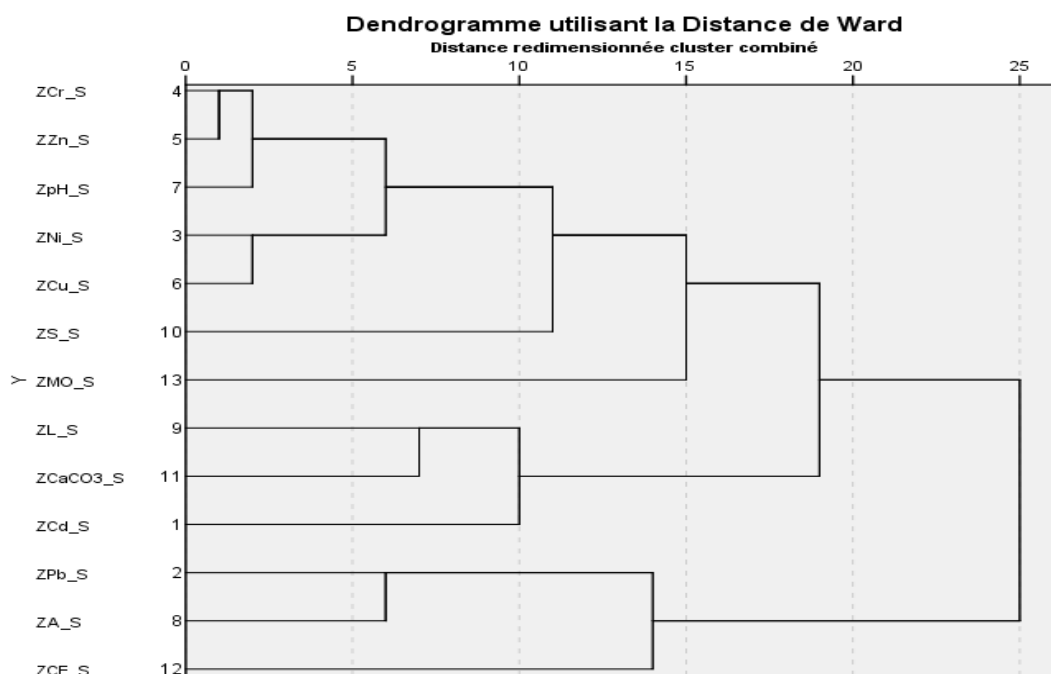


Figure 66: Dendrogramme des paramètres physico-chimiques du sol et des métaux lourds mesurés dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, la saison d'été.

Au cours de la saison d'hiver (saison humide), la CP1 qui représente 23,13% de la variance totale, est composée par les éléments : Zn et argile, Ni et sable (en valeur négative), la CP2 représentant 17,70% de la variance totale, est formée par : pH, conductivité électrique du sol et limon (en valeur négative), ainsi que la CP3 qui représente dans cette saison 13,64% de la variance (l'information) totale avec deux éléments (tableaux 29 et 30): le Cd et la matière organique, la CP4 représentant 12,27 % de la variance totale, est formée par les deux éléments : Pb, et CaCO_3 , la CP5 ne représentant que 10,50% de la variance totale, est formée seulement par le métal Cr, et enfin la CP6 qui représente 7,75%, est constituée par le Cu et la conductivité électrique du sol (en valeur négative).

En outre, l'AC a été effectuée pour confirmer les résultats obtenus par l'ACP, par le groupement des variables présentant des similarités (Facchinelli et al., 2001 ; Chen et al., 2008; Acosta et al., 2010). Les résultats de l'AC sont illustrés sur les figures 66 et 67 sous forme de dendrogrammes horizontaux qui ont permis l'identification de trois grands groupes d'éléments au cours de deux saisons (sèche et humide), décrivant la complexité géochimique de la région d'étude. En été, le groupe I regroupe le pH, le sable, MO, Ni, Cu, Zn et Cr.

Le groupe II est constitué de limon, CaCO_3 , et le Cd, et enfin le groupe III est constitué de Pb, l'argile et CE du sol.

Tableau 29: Variance totale et matrices des composantes au cours de la saison d'hiver.

Composante	Valeurs propres	% de la variance	% Cumulé
1	3,00	23,13	23,13
2	2,30	17,70	40,77
3	1,80	13,64	54,40
4	1,60	12,27	66,68
5	1,36	10,50	77,17
6	1,00	7,75	84,92

Tableau 30: Corrélation entre les composantes principales et les caractéristiques du sol en hiver.

	Composantes principales (CP)					
	1	2	3	4	5	6
Cd_S	-,133	,027	,902	,228	-,012	-,055
Pb_S	,086	-,038	-,055	,905	,165	,153
Ni_S	-,735	-,113	,361	,034	,403	-,113
Cr_S	-,089	-,156	-,130	,089	,908	-,024
Zn_S	,786	-,123	-,049	,094	-,347	-,007
Cu_S	-,053	,054	,156	,173	-,010	,892
pH_S	,230	,846	-,072	-,090	-,318	,090
A_S	,640	,578	,046	-,250	,295	-,115
L_S	,566	-,574	,124	,468	,062	,111
S_S	-,879	-,180	-,151	-,082	-,165	,014
CaCO₃_S	,016	-,230	,119	,569	-,338	-,442
CE_S	-,155	,525	,136	,204	,136	-,615
MO_S	,176	-,084	,824	-,326	-,155	,198

Méthode d'extraction : Analyse en composantes principales.

Méthode de rotation : Varimax avec normalisation Kaiser.^{a,b}

En hiver, le groupe I est constitué par le Cd, Pb, MO, CE, limon, CaCO₃ et le Cu, tandis que le groupe II est constitué de Zn, pH et l'argile et enfin le groupe III est constitué de sable, Ni et de Cr.

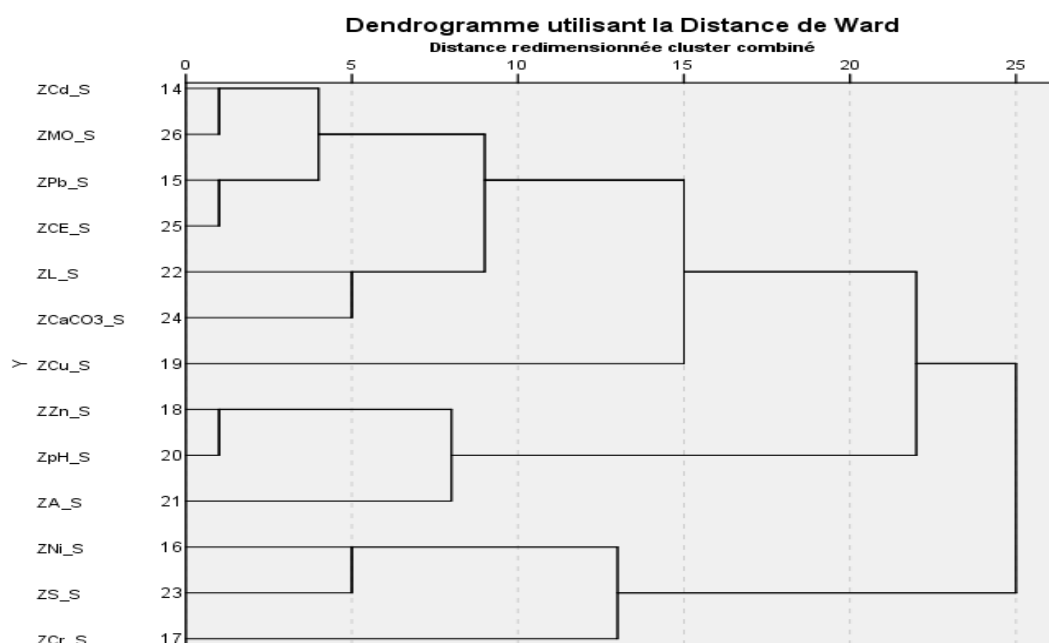


Figure 67: Dendrogramme des paramètres physico-chimiques du sol et des métaux lourds mesurés dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, la saison d'hiver.

II.7.5. Bilan

L'origine des métaux lourds dans les sols agricoles de la zone de M'nasra a été mise en évidence à partir de leurs regroupements dans les composantes (CP), après l'analyse de l'ACP (analyse des composantes principales). Cette dernière est confirmée par la classification hiérarchique. Les deux ont pu montrer distinctement l'origine de six métaux étudiés. Deux origines principales sont notamment citées par plusieurs auteurs à savoir l'origine naturelle et l'origine anthropique (Okedeyi et al., 2014 ; El Khodrani et al. 2019 ; Chen et al., 2019).

II.7.5.1. Influence naturelle des métaux dans le sol

La première composante principale (PC1) qui représente 22,66% de la variance totale, au cours de la saison sèche, peut être représentée comme un composant lithogénique, c'est-à-dire que le Pb regroupé dans cette composante est d'origine naturelle. Cette CP1 regroupe des éléments Pb, sable, et associé à l'argile. Cela s'est confirmé par l'analyse de l'AC, car les mêmes éléments sont regroupés dans le dernier groupe de l'AC (Figure 66). La troisième composante principale (PC3) représente 13,82% de la variance totale en été, elle peut être considérée comme une composante lithogénique, ça veut dire que le Zn et Cu regroupés avec la conductivité électrique du sol. Dans le premier groupe, on y trouve également des sous-groupes où les éléments sont extrêmement liés. Nous pouvons citer l'exemple de Ni, Cr, pH, et la matière organique. Au cours de la saison d'hiver, le Pb, et le CaCO_3 constituent la CP4 qui représente 13,30% de la variance totale. L'analyse de l'AC, confirme encore une fois l'hypothèse de l'ACP, comme quoi, ils sont d'origine naturelle (Figure 67). Une telle interprétation est conforme aux conclusions répétées par différents auteurs qui ont démontré que la variabilité de ces éléments: Pb, Cu et Zn dans les sols agricoles, est sous l'influence rocheuse, donc naturelle (Micó et al., 2006 ; Niu , 2013 ; Kelepertzis , 2014 ; Xiaolu et al., 2018). En plus , le fumier animal a été également évoqué comme étant la source de Cu dans les sols agricoles , mais aussi le Pb peut avoir pour origine des retombées atmosphériques et les émissions de gaz d'échappement des véhicules, car,

ils sont aussi des sources considérables de la contamination de Pb dans les sols agricoles qui sont proches des trafics routiers (Franco-Uriá et al., 2009 ; Hura et al., 2013 ; El Khodrani et al., 2019). Cependant, il y a également l'apport anthropique de ces métaux dans les sols agricoles à travers des engrais chimiques, mais à des concentrations plus faibles que celles contenues dans le sol naturellement (Yuan et al., 2013).

II.7.5.2. Influence anthropique des métaux dans le sol

La PC2 représente 18,20% de la variance totale en été, elle peut être considérée comme une composante anthropique liée aux activités agricoles dans la région. Cette composante (PC2) constituée de Ni et Cr, dans la saison d'été, se confirme avec le regroupement des variables dans le groupe I de la classification hiérarchique (AC) (Figure 66). En plus, plusieurs études ont également présenté, le Cr et le Ni dans les sols agricoles comme étant d'origine anthropique (Defo et al., 2015; El Khodrani et al., 2019 ; Jaworska et Lemanowicz, 2019). En hiver, la PC5 représente 10,50% de la variance totale et contient seulement le Cr. Le Ni est corrélé négativement avec l'argile et limon dans la PC1 qui représente 23,13% de la variance totale, mais les deux métaux sont regroupés dans le même groupe III avec le sable de la classification hiérarchique (AC). Le Cr pourrait avoir diverses origines, les déchets agricoles et alimentaires, les retombées atmosphériques, l'épandage de boues de stations d'épuration ou les activités industrielles (tannerie au niveau de la ville de Fès pour la transformation de la peau animale en cuir, est rejeté dans le bassin hydraulique de SEBOU qui est près de la zone de M'nsara dans la plaine du GHARB) (Nriagu et Pacyna, 1988 ; Jiao et al., 2012). Quant au Ni sa présence est due aux engrais et pesticides (Defo C., et al., 2015 ; El Khodrani et al., 2019).

La PC3 représente 13,64% de la variance totale en hiver, et peut être représentée comme un composant anthropique, cette composante se constituant de Cd et la matière organique, se confirme avec le regroupement des variables dans le groupe I de la classification hiérarchique (AC) en même saison.

La principale source de Cd dans les sols est l'utilisation d'engrais phosphatés. Beaucoup d'études ont montré que l'application intense des engrais phosphatés dans les activités agricoles augmente les teneurs de Cd dans les sols (Peris, 2008 ; Cai, 2012 ; Kelepertzis, 2014). En effet, les roches de phosphate sont les matériaux d'actions primaires pour la fabrication des engrais, et ces roches peuvent contenir des teneurs non négligeables de Cd (Jiao et al., 2012). L'association de MO avec Cd comme il est montré par la composante CP3 de l'ACP et confirmé par le groupe I de l'AC (Figure 67), souligne que l'application d'engrais phosphatés est la source importante du Cd dans les sols agricoles de M'nsara.

Cependant, l'apport de ces métaux lourds dans les sols peut provenir d'ailleurs (émission de gaz, milieu naturel). Néanmoins, il faut souligner que les concentrations mesurées sont généralement faibles, sauf, pour le Cr, Ni et le Zn qui semblent être beaucoup plus abondant dans les sols agricoles de cette région, donc, un suivi est nécessaire pour assurer le bien-être de la population locale.

II. 8. Transfert des métaux lourds du sol vers les eaux souterraines

Par leur persistance, leur état de toxicité et leur nature non-biodégradable, les métaux lourds sont actuellement considérés comme une des préoccupations sérieuses mettant en cause la santé humaine (Nshimiyimana et al., 2014 ; Yan et al., 2018). Le Cd est considéré comme étant toxique pour l'homme, car il a la capacité d'imiter les fonctions métaboliques du zinc (un élément essentiel), modifiant ainsi l'activité des enzymes dans le corps. L'exposition au Cd peut causer des problèmes rénaux ainsi que la détérioration des os. Des expositions prolongées (professionnelle) peut être à

l'origine du cancer des poumons, de l'estomac ou de la prostate (Järup, 2003 ; Järup et Åkesson, 2009 ; Nshimiyimana et al., 2014).

Quant au Pb, il a la capacité d'imiter les fonctions métaboliques du Ca et inhibe l'activité de la plupart des enzymes. En outre, il peut affecter le fonctionnement du tractus intestinal et peut provoquer l'anémie et le dysfonctionnement rénal. Dans le cas des enfants, même en petites quantités, il peut causer des lésions cérébrales et des troubles du système nerveux (Hellström et al., 2004 ; Abadin et al., 2007 ; Zheng et al., 2007 ; Muleke et al., 2013). Cependant, les éléments Cu, Mn, Fe, Ni, Cr et le Zn sont des éléments essentiels, à très faible concentration se trouvent dans les tissus vivants, ils y jouent des rôles importants lors des réactions métaboliques et de la stabilité des enzymes et des protéines au niveau des cellules vivantes. Jouant un rôle des plus variés dans les réactions biologiques et selon leur concentration, mais à la fois, en carence ou en excès peuvent avoir des effets néfastes sur les êtres vivants. Certains de ces éléments peuvent créer des liaisons métal - protéine et sont capables de modifier la structure tertiaire de la protéine (US Department of Health and Human Services, 2003). La présence des métaux lourds dans les sols et les eaux naturelles est due à l'utilisation intensive des produits agrochimiques (fertilisants, fongicides, etc.). Le transfert vertical des métaux lourds à partir de l'horizon supérieur du sol vers les eaux souterraines dépend de plusieurs facteurs, à savoir le pH, le potentiel redox, la teneur en matière organique et la composition du sol. Les sols à teneur élevée en argile favorisent l'accumulation des métaux dans le sol, tandis que dans les sols sableux, ils sont facilement transportés par l'eau soit par lessivage, ou par ruissellement, particulièrement pendant la saison des pluies. Ce qui favoriserait le transport des composés chimiques dans les couches plus profondes et vers les eaux souterraines (Rajmohan et al., 2014).

Dans la zone de M'nasra, les teneurs en métaux lourds dans le sol et dans les eaux souterraines ont été analysées lors des deux saisons (humide et sèche) avec les caractéristiques granulométriques du sol, en utilisant la classification hiérarchique appliquée aux variables, afin d'évaluer les relations entre les éléments des traces métalliques étudiés (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb et Zn) dans les deux compartiments (sols agricoles et les eaux de la nappe phréatique) et mettre en évidence une éventuelle influence de contamination de l'un sur l'autre.

En été, les dendrogrammes (Figure 68) confirment les résultats de la littérature, le Cr et le Ni présents dans le sol sont fortement corrélés entre eux. En hiver, le Ni est corrélé avec le Cd dans le sol et fortement corrélé avec le sable. L'analyse révèle que Ni dans les sols et dans les eaux souterraines a un comportement différent, malgré qu'il fait partie du même groupe en hiver, Cette similitude, ainsi que les nombres de valeurs dépassant les limites de l'OMS dans les eaux souterraines mettent en évidence la possibilité d'un transfert vertical de Ni et de Cr à partir des couches supérieures du sol.

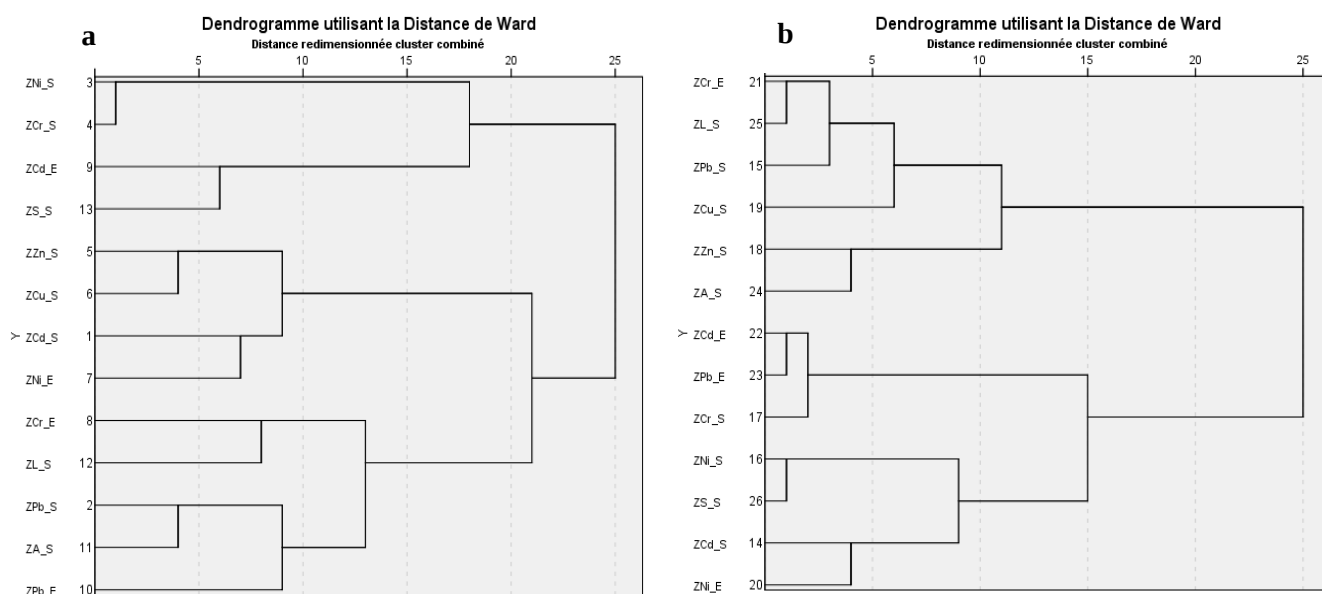


Figure 68: Dendrogramme pour l'analyse de la composition du sol, des concentrations métaux lourds dans les eaux souterraines et dans les sols dans la zone de M'nasra au cours de a) la saison d'été et b) la saison d'hiver.

La carte de distribution du Ni dans le sol (figure 69a) montre un emplacement des valeurs maximales dans la partie nord-est (zone C) de la zone de M'nasra, le schéma de distribution des concentrations de Ni dans les eaux souterraines (figure 69b) suit la pente du terrain depuis la zone de forte accumulation au Nord-Est jusqu'aux terres basses près de la rivière Sebou.

L'augmentation des valeurs déterminées pour le Ni dans le sol (tableau 26) en hiver peut être expliquée d'une part par une addition de contaminants lors des activités anthropiques pendant cette saison et d'autre part par les comportements chimiques du Ni dans les solutions aqueuses.

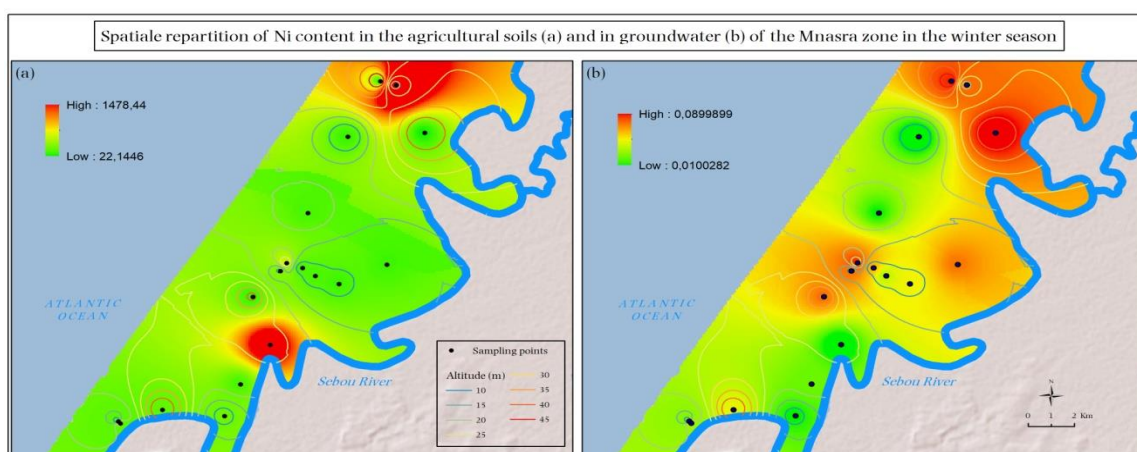


Figure 69. Cartes de distribution des concentrations de Ni dans la zone de M'nasra dans les sols agricoles (a) et dans les eaux souterraines (b) la saison d'hiver.

La carte de distribution du Cr dans le sol (figure 70a) montre un emplacement des valeurs maximales dans la partie Sud-Est (zones B et A) de la zone de M'nasra, et la distribution des concentrations dans les eaux souterraines (figure 70b) montre un emplacement des valeurs maximales dans les parties Sud et Nord-Ouest (zones C et A) de la zone d'étude.

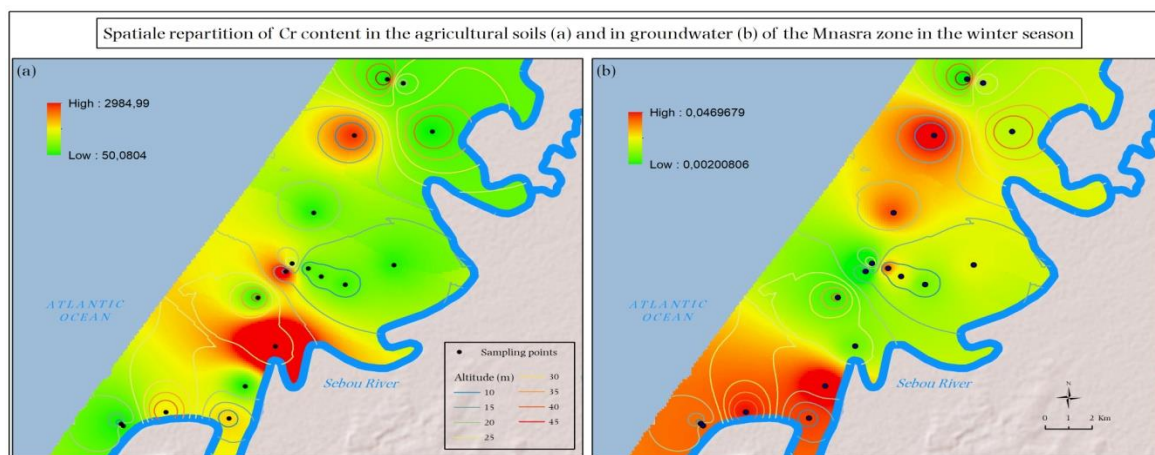


Figure 70. Cartes de distribution des concentrations de Cr dans la zone de M'nasra dans les sols agricoles (a) et dans les eaux souterraines (b) la saison d'hiver.

L'augmentation des valeurs déterminées pour le Cr dans le sol (tableau 26) en hiver peut s'expliquer par une addition de contaminants lors d'activités anthropiques à la saison. Afin de déterminer les sources de contamination, d'autres investigations sont nécessaires, en tenant compte de l'extension de la zone d'étude. Un programme de surveillance de la qualité des sols agricoles et de l'eau des puits utilisés par les habitants serait important.

II.8.1. Evaluation du degré de contamination

II. 8.1.1. Eaux souterraines

Dans les eaux souterraines, après l'analyse et les calculs des indices de pollution, on identifie les différentes catégories de pollution. Elles sont montrées dans les figures ci-contre (Figures 71;72;73 et 74).

Pour les eaux souterraines de la zone de M'nasra, en été et en hiver Zn, Cu, Fe, Cr et Mn ont des valeurs classées dans la catégorie de "faible contamination" pour toute la zone d'étude. Cependant, en été, les valeurs de l'indice de pollution des métaux Cd (pour la zone C), Ni (pour toute la zone d'étude) et Pb (pour les deux zones A, B), les classent dans la catégorie de « contamination modérée », respectivement au niveau de 22,22, 100, et 77,78% de sites de prélèvement.

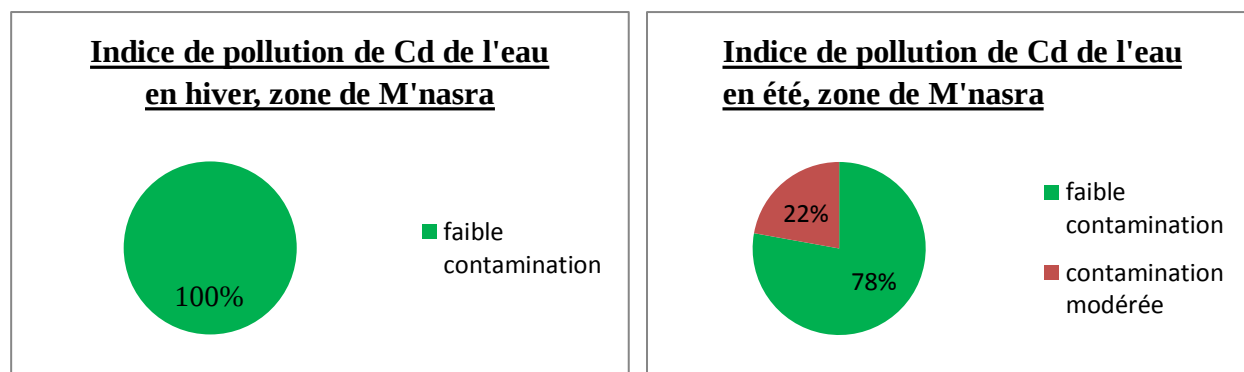


Figure 71: Indice de pollution de Cd dans les eaux dans l'hiver, et l'été, zone de M'nasra.

Le niveau de contamination par Pb classe 22,22% des échantillons dans la catégorie "de contamination considérable", pour la zone C.

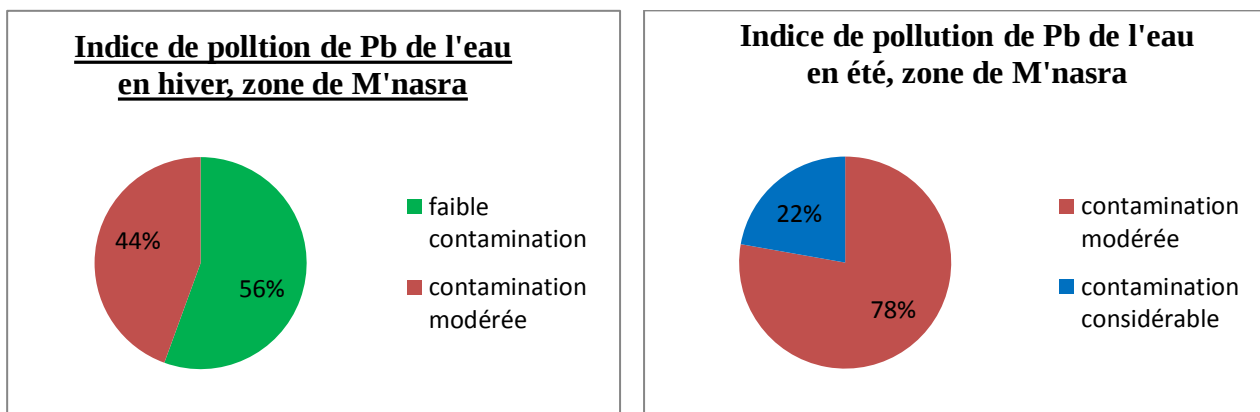


Figure 72: Indice de pollution de Pb dans les eaux dans l'hiver, et l'été, zone de M'nasra.

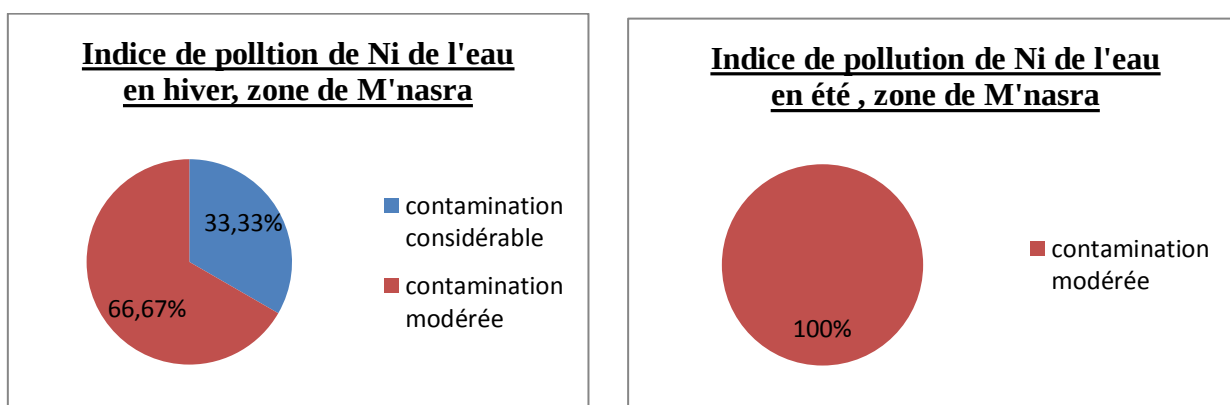


Figure 73: Indice de pollution de Ni dans les eaux en l'hiver, et en l'été, zone de M'nasra.

En hiver, 33.33 % des sites de prélèvement révèlent une «contamination considérable » en Ni et 66.67% des sites montrent une « contamination modérée » par ce dernier. Pour la même saison, les sites modérément contaminés par le plomb constituent 44%, les 66% des sites restants montrent une faible contamination.

En été, 100% des sites de prélèvement sont modérément contaminés par le Ni. Pour le Pb, 78% des sites montrent une « contamination modérée » alors que 22% révèlent une « contamination considérable » par ce métal.

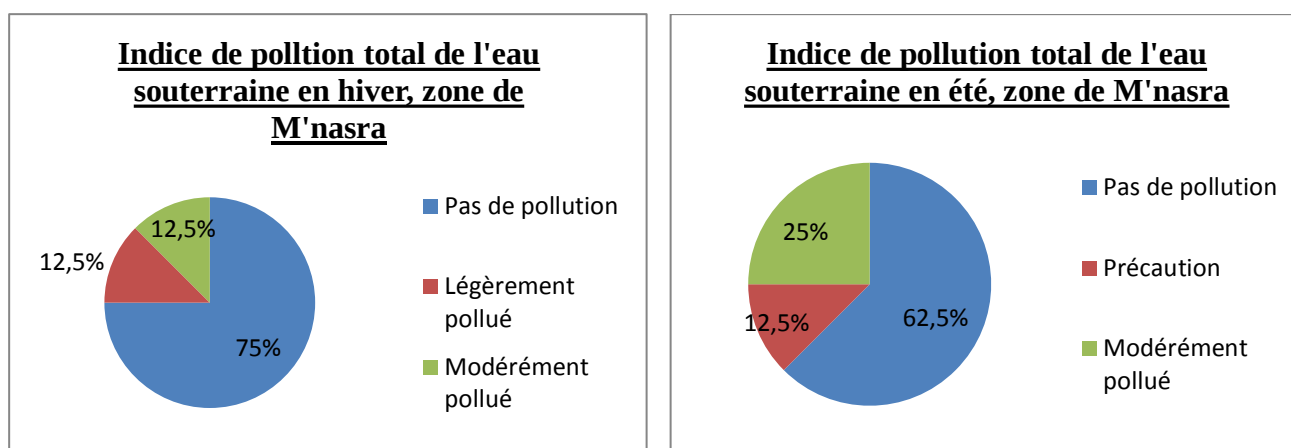


Figure 74: Indice de pollution total de Nemerow dans les eaux en hiver, et en été, zone de M'nasra.

Tableau 31 : Valeurs maximales, minimales, moyennes et écart type des facteurs de contaminations (Cf) pour les eaux souterraines de la zone de M'nasra (été et hiver).

Hiver	Cd_Cf	Cr_Cf	Cu_Cf	Fe_Cf	Mn_Cf	Ni_Cf	Pb_Cf	Zn_Cf
Min	0.33	0.42	0.00	0.06	0.00	1.25	0.33	0.00
Max	0.72	0.74	0.01	0.13	0.01	3.17	1.87	0.00
Moy	0.59	0.53	0.00	0.09	0.00	2.32	0.99	0.00
STD	0.22	0.18	0.00	0.04	0.00	0.98	0.80	0.00

Été	Cd_Cf	Cr_Cf	Cu_Cf	Fe_Cf	Mn_Cf	Ni_Cf	Pb_Cf	Zn_Cf
Min	0.78	0.64	0.00	0.15	0.00	2.12	1.17	0.00
Max	1.00	0.85	0.00	0.22	0.02	2.67	3.50	0.00
Moy	0.91	0.73	0.00	0.20	0.01	2.43	2.14	0.00
STD	0.12	0.11	0.00	0.04	0.01	0.28	1.21	0.00

Compte tenu de la pollution totale sur la base de l'indice de Nemerow (Figure 74) ; 62,5% des échantillons en été et 75% en hiver peuvent être classés en "domaine de la sécurité : pas de pollution" ; 12,5% des échantillons en été est en "domaine de précaution", et dans " le domaine légèrement pollué " :12,5% des échantillons en hiver, tandis que, ce domaine n'a pas été identifié en été. 25 % des sites en été et 12,5 % en hiver sont classés dans le "Domaine modérément polluée".

II. 8.1.2. Dans les sols agricoles

L'analyse individuelle de chacun des métaux lourds nous a permis de mettre en évidence la contribution et le niveau de chacun dans la contamination des sols de cette région. Le Cr représente deux classes de contaminations pour la saison d'hiver et une seule classe pour la saison d'été (Figure 75). En se basant sur ces résultats, on constate que la contamination est plus importante en saison d'hiver. Les valeurs de l'indice de pollution varient de 0,02 – 1,46 en été, alors qu'en hiver les valeurs de l'indice de pollution varient de 4,97 – 8,07. Nos résultats sont différentes de ceux qui ont été trouvés en Inde, où Rajmohan et al. (2014) ont trouvé des valeurs de l'indice de pollution de Cd qui variaient de 0,37 – 1,51, et des valeurs de l'indice de pollution de Cd qu'on a trouvé au Cameroun (0,01 – 0,11) (Defo et al., 2015).

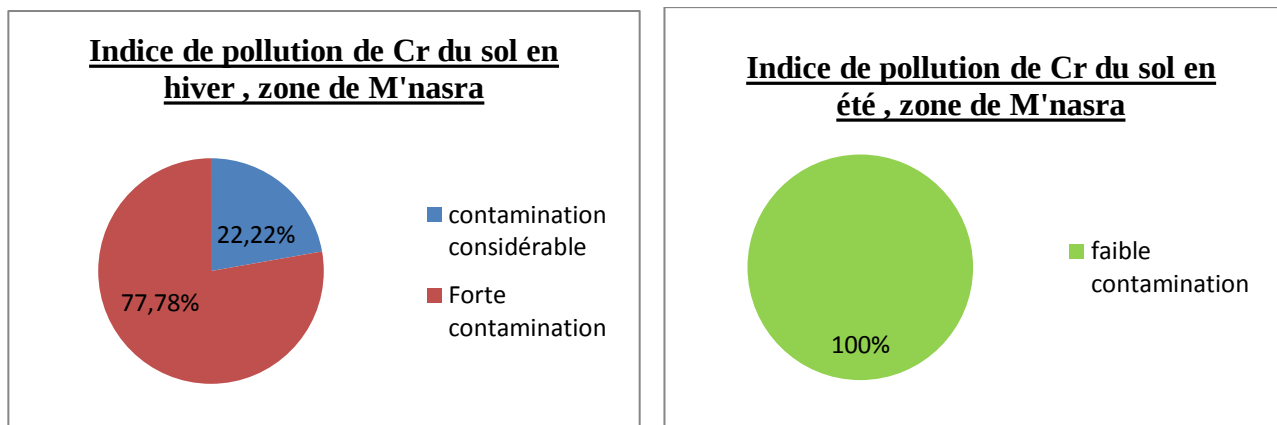


Figure 75: Indice de pollution du Cr dans les sols agricoles de la zone de M'nasra en hiver et en été.

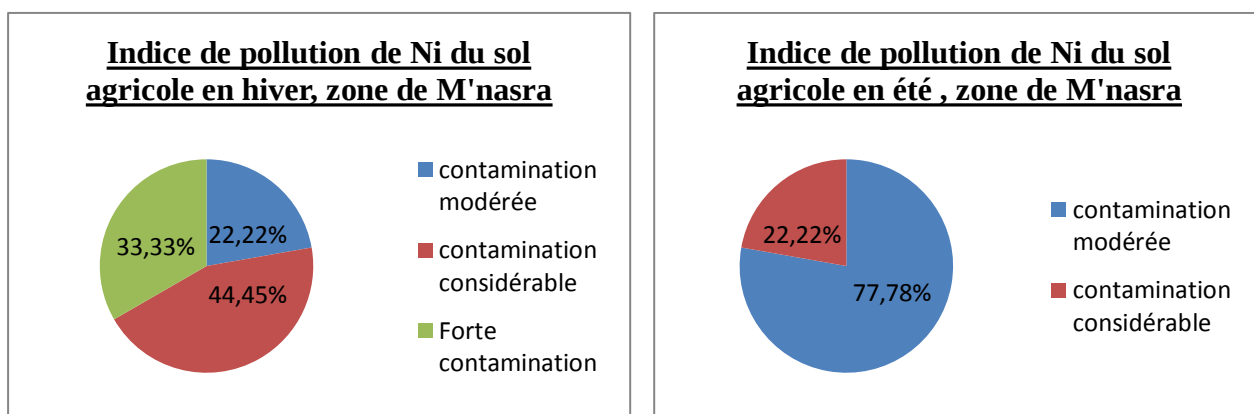


Figure 76: Indice de pollution du Ni dans les sols agricoles de la zone de M'nasra en hiver et en été.

Pour le Ni, il y a trois catégories de contamination pour la saison d'hiver, et deux pour la saison d'été, la classe de contamination considérable représente 44,45% des sites de prélèvement en saison d'hiver et 22,22% en été. Cependant la classe de contamination modérée représente 77,78% dans la saison d'été et 22,22% dans la saison d'hiver (Figure 76), et enfin la classe de forte contamination représente 33,33% en hiver. Il faut rappeler que lors de la saison d'hiver, les eaux de pluie peuvent mobiliser les métaux dans le sol, de ce fait la teneur en métal est probablement plus réduite en hiver que pendant la saison d'été. Les valeurs de l'indice de pollution pour le nickel varient d'environ de 1,61 à 5,70 en été, alors qu'en hiver, elles varient entre 1,41 et 6,29 (tableau 32). Les valeurs de cette étude sont nettement inférieures à ce que d'autres auteurs ont trouvé au Cameroun (variant entre 1,30 – 6,48) (Defo et al., 2015). et en Inde (variant de 0,17 et 1,92) (Rajmohan et al., 2014).

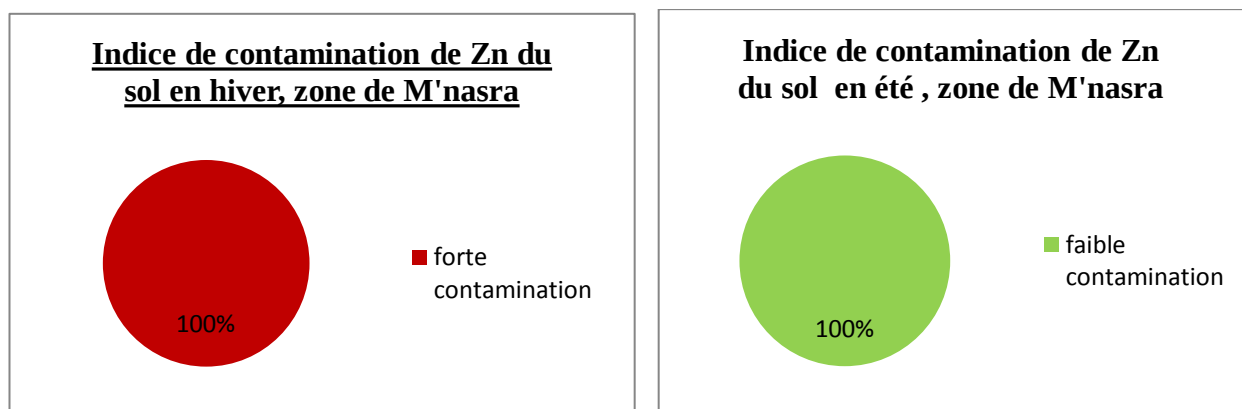


Figure 77: Indice de pollution du Zn dans les sols agricoles de la zone de M'nasra en hiver et en été.

Pour le Zn, il y a seulement une classe pour les deux saisons, mais la classe forte contamination en hiver représente 100% des sites de prélèvement. Les valeurs de l'indice de pollution pour le zinc varient d'environ de 0,63 à 0,68 en été, alors qu'en hiver, elles varient entre 7,47 et 8,50 (tableau 32).

D'autres métaux à savoir le cadmium, le plomb, le cuivre, le manganèse et le zinc, bien qu'ils soient présents dans le sol, les valeurs de leur indice de contaminations sont en dessous de la valeur minimale ($C_f < 1$), sauf le zinc qui fait l'exception en hiver (tableau 32). En effet, cela veut dire que ces cinq ETM sont classés dans la catégorie de faible contamination (sans pollution considérable), cette dernière représente 100% pour tous les sites de prélèvement.

Tableau 32 : Valeurs maximales, minimales, moyennes et écart type des facteurs de contaminations (C_f) pour les sols agricoles de la zone de M'nasra (été et hiver).

Hiver	Cd_Cf	Cr_Cf	Cu_Cf	Mn_Cf	Ni_Cf	Pb_Cf	Zn_Cf
Min	0.23	4.97	0.36	0.27	1.41	0.12	7.47
Max	0.31	8.07	0.71	0.32	6.29	0.41	8.50
Moy	0.27	6.96	0.51	0.30	3.75	0.24	7.96
STD	0.04	1.73	0.18	0.02	2.45	0.15	0.52

Eté	Cd_Cf	Cr_Cf	Cu_Cf	Mn_Cf	Ni_Cf	Pb_Cf	Zn_Cf
Min	0.35	0.02	0.47	0.39	1.61	0.00	0.63
Max	0.68	1.46	0.77	0.50	5.70	0.34	0.68
Moy	0.51	0.50	0.61	0.43	3.11	0.12	0.66
STD	0.17	0.83	0.15	0.06	2.25	0.19	0.02

Compte tenu de la pollution totale sur la base de l'indice de pollution de Nemerow (Figure 78), la majorité des sites de prélèvement peuvent être classés en «domaine de sécurité » (72% des échantillons en été et 57% en hiver). La catégorie de « domaine légèrement pollué » en été, représente 14%. Enfin la catégorie du « domaine très pollué », il y a 43% des sites de prélèvement pendant la saison humide, et 14% dans la saison sèche.

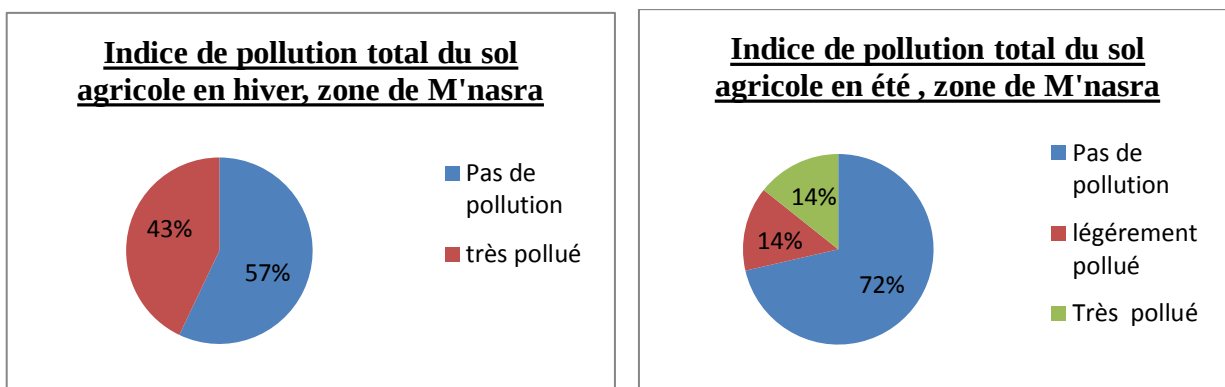


Figure 78: Indice de pollution total de Nemerow dans les sols agricoles en hiver, et en été, zone de M'nasra.

II.8.2. Bilan

Les sites de prélèvement, où les concentrations des métaux lourds dépassant les valeurs guides de l'OMS, pour les eaux et les valeurs guides du CCME pour le sol, ont été identifiés. Le degré de contamination calculé à l'aide des indices de pollution, la catégorie de "domaine très pollué" dans le sol, dans les deux saisons et le "domaine modérément pollués" dans les eaux souterraines pendant les deux saisons ont été mis en évidence. Les degrés de pollutions sont observés en fonction de la variation saisonnière. Les valeurs des indices de contamination montrent une pollution au niveau des eaux souterraines de l'hiver à l'été, et de l'été à l'hiver dans le sol, on observe un effet inverse entre les deux saisons. Comme il est montré dans le (tableau 30), les facteurs de contamination (indice de pollution individuel) dans les sols sont respectivement rangés comme suit : 0,23 – 0,31 pour Cd; 0,36 – 0,71 pour Cu; 0,12 – 0,41 pour Pb; 0,27 – 0,32 pour Mn; 7,47 – 8,50 pour Zn; 1,41 – 6,29 pour Ni; 4,97 – 8,07 pour Cr pendant la saison d'hiver et 0,35 – 0,68 pour Cd ;0,47 – 0,77 pour Cu et 0,00 – 0,34 pour Pb ; 0,39 – 0,50 pour Mn ; 0,63 – 0,68 pour Zn ; 1,61 – 5,701 pour Ni et 0,02 – 1,46 pour Cr pendant la saison d'été. Les valeurs moyennes de ces facteurs varient de $0,24 \pm 0,15$ à $7,96 \pm 0,52$ en hiver et de $0,12 \pm 0,19$ à $3,11 \pm 2,25$ en été. Dans l'ordre de contamination dans les sols agricoles de la zone de M'nasra, les métaux sont classés du plus susceptible à contaminer au moins contaminant $Zn > Cr >> Ni >> Cu > Mn > Cd > Pb$ pendant la saison d'hiver, alors qu'il y a un petit changement dans l'ordre pendant la saison d'été : $Ni >> Zn > Cu > Cd > Cr > Mn > Pb$. Les valeurs que nous avons obtenues sont nettement différentes à celles trouvées par Minhaz et al. (2019) au Bangladesh. Au Nigeria, Eseyin et al. (2018) a trouvé des valeurs maximales qui sont nettement supérieures aux nôtres à l'exception de Zn (22,14-76,3) pour les deux saisons, et presque les mêmes concentrations pour le Cu (40,1- 63,4 en hiver) et (43,3-66-6 pour l'été). En Inde, les valeurs enregistrées par Rajmohan (2014) sont rangées respectivement de 0,53 – 1,35 pour Mn, Cr (0,45 – 4,23) ; Cu (1,19 – 3,99) ; Pb (0,17 – 1,92) ; Zn (0,79 – 2,26) ; Ni (0,48 – 2,61) et Cd (0,37 – 1,51). Il faut noter que certaines d'entre elles sont inférieures à celles trouvées dans la zone de M'nasra (cas du Cd) et d'autres comme le Pb et le Zn sont rangés dans l'intervalle des valeurs de la zone de M'nasra. Les résultats de la classification hiérarchique (via le dendrogramme) appliquées pour les concentrations des métaux lourds et des compositions du sol à savoir l'argile, le limon et le sable, nous ont permis d'identifier des corrélations entre les concentrations des métaux lourds mesurées dans le sol avec les composants d'argile et de limon. Ainsi, la corrélation est observée entre les concentrations des métaux lourds dans les eaux souterraines avec le composant de sable, dans les deux saisons. Tous ces points laissent croire une possibilité de transfert vertical des polluants du sol supérieur aux eaux souterraines. Pour le cas du Ni et le Cr, le transfert vertical est confirmé par la corrélation entre les variables et par

la répartition spatiale de la distribution des concentrations dans l'eau souterraine comme il est montré sur les cartes de distribution.

CONCLUSION GENERALE

L'étude de la qualité physico-chimique des eaux souterraines et des sols de la région de M'nasra nous a permis d'évaluer l'état actuel de la qualité des sols et des eaux dans cette région particulièrement connue pour son agriculture intensive.

Les résultats de cette étude ont montré que certaines valeurs de paramètres physico-chimiques étaient inférieures aux limites (OMS et EPA) sur tous les puits échantillonnés, et dans la plupart des cas pour d'autres, supérieures. Compte tenu du nombre d'endroits où des valeurs supérieures ont été signalées et de leur répartition spatiale, on peut conclure qu'il s'agit principalement d'événements locaux, mais qu'ils doivent être inclus dans un futur programme de surveillance. L'augmentation des concentrations de ces paramètres dépend de l'utilisation des produits chimiques en agriculture.

L'affirmation est confirmée par les résultats obtenus dans les trois zones en corrélation avec l'intensité et le type d'agriculture pratiquée : La zone B présente le taux le plus bas de dépassement des seuils et les activités agricoles réalisées sont principalement basées sur les engrais naturels, tandis que pour les deux autres zones (A et C), les engrais chimiques sont utilisés par la plupart des agriculteurs.

Compte tenu de la variation saisonnière des valeurs mesurées pour les paramètres physico-chimiques, on peut conclure que pendant la saison des pluies (hiver), la qualité des eaux souterraines a diminué, sachant que les seuils fixés par l'OMS pour Na^+ , Ca^{2+} , NO_3^- et Cl^- sont dépassés.

Des niveaux relativement moyens de salinité des sols ont été observés, compromettant ainsi l'utilisation durable des terres agricoles dans la région. Ce phénomène est accentué par les eaux d'irrigation puisque plus de 61,1% des eaux ont une salinisation légère à modérée, surtout dans la partie amont de la région (zone C).

Le rapport d'adsorption du sodium (SAR) montre un risque minimal d'accumulation de sodium dans le sol, 16,7 % des échantillons étant légèrement alcalins.

Les sols ont en général (68,4%) une teneur en matière organique pauvre à modérément pauvre, tandis que 83,3% des sols ont des teneurs en phosphore très élevées ; en revanche, 84,2% des sols ont une très faible teneur en potassium, principalement en raison de la nature des sols de la région du Gharb et de l'absence de contrôle des engrais minéraux.

La majorité des échantillons de sol sont non alcalins et seulement 15,8 % peuvent être considérés comme légèrement ou modérément alcalins.

Les analyses des sols agricoles et des eaux souterraines ont montré dans la plupart des sites et des puits de prélèvement, des teneurs en métaux lourds importantes dépassant parfois des valeurs guides de l'OMS, CCM et EC. Le Cr, le Ni et le Zn affichent des valeurs importantes dépassant les valeurs guides dans les échantillons des sols au cours des deux saisons, mais fortement au cours de la saison humide. Le Cd, le Ni, et le Pb dépassent les valeurs guides dans les eaux souterraines, lors des deux saisons, mais fortement au cours de la saison sèche. L'analyse SIG a permis d'identifier la distribution spatiale des métaux et des paramètres physicochimiques des eaux et des sols, sur toute la zone de M'nasra. Les trois zones considérées vis-à-vis de la distribution des métaux lourds montrent que la zone C est la moins contaminée, que ça soit sur le plan d'analyse des métaux lourds dans les sols ou dans les eaux souterraines, suivie par la zone A et enfin par la zone susceptible d'être un peu plus contaminée, la zone B. L'analyse statistique avec l'ACP et l'AC, a permis d'identifier l'origine des métaux au niveau des sols de cette région. De ce fait, les sources potentielles mises en évidence sont soit naturelles (Pb, Cu, et Zn), soit anthropiques (Cr, Ni, Cd) et le Pb qui a probablement une double origine (naturelle et

anthropique).

En plus, les résultats de l'AC entre les métaux lourds dans les sols et dans les eaux souterraines et les paramètres du sol (argile, limon et sable) montrent des corrélations entre les métaux lourds dans les sols et l'argile, le sable et le limon, et entre les métaux lourds dans les eaux souterraine, lors des deux saisons.

Cela met en évidence une possibilité de transfert vertical des polluants à partir du sol supérieur vers les eaux souterraines. Pour le Ni et le Cr une probabilité de transfert vertical est confirmée par la corrélation entre les variables (Ni du sol et Ni des eaux souterraines dans la saison d'hiver et une très forte corrélation entre le Ni et le Cr dans le sol et en été) et par les cartes de distribution spatiale du Ni et Cr au niveau du sol et au niveau des eaux souterraines. Les sites et les puits où les teneurs en métaux lourds dépassent les seuils de l'OMS, du CCM et de l'EC, à la fois dans les eaux souterraines et dans le sol, ont été identifiés. Le degré de contamination calculé à l'aide des indices de pollution, classe ces sols dans le « domaine de sécurité » et « domaine très pollué » au cours des deux saisons, et dans le « domaine légèrement pollué » en été et ces eaux souterraines dans le « domaine de sécurité : pas de pollution » et « domaine modérément pollué » au cours de deux saisons, dans le « domaine légèrement pollué » en d'hiver, et dans le « domaine de précaution » en été.

Les variations saisonnières ont été identifiées, on constate ainsi des concentrations dans des sites et des puits en pourcentage dépassant les limites de l'OMS, du CCM et de l'EC de plus en plus importantes dans les eaux souterraines en passant de l'hiver à l'été et une diminution remarquable de l'hiver à l'été dans les sols.

Bien que cette pollution ne soit pas alarmante, il est important de contrôler constamment la qualité des eaux de cette région et d'informer la population du risque sanitaire que la contamination puisse engendrer.

Une surveillance continue de la qualité du sol est nécessaire pour éviter une dégradation excessive de cette ressource. Le présent travail est une première étape pour l'étude de la qualité de l'eau et du sol dans la région du Gharb. Des études plus approfondies devraient être menées dans la zone d'étude sur les aspects et les disciplines liés à la qualité de l'eau et du sol afin de mieux interpréter les résultats dans le contexte de la stratégie de gestion des terres et des eaux.

Recommandations et perspectives

Enfin et dans le but de compléter ce travail sur la contamination par les métaux lourds et par nitrates de la région de M'nasra, d'autres études peuvent être envisagées, afin de permettre une approche analytique susceptible d'accroître la compréhension des phénomènes toxicologiques globaux telles que :

- L'impact de l'irrigation avec les eaux de puits sur la qualité des cultures agricoles (fruits, légumes, céréales, ...)
- L'impact de l'utilisation de ces eaux souterraines sur le cheptel des exploitations agricoles (viande, lait, œufs, ...)
- L'emploi rationnel de l'azote en tant que facteur de la production agricole. En effet, la fertilisation azotée devrait être adaptée aux besoins des cultures pour un niveau de rendement optimum et aux potentialités du milieu d'où l'importance d'appliquer les doses requises pour les cultures aux bons moments et aux bons endroits.
- La gestion rationnelle de l'irrigation s'impose. Néanmoins, à long terme, l'introduction de nouvelles techniques d'irrigation plus efficaces est vivement recommandée pour économiser l'eau et préserver sa qualité.
- Le contrôle et la normalisation de l'utilisation des engrais et des produits phytosanitaires.
- Réduction de la consommation des eaux des puits, non conformes à la norme marocaine des eaux potables et aussi aux normes de l'OMS, afin de minimiser le risque sur la santé humaine et d'éviter l'apparition d'éventuelles maladies d'origine hydrique.
- Réalisation d'un suivi spatio-temporel des paramètres physicochimiques et de la contamination par les métaux lourds des eaux et des sols.

Références bibliographiques

Abadin, H., Ashizawa, A., Stevens, Y-W., Lladós, F., Diamond, G., Sage, G., Citra, M., Quinones, A., Bosch, S.J., and Swarts, S.G., “Toxicological Profile for Lead,” U.S Public Heal. Serv. Agency Toxic Subst. Dis. Regist., no. August, p. 582, 2007.

Abdul Rida, A.M.M., “Biosurveillance de la contamination du sol: apport de l’étude des lombriciens à l’évaluation des risques liés aux éléments traces”. Document pédolo-zoologique, Lab. de Zooécologie du sol, I.N.R.A., Montpellier, (1992), 233p.

Abderrazzak, B.A., “Etude de contamination et d’Accumulation de quelques métaux lourds dans des céréales, légumes et des sols agricole irrigués par des eaux usées de la ville de Hammam Bouhrara, Université TLEMCEN, Algérie,” 2012.

Abdullah, M.Z., Louis, V.C., and Abas, M.T., “Metal Pollution and Ecological Risk Assessment of Balok River Sediment , Pahang Malaysia,” vol. 5, pp. 1–7, 2015.

Aboumeriem, I., Ismaili, M., Nassiri, L., Ben Messaoud, B., Lahrach, Z. et Ibijbjen, J., 2013. «Effet du Stress Salin sur la Croissance, la Nodulation et la Nutrition Minérale de la Légumineuse Arbustive (*Medicago arborea*) ». *ScienceLib Editions Mersenne*: Volume 5, N ° 130703, SSN 2111-4706.

Acosta, J.A., Faz, A. and Martínez-Martínez, S., Identification of heavy metal sources by multivariable analysis in a typical Mediterranean city (SE Spain). *Environ Monit Assess* 169, 519–530 (2010).

Adamo, P., Denaix, L., Terribile, F., and Zampella, M., “Characterization of heavy metals in contaminated volcanic soils of the Solofrana river valley (southern Italy),” vol. 117, pp. 347– 366, 2003.

ADEME, 2009. Traçabilité des sols pollués. Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l’évaluation de leurs performances.

AFO, 2012. AfricaFertilizer.org Manuel de Formation Statistiques sur les Engrais en Afrique. Akbulut N.E., and Tuncer A.M., “Accumulation of heavy metals with water quality parameters in Kızılırmak River Basin (Delice River) in Turkey.,” *Environ. Monit. Assess.*, vol. 173, no. 1–4, pp. 387–395, 2011.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry, “Toxicological Profile for Zinc,” ToxGuide Zinc, n°. August. 2005.

AGOUMI, A., Introduction à la problématique des changements climatiques. Projet maghrébin sur les changements climatiques RAB/94/G31: *somigraf*, (1999) 43.

Akino, T.M., Uo, Y.L., Longhua, W.H., Akurai, Y.S., Aejima, Y.M., Kahane, I.A., and Rao, T.A., “Heavy Metal Pollution of Soil and Risk Alleviation Methods Based on Soil Chemistry,” no. April, pp. 38–49, 2010.

Al- Jaboobi, M., A. Zouahri, A., Tijane, M., El Housni, A., Mennane, Z., Yachou, H., and Bouksaim, M., “Evaluation of heavy metals pollution in groundwater , soil and some vegetables irrigated with wastewater in the Skhirat region ‘ Morocco ,”” vol. 5, no. 3, pp. 961–966, 2014.

Alberta Environment & Sustainable Resource Development (ESRD), Alberta Tier 1 Soil and Groundwater Remediation Guidelines, no. December. 2014.

- Amharref, M., Aassine, S., Bernoussi, A.S , Haddouchi, B.Y.,** Rev. Sci. Eau. 2007, 20:185-199.
- Antipolis, S., 2003.** Les menaces sur les sols dans les pays méditerranéens. Plan bleu. 80 pages.
- Arbaoui, M., Benkhelifa, M., Belkhodja, M., 2000.** Réponses physiologiques de quelques variétés de blé dur à la salinité au stade juvénile. In: Royo C. (ed.), Nachit M. (ed.), Di Fonzo N. (ed.), Araus J.L. (ed.). Durum wheat improvement in the Mediterranean region: New challenges. Zaragoza : CIHEAM, p. 267-270 (Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens; n. 40)
- Aranguren, M.M.S.,** “Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique,” p. 489, 2008.
- ASDTR,** “Toxicological Profile for Cadmium,” ... Toxicological Profile, ..., no. September. pp. 1–487, 2012.
- Atkinson P.M., and Tate N.J.,** Advances in remote sensing and GIS analysis. Wiley, 1999.
- Audren Fournel, Alysso Marlin, Anne Abot, Charles Pasquio, Carla Cirillo, Patrice D. Cani, and Claude Knauf.** Glucosensing in the gastrointestinal tract: Impact on glucose metabolism .Am J Physiol Gastrointest Liver Physiol 310: G645–G658, 2016.
- Arveti, N., Sarma, M.R.S., Aitkenhead-Peterson, J.A., Sunil, K.,** Environmental Monitoring and Assessment 172(2011) 427–443.
- Avila, M.,** “Heavy Metal Contamination and Mobility at the Mine Area of Draa Lasfar (Morocco),” Open Environ. Pollut. Toxicol. J., vol. 3, no. 1, pp. 2–12, 2012.
- Avila, M.,** “Heavy Metal Contamination and Mobility at the Mine Area of Draa Lasfar (Morocco),” Open Environ. Pollut. Toxicol. J., vol. 3, no. 1, pp. 2–12, 2012.
- Aydinalp, C., and Marinova, S.,** “Distribution and forms of heavy metals in some agricultural soils,” *Polish J. Environ. Stud.*, vol. 12, no. 5, pp. 629–633, 2003.
- Badraoui, M., Souidi, B., Lahlou, M., Kabbassi, M. et Aniba, K., 1998a,** « Evaluation de la salinité des sols dans le périmètre irrigué des Doukkala : Suivi et diagnostic dans les zones vulnérables », in Souidi B.éd, étude de l’impact de l’intensification de la mise en valeur agricole sur la qualité des sols et des eaux : Proposition de pratique rationnelles“, projet d’initiative propre AGCD-UCL, IAV Hassan II, Rabat, Maroc.
- Badraoui, M., Merzouk, A.,** In Advanced Course on Farm Water Management Techniques, CIHEAMIAM-B (ed.). Rabat, Morocco, 7–22 May; 145-155, 1994.
- Baedecker, M.J., and Back, W.,** “Hydrogeological Process and Chemical Reactions at a Landfill,” Groundwater, vol. 17, no. 5. pp. 429–445, 1979.
- Bai, J., Cui, B., Chen, B., Zhang, K., Deng, W., Gao, H., and Xiao, R.,** “Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China,” *Ecol. Modell.*, vol. 222, no. 2, pp. 301–306, 2011.
- Baize, D.,** Guide des analyses en pédologie: choix, expression, présentation, interprétation 2nd ed, INRA Paris, 255(2000).

Baize, D., 2011. “teneurs totales en ‘ métaux lourds ’ dans les sols français résultats généraux du programme ASPITET par Denis Baize,” *Courr. l’environnement l’INRA*, no. 22, pp. 37 – 46.

Baize, D., “Éléments traces dans les sols - Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles : définitions et utilités,” *Courr. l’environnement l’INRA*, vol. n°57, pp. 63–72, 2009.

Baize, D., Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Editions Quae, 1997.

Baize, D., “teneurs totales en ‘ métaux lourds ’ dans les sols français résultats généraux du programme ASPITET par Denis Baize,” *Courr. L’environnement l’INRA*, no. 22, pp. 37 – 46, 2011.

Baize, D., Saby, N., Deslais, W., Bispo, A., Feix, I., Biologique, G., and Direction, S., 2007. “Teneurs en Huit Eléments en Traces (Cd , Cr , Cu , Hg , Ni , Pb , Se , Zn) content of Eight trace Metals (Cd , Cr , Cu , Hg , Ni , Pb , Se , Zn) in french arable topsoils Remerciements ;,”.

Bajwa, M.S., Hira, G.S. et Singh, N.T., 1984. « Effects of sodium and bicarbonate irrigation waters on sodium accumulation and on wheat yield in Northern India ». *Irrigation Science*, 4, 191-199.

Balaghi, R., Jlibene, M., Benaouda, H., Kamil, H., Debbarh, Y. 2012. Étude de l’impact environnemental et social du sous-projet PICCPMV «Extension et valorisation de la production oléicole sur une superficie de 2500 Ha dans la région de Gharb – Chrarda – Beni Hssen».

Batayneh, A.T., “Toxic (aluminum, beryllium, boron, chromium and zinc) in groundwater: health risk assessment,” *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 9, no. 1, pp. 153–162, 2012.

Batayneh, A.T., “Heavy metals in water springs of the Yarmouk Basin, North Jordan and their potentiality in health risk assessment,” *Int. J. Phys. Sci.*, vol. 5, no. 7, pp. 997–1003, 2010.

Batchi, M., Al Karkouri, J., Fenjiro, I., and El Maaqili, M., *Physio-Géo Géog. phy. et environ.*, 2017, 11 :43-64.

Bedos, C., Génarmont, S., Le Cadre, E., Garcia, L., Barriuso, E., Cellier, P. 2009. Modelling pesticide volatilization after soil application using the mechanistic model Volt Air. *Atmos. Environ.* 43, 3630–3639.

Belghiti, M.L., Chahlaoui, A., Bengoumi, D., and El Moustaine, R., *Larhyss Journal*. 14(2013) 21-36.

Belghiti, M.L., Chahlaoui, A., Bengoumi, D., El Moustaine, R., *Larhyss J.* 2013,14: 21-36., *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 2011, 5: 1118-1134.

Benel Harkati, F., El Bayoudi M., El Khayyat F., Elkharrim K., Sadek S., Belghyti D., “Physicochemical analysis of the wastewater of Tiflet Wadi (Sidi Yahia , Morocco),” vol. 2, no. March, pp. 19–22, 2014.

Benkaddour R., Merimi I., Szumiata T., and Hammouti B., Nitates in groundwater of the Triffa plain Eastern Morocco. *Materials Today*. Vol 27, Part 4, 2020, Pages 3171-3174

Briefert, C., and Perraud, R., “Chimie de l’environnement Air, eau, sols, déchets,” 2ème édition. De Boeck Université, Paris, Bruxelles, 2001.

Bodek, I., Lyman, W. J., Reehl, W. F., and Rosenblatt, D. H., 1998. “Environmental inorganic chemistry: properties, processes, and estimation methods,” in New York: pergamon press, Pergamon press New York:, pp. 7–12.

Bosca C., Groundwater law and administration of sustainable development, *Mediterranean. Magazine Science, training & Technology*, (2002) 13-17.

Bouderka, N., Souid, K.A., Lakhili, F.,Lahrach, A., et Benabdelhadi, M. ,2016. « Evaluation De L’impact De La Pollution Agricole Sur La Qualité Des Eaux Souterraines De La Nappe Du Gharb ». *European Scientific Journal*.

Bourakhoudar, J., 1999. « Réhabilitation d’un sol salin- sodique par l’utilisation d’un générateur d’acide sulfurique (SAG) an champs ». Thèse de 3ème cycle, I.A.V. Hassan II, Département Sciences du sol, Rabat, Maroc.

Bricha, S., Ounine, K., Oulkheir, S., El Haloui, N., Attarassi, B. 2007. Etude de la qualité physicochimique et bactériologique de la nappe phréatique M’nasra (Maroc). *Afrique SCIENCE*, 03, 391- 404

Brignon, J.-M.,Gouzy, A., 2015. “Cuivre, Composes Et Alliages: Données technico - économiques sur les substances chimiques en France,”.

Brignon, J.-M., “Chrome et ses composés,” INERIS - Données technico-économiques sur les substances chimiques en France, pp. 1–97, 2011.

Buchter, B., Hinz, C., Gfeller, M., and Fluhler, H., “Cadmium transport in an unsaturated stony subsoil monolith,” *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 60, no. 3, pp. 716–721, 1996.

Cai,L., Xu,Z., Ren,M., Guo,Q., Hu,X., Hu,G., Wan,H., and Peng,P., “Source identification of eight hazardous heavy metals in agricultural soils of Huizhou, Guangdong Province, China,” *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 78, pp. 2–8, 2012.

Callender, E., and Robbins, J. A., 1993. “Transport and Accumulation of Radionuclides and Stable Elements in a Missouri River Reservoir,” *Water Resour. Res.*, vol. 29, no. 6, pp. 1787–1804.

Carrillo-Gonzalez, R., Simunek, J., Sauvé,S., and Adriano, D., “Mechanisms and Pathways of Trace Element Mobility in Soils,” *Adv. Agron.*, vol. 91, no. 06, pp. 111–178, 2006.

CCME (Canadian Council of Ministers of Evironmental), 2007. “Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health,”.

CCME, “CCME Canadian Water Quality Guidelines List of Chapters,” 2008.

CHAPMAN D., KIMSTACH V., Selection of water quality variables. Water quality assessments : a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London, (1996) pp. 59-126.

Chassin, P., Baize, D., and Sterckeman, T., 1996. “Les éléments traces métalliques et la qualité des sols Impact à moyen et à long terme,” *Etude Gest. Des Sols*, vol. 3, no. 4, pp. 297–306.

Cheng, S., “Heavy metal pollution in China: origin, pattern and control.” *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, vol. 10, no. 3, pp. 192–198, 2003.

Chen, X., Lu, X., and Yang, G., “Sources identification of heavy metals in urban topsoil from inside the Xi'an Second Ringroad, NW China using multivariate statistical methods,” *Catena*, vol. 98, pp. 73–78, 2012.

Chen, T., Liu, X., Zhu, M., Zhao, K., Wu, J., Xu, J., and Huang, P., “Identification of trace element sources and associated risk assessment in vegetable soils of the urban-rural transitional area of Hangzhou, China,” *Environ. Pollut.*, vol. 151, no. 1, pp. 67–78, 2008.

Chen, L., Wang, G., Wu, S., et al. Heavy Metals in Agricultural Soils of the Lihe River Watershed, East China: Spatial Distribution, Ecological Risk, and Pollution Source. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2019 Jun;16 (12).

Chiffolleau, C.J., Ficht, A., Gonzalez, J., Guyot, T., and Petit, F., “La contamination métallique,” no. 1. pp. 1–40, 2001.

Commission de l'Union Européenne, “Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n ° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées.” p. 16, 1998.

Compaoré, E., and Nanéma, L.S., “Compostage et qualité du compost de déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso , Burkina Faso,” no. 226, pp. 232–237, 2010.

Coullery, P., “Management of soils weakly polluted by heavy metals,” *Rev. Suisse l'agriculture*, vol. 29, pp. 299–305, 1997.

Council of the European Union, “Heavy Metals and Organic Compounds From Wastes Used As organic Fertilisers,” *Quality*, no. July. pp. 1–21, 2004.

Council of the European Union, “Directive n ° 86-278 du 12 / 06 / 86 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture.” p.9, 2013.

Countries, M., “Speciation of Heavy Metals in the Soil and the Tailings , in the Zinc-Lead Sidi Bou Othmane Abandoned Mine,” vol. 3, no. 8, pp. 138–147, 2013.

Dakak, H., 2015 .Thèse de doctorat national « Diagnostic et Contrôle de la Salinité et des Nitrates des Eaux et des Sols du Périmètre Irrigué de Tadla : Élaboration du Bilan Hydrologique et du Bilan de Masse d'Azote Expérimentation et Modélisation ».

Danielopol D.L., Griebler C., Gunatilaka A. et Notemboom J., Present state and future prospects for groundwater ecosystems. *Environmental conservation* (2003) 30, 2: 1004-130.

Danielopol D. L., Gibert J., Griebler C., Gunatilaka A., Hahn H. J., Messana G., Notenboom J. et Sket B., Incorporating ecological perspectives in European groundwater management policy. *Environmental Conservation*. (2004) 31, 3: 185-189.

Darwesh N., Naser Ramzy S.M., Al-Qawati M., Raweh S., El Kharrim K., and Belghyti D. Groundwater Quality in Sidi Slimane, Morocco. *J Health Pollution* 25: (200309) 2020.

Darwish, T., Atallah, T., Francis, R., Saab, C., Jomaa, I., Shaaban, A., Sakka, H., Zdruli, P. 2011. Observations on soil and groundwater contamination with nitrate: A case study from Lebanon-East Mediterranean. *Agric. Water Manag.* 99, 74– 84.

Day, A., Ludeke, K., *Plant Nutrients in Desert Environments*. Springer: Berlin, Heidelberg; pp.35, 1993.

Debbarh, A., Hammani, A., Bouarfa, S., & Chaumont, C., Résultats de deux années de suivi de la salinité des eaux et des sols sous drainage (station expérimentale de Souk Tlet). Séminaire Euro-Méditerranéen, 27-29 Octobre 1999 Rabat, MAROC.

Debbagh A., Badraoui A., 2007. Irrigation et environnement au Maroc : situation actuelle et perspectives. Atelier du PCSI (Programme Commun Systèmes Irrigués) sur une Matrise des Impacts Environnementaux de l'Irrigation, Montpellier, France. Cirad - IRD - Cemagref, 14 p, cirad-00179840.

De Bie, P., Van De Sluis, B., Klomp, L., and Wijmenga, C., “The many faces of the copper metabolism protein MURR1/COMMD1,” *J. Hered.*, vol. 96, no. 7, pp. 803–811, 2005.

Defo, C., Yerima, B.P.K., Noumsi, I.M.K., and Bemmo, N., “Assessment of heavy metals in soils and groundwater in an urban watershed of Yaoundé (Cameroon-West Africa),” *Environ. Monit. Assess.*, vol. 187, no. 3, 2015.

Delaunois A., Ferrie Y., Bouche M., Colin C., et Rionde C., 2008. Guide pour la description et l'évaluation de fertilité des sols. Chambre d'agriculture du Tarn.

Deneux-Mustin, S., Roussel-Debet, S., Mustin, C., Henner, P., Munier-Lamy, C., Colle, C., Berthelin, J., Garnier-Laplace, J., and Leyval, C., 2003. “Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : (Influence des micro-organismes du sol).”

Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B., Belem, T., and Mbonimpa, M., “Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide: cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels,” *VertigO-la Rev. électronique en Sci. l'environnement*, vol. 7, no. 2, 2006.

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).

Dhaou-El-Djabine, K., 2005. “Evaluation et comportement des métaux lourds (Cd – Cr – Cu – Ni – Pb – Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle soumis à une pollution atmosphérique. (Elhadjar – Annaba – est Algérien). Influence de la végétation sur la dynamique,”

Dharma-Wardana, M.W.C., Fertilizer usage and cadmium in soils, crops and food”. *Environmental Geochemistry and Health* .2018, Volume 40, Issue 6, pp 2739–2759.

Diallo, M.D., Ndiaye, O., Mahamat Saleh, M., Tine, A., Diop, A., and Guisse, A., « Etude comparative de la salinité de l'eau et des sols dans la zone nord des Niayes (senegal) ». *African Crop Science Journal*, Vol. 23, No. 2, 2015, pp. 101 – 111.

Donahue, R.L., Miller, R.W., and Shickluna, J.C., 1983. « Soils: An Introduction to Soils and Plant Growth », Prentice -Hall, Inc., Englewood Cliffs. New Jersey.

Doucet R., 2006. le climat et les rôles agricoles, Berger édition A.C ; 116 P.

DRPE Rapport National sur les Ressources National sur les Ressources en Eau au Maroc (2004).

- DURAND, J.H. .1983.**Les sols irrigables, étude pédologique. Edit. Imprimerie, Paris 339 p.
- Earle, S., and Krogh, E.,** “Geochemistry of Gabriola ’ s groundwater,” Shale J., no. 7, pp. 35–42, 2004.
- Eblin, S.G., Soro,G.M., Sombo, A.P., Aka,N., and Soro ,N.,** “Hydrochimie des eaux souterraines de la région,” pp. 193–214, 2014.
- Edward, J. M. Joy , Alexander J. Stein , Scott D. Young , E. Louise Ander , Michael J. Watts , Martin R. Broadley.** “Zinc-enriched fertilisers as a potential public health intervention in Africa”. Plant Soil (2015) 389:1–24.
- El Blidi, S., Fekhaoui, M., Serghini, A., and El Abidi, A., and Drissi, L.,** “Comportement des éléments traces métalliques dans l’agrosystème rizière du Gharb (Maroc),” *Bull. l’Institut Sci. Rabat*, no. 29, pp. 63–70, 2007.
- Elinder, C. G.,** 1991. “Cadmium as an environmental hazard.,” IARC Sci. Publ., no. 118, pp. 123–132.
- El Khalil, H., El Hamiani, O., Bitton, G., Ouazzani, N., and Boularbah, A.,** “Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco: Monitoring metal content and toxicity of soil runoff and groundwater,” *Environ. Monit. Assess.*, vol. 136, no. 1–3, pp. 147–160, 2008.
- El Khodrani, N. , Zouahri, A., Douaik, A., Omrania, S. ,Iaich, H., Yahyaoui, A., Fekhaoui, M.,** “Evaluation the Impact of Intensive Agriculture on Physic- Chemical Properties of Soil and Groundwater in the Rural Commune Sfafa (Sidi Slimane, Gharb, Morocco)” *J. Mater. Environ.*, 8 (2017) 2339-2346.
- El Khodrani, N., Zouahri, A., Arfaoui, A., Iaich, H., El Oumlouki, K., Yahyaoui, A., Fekhaoui, M.,** “Study of Physico-Chemical Quality of Groundwater in the Rural Commune of SFAFAA (Sidi Slimane Gharb, Morocco)” *J.Mater. Environ.*, 7 (2016) 2852-2860.
- El Khodrani, N.,** 2018.Thèse de doctorat national. Evaluation de l’impact de l’agriculture sur la qualité physico-chimique des eaux souterraines et des sols et sur le niveau de contamination par les métaux lourds : cas de la zone agricole de Sfafa (Sidi Slimane Gharb, MAROC) Université Mohammed V-Rabat.
- El Khodrani, N., Omrania, S., Zouahri, A., Douaik, A., Iaich, H., Yahyaoui, A., and Fekhaoui, M.,** “ Spatial Distribution and Mapping of Heavy Metals in Agricultural Soils of the Sfafa region (Gharb, Morocco)”. *Materials Today: Proceedings* 13 (2019) 832-840.
- El Khodrani, N., Omrania, S., Nouayti N., Zouahri, A., Douaik, A., Iaich, H., Lahmar, M., and Fekhaoui.** “Comparative Study of Groundwater Pollution of M’nasra and Sfafa zones (Gharb, Morocco) by Nitrates”. *E3S Web of Conferences* 150, 0100 (2020).
- El Malki, S., 2007.** « Traitement des eaux d’irrigation par des procédés membranaires et leurs effets sur la germination et la production de blé dur ».Thèse de doctorat nationale, Université Ibn Tofail-Faculté des sciences, KENITRA.
- El Markhi, M., Sadek, S., Elkharrim, K., Benelharkati, F., El Khayyat, F. and Belghyti, D,** *Journal of Water. Res. and Prot.*, 2017, 9:111-120.

El Oumlouki, K. , Moussadek, R., Douaik, A., Iaaich, H., Dakak, H., Chati, M.T, Ghanimi, A., El Midaoui, A.,El Amrani, M. and Zouahri, A., “Assessment of the groundwater salinity used for irrigation and risks of soil degradation in Souss-Massa, Morocco”. *Irrig. and Drain.*, (2018).

Enb, A. , Donia,M.A., Abd-Rabou, N. S. , Abou-Arab, A. A. K. , El-Senaity, M. H., “Chemical composition of raw milk and heavy metals behavior during processing of milk products,” *Global Veterinaria* , vol. 3, no. 3, pp. 268–275, 2009.

Environmental Protection Agency (EPA), “National Recommended Water Quality Criteria”, 2002.

Environnemental Protection Agency, 822-R-03-006 (2003) 29.

EPA, “Towards Setting Guideline Values for the Protection of Groundwater in Ireland: Interim Report,” 2003.

Erbach, G. 2012. Library Briefing. Pesticide legislation in the EU, towards sustainable use of plant protection products.

Er-Raioui, H., Bouzid, S., Khannous, S., and Zouag, M., “Contamination des eaux souterraines par le lixiviat des décharges publiques: Cas de la nappe phréatique R'Mel (Province de Larache - Maroc Nord-Occidental),” *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, vol. 5, no. 3, pp. 1118–1134, 2011.

Ersoy, A., Yunsel, T.Y., and Cetin, M., “Characterization of land contaminated by past heavy metal mining using geostatistical methods.,” *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 46, no. 2, pp. 162–175, 2004.

Eseyin, Olushola Olorunfemi., Udom, G. J., and Osu Charles, I., Concentrations and Seasonal Variation in Heavy Metal Contamination of Leachates, Borehole Water, Soil and Edible Plants near Unengineered Dumpsites in Port Harcourt, Nigeria. *International Journal of Scientific and Research Publications*, Vol. 8, Issue 9, Sept.2018.

Essington, M.E., 2004. « Soil and water chemistry, an integrative approach ». CRC Press, USA.

Evans, G. W., 1973. “Copper homeostasis in the mammalian system,” *Physiol Rev*, vol. 53, no. 3, pp. 535–570.

Facchinelli A., Sacchi E., and Mallen L., “Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils,” *Environ. Pollut.*, vol. 114, no. 3, pp. 313–324, 2001.

Faciu, M., Ifrim, I.L., and Lazar, G., “Building an integrated environmental monitoring system for heavy metals in Romanian soils : Moldova region case study,” *Environ. Eng. Manag. J.*, vol. 11, no. 12, pp. 2185–2201, 2012.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Evaluation of Land for Irrigated Agriculture: Guidelines. *FAO Pedagogical Bulletin* N°. 55, Quality of Water. Rome, Italy, 1989.

FAO, 2006. Utilisation des engrais par culture au Maroc.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).FAO.STAT—Statistics. Rome, Italy, 2015.

Farag, A., “Heavy metals in drinking water and their environmental impact on human health,” in ICEHM/Cairo, Egypt, 2000, pp. 542–556.

Fay, M., Wilbur, S., Abadin, H., Ingerman, L., and Swarts, S. G., 2005. “Toxicological Profile for Nickel,” U.S Public Heal. Serv. Agency Toxic Subst. Dis. Regist., no. August, p. 397.

Fevrier, L., and Moszxowicz, P., “Transfert d’un mélange Zn-Cd-Pb dans un dépôt fluvioglaciaire carbonaté. Approche en colonnes de laboratoire”.2001, 295 p.

FIFI, U., “Impacts Des Eaux Pluviales Urbaines Sur Les Eaux Souterraines Dans Les Pays En Développement – Mécanismes De Transfert Des Métaux Lourds À Travers Un sol modèle de Port au Prince, HAÏTI,” 2010.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).FAO.STAT—Statistics. Rome, Italy, 2015.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Salt-affected Soils and their Management. FAO Soils Bulletin N°. 39 Saline Soils. Rome, Italy,1988.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Evaluation of Land for Irrigated Agriculture: Guidelines. FAO Pedagogical Bulletin N°. 55, Quality of Water. Rome, Italy,1989.

Foulkes,E.C., “Transport of toxic heavy metals across cell membranes,” Proc. Soc. Exp. Biol. Med., vol. 223, no. 3, pp. 234–240, 2000.

Franco-Uría, A., López-Mateo,C., Roca, E., and Fernández-Marcos, M.L., “Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain,” J. Hazard. Mater., vol. 165, no. 1–3, pp. 1008–15, Jun. 2009.

Furst, P., Furst, C., and Wilmers, K., “Human Milk as a Bioindicator for Body Burden of PCDDs, PCDFs , Organo- chlorine Pesticides , and PCBs,” vol. 102, pp. 187–193, 1994.

Gambrell, R. P., 1994.“Trace and Toxic Metals in Wetlands—A Review,” J. Environ. Qual., vol. 23, no. 5, pp. 883–891.

García, I., Diez, M., Martín, F., Simón, M., and Dorronsoro, C., 2009. “Mobility of Arsenic and Heavy Metals in a Sandy-Loam Textured and Carbonated Soil,” Pedosphere, vol. 19, no. 2, pp. 166–175.

Gashu, D., “Determination of the Levels of essential and toxic metal constituents in cow’s whole milk from selected sub-cities in Addis Ababa, Ethiopia,” Addis Ababa University, 2010.

Genermont, S., et Cellier, P., 2016. “Nitrogen, so dear but so Expensive”. Pollution Atmosphérique - Numéro Spécial – p.116-129.

Ghazali, D., Zaid, A., Larhyss J. 2013, 12: 25-36.

Gibert J., Culver D.C., Danielopol D.L. Griebler C., Gunatilaka A.,Notemboom J. et Sket B., Groundwater ecosystems: human impact and future management. Aquatic ecosystems: Trends and global prospect. N.V.C. polumin. Cambridge University Press, Cambridge (2004).

Gloria, C. 2012. Réussir grandes culture. Le graphique, Le marché phyto divise le monde en quatre. Article ref: RRAHZQY6

Gordon, B., Callan, P., and Vickers, C., “WHO guidelines for drinking-water quality,” WHO Chron., vol. 38, no. 3, p. 564, 2008.

Gouaidia, L., Boudoukha, A., Djabri, L. et Guefaifia, O., 2011, « Évaluation de la vulnérabilité d'une nappe en milieu semi-aride et comparaison des méthodes appliquées : cas de la nappe de Meskiana (Est algérien) ». *Sécheresse*, vol. 22, n° 1, p. 35-42.

Gouaidia L., Guefaifia O, Boudoukha A, LaidHemila M et Martin C., 2012. «Évaluation de la salinité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols : exemple de la plaine de Meskiana (Nord-Est Algérien)» *Physio-Géo*.Volume 6, p. 141-160.

Hakanson L.,1980. “An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach,” Water Res., vol. 14, n°. 8, pp. 975–1001.

Hammani, A. 2002. Modélisation couplée du drainage souterrain et du drainage de surface : Application à la conception du drainage agricole dans le périmètre irrigué du Gharb (Maroc). Doctorat, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II et Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts.

Hani, A., and Pazira, E., “Heavy metals assessment and identification of their sources in agricultural soils of Southern Tehran, Iran,” Environ. Monit. Assess., vol. 176, no. 1–4, pp. 677–691, 2011.

Hansen, B., Dalgaard, T., Thorling, L., Sørensen, B., Erlandsen, M. 2012. Regional analysis of groundwater nitrate concentrations and trends in Denmark in regard to agricultural influence. *Biogeosci.* 9, 3277-3286.

Harada, M., “Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution” *Crit. Rev. Toxicol.*, vol. 25, no. 1, pp. 1–24, 1995.

Hasan, M.K., Shahriar, A., and Jim, K.U., “Water pollution in Bangladesh and its impact on public health”. *Heliyon.* 5(8) 2019.

HASSANI, My. D., MOKSSIT, A., ET HENIA , L., Changements climatiques et ressources en eau dans les pays du Maghreb, (1998) 55.

HCEFLCD, 2006. Haut-Commissariat Aux Eaux et Forêt et la Lutte Contre la Désertification(HCEFLCD).Etude sur la pisciculture au barrage Almassira, CR dar CHAFAAI, Cercle d’ELBROUGE, *Province de Settat*, 201p.

Heidmann, I., Christl, I., C. Leu, C., and Kretzschmar,R., “Competitive sorption of protons and metal cations onto kaolinite: Experiments and modeling,” *J. Colloid Interface Sci.*, vol. 282, pp. 270–282, 2005.

Hellström, L., Järup, L., Persson, B., and Axelsson,O., “Using environmental concentrations of cadmium and lead to assess human exposure and dose,” *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.*, vol. 14, no. 5, pp. 416–423, 2004.

Hem, J.D., “Chemistry and occurrence of cadmium and zinc in surface water and groundwater,” *Water Resour. Res.*, vol. 8, no. 3, p. 661, 1972.

Herrero, T.C., Martin, L. F. L., Crisanto Herrero, T., and Lorenzo Martin, L. F., 1993. “Evaluation of cadmium levels in fertilized soils,” *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 50, no. 1, pp. 61–68.

Horst, A., Mahlknecht, J., López-Zavala, M.A., and Mayer, B., “The origin of salinity and sulphate contamination of groundwater in the Colima State, Mexico, constrained by stable isotopes,” *Environ. Earth Sci.*, vol. 64, no. 7, pp. 1931–1941, 2011.

Houngpatin Armelle, S. Y, Patrick, E.A., Sahidou, S., Kissao, G., Luc, K., Lucien, A., Alain, A.K., Modest, G., and Michel, B.,2012. “Assessment of exposure risk to lead and cadmium via fish consumption in the lacusrian village of Ganvié in Benin republic,” *J. Environ. Chem. Ecotoxicol.*, vol. 4, no. 1, pp. 1–10.

Hura, C., Munteanu, N., and Stoleru, V., “Heavy Metals Levels in Soil and Vegetables in Different Growing Systems,” *E3S Web Conf.*, vol. 1, p. 08007, Apr. 2013.

Huynh, T.M.D., “Impact des métaux lourds sur les interactions plante / ver de terre / microflore tellurique Thi My Dung Huynh To cite this version : Présentée par Thi My Dung Huynh impacts des métaux lourds sur l’interaction plante / ver de terre / microflore tellurique ”, Décembre 2009.

IARC. “IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to man: asbestos.” *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risk Chem. Man*, vol. 14, pp. 1–106, 1977.

IFA, 2013. International Fertilizer Industry Association. Fertilizer indicators, 3rd edition, Paris, France, May 2013.

International Organization for Standardization: ISO 11466/1995, Soil Quality – Extraction of trace elements soluble in aqua regia, 1995, Geneva, Switzerland.

Iqbal, M.A., Chaudhary, M.N., Zaib, S., Imran, M., Ali, K., and Iqbal, A., “Accumulation of heavy metals (Ni, Cu, Cd, Cr, Pb) in agricultural soils and spring seasonal plants, irrigated by industrial waste water,” *J. Environmental Technol. Manag.*, vol. 2, no. 1, pp. 1–9, 2011.

IPTRID, FAO, .2006. Conférence électronique sur la salinisation : Extension de la salinisation et Stratégies de prévention et réhabilitation, FAO.

ISO 8288/1986, “Water quality: Determination of cobalt, nickel, copper, zinc, cadmium and lead – Flame atomic absorption spectrometric methods.” p. 6, 1986.

Jaishankar M., Tseten T., Anbalagan N., Mathew Blessy B., Beeregowda Krishnamurthy N., “Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals”. *Interdiscip Toxicol.* 2014; Vol. 7(2): 60–72

Jardine, P.M., Fendorf, S. E., Mayes, M. A., Larsen, I. L., Brooks, S. C., and Bailey, W. B., 1999. “Fate and transport of hexavalent chromium in undisturbed heterogeneous soil,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 33, no. 17, pp. 2939–2944.

Jarup, J., “Hazards of heavy metal contamination,” *Br. Med. Bull.*, vol. 68, no. 1, pp. 167–182, Dec. 2003.

Järup, L., and Åkesson, A., “Current status of cadmium as an environmental health problem,” *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, vol. 238, no. 3, pp. 201–208, 2009.

Jaworska H., and Lemanowicz J., “Heavy metal contents and enzymatic activity in soils exposed to the impact of road traffic”. *Scientific Reports.* (2019) 9:19981.

Jean HUSS, M., Rapport : Commission des questions sociales, de la santé et de la famille. “Les risques sanitaires des métaux lourds et d’autres métaux,” *Environ. Heal.*, pp. 1–13, 2011.

Jellali, M., Développement des ressources en eau au Maroc. Options Méditerranéennes, Sér A /N° 31, (1997) Séminaires Méditerranéens.

Jiao, W., Chen, W., Chang, A.C., and Page, A.L., “Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: A review,” *Environ. Pollut.*, vol. 168, pp. 44–53, 2012.

Juste, C., Chassin, P., Gomez, A., Linères, M., Mocquot, B., Feix, I., and Wiart, J., “Les micropolluants métalliques dans les boues résiduaire des stations d’épuration urbaines,” in *Convention ADEME-INRA*, ADEME éd, 1995, p. 209.

Kadouche, S., 2013. “Utilisation Des Biomatériaux Dans Le Traitement Des Eaux,”.

Kahime, K., Ben Salem, A., El hidan ,M.A., Messouli ,M., Chakhchar, A., “Vulnerability and adaptation strategies to climate change on water ressources and agriculture in Morocco: focus on Marrakech-tansifet-al haouz”. *Int.J.Agric.Environ.Res.* 4, 58-77, 2018.

Kaitantzian A., Kelepertzis E., and Kelepertsis A., “Evaluation of the sources of contamination in the Suburban area of Koropi-Markopoulo, Athens, Greece,” *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 91, no. 1, pp. 23–28, 2013.

Kawabe, Y., Hara, J., and Komai, T., “Risk assessment of toxic heavy metals containing in soil by geo-environmental risk assessment system (GERAS-1) in Japan,” *Proceedings of the Second IASTED International Conference on Advanced Technology in the Environmental Field*. pp. 234–238, 2006.

Kelepertzis, E., “Accumulation of heavy metals in agricultural soils of Mediterranean: Insights from Argolida basin, Peloponnese, Greece,” *Geoderma*, vol. 221–222, pp. 82–90, 2014.

Kenmogne K., Romain G., François N., Francis R., Hernanie M., Alexandre N., and Henri T., 2010. “Hydrodynamique souterraine et vulnérabilité à la pollution des ressources en eau en zone urbaine tropicale : cas du bassin versant de Mingoa (Yaoundé-Cameroun) Résumé,” pp.28–31.

Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y.M., Huang, Y.Z., and Zhu, Y.G., “Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China,” *Environ. Pollut.*, vol. 152, no. 3, pp. 686–692, 2008.

Kloppmann, W., Bourhane, A. et Asfirane, F., 2011. «Méthodologie de diagnostic de l’origine de salinité des masses d’eau ». Activité de service public du BRGM avec le soutien de l’ONEMA n°1900/09.

Kotaś, J., and Stasicka, Z., “Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation,” *Environ. Pollut.*, vol. 107, no. 3, pp. 263–283, 2000.

Kovda, V.A., 1983. Loss of productive land due to salinization. *Ambio*, 12, 91-93.

Lachambre, M. and Fisson, C., “La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine ?,” *GIP-Seine Aval.*, pp. 1–9, 2007.

Lahmar M., El Khodrani N., Omrania S., Dakak H. , Moussadek R., Douaik A., Iaaich H., El Azzouzi M., Mekkaoui M., and Zouahri A., “Assessment of the Quality of Soil and Groundwater of the Agricultural Area of Sidi Yahya Region, Morocco”.E3S Web of Conferences 150, 01001 (2020).

Laghzal, A., and Salmoun, F., “Contribution to the characterisation of the physico chemical quality of water of some springs in the region of Tangier-Tetouan,”Larhyss Journal, no. 2013, pp. 7–24, 2014.

Larmet, H., “Mobilisation et transfert de Zn, Cd, Cu et des colloïdes bactériens dans les bassins d’infiltration d’eaux pluviales : Influence des conditions hydrodynamiques,” Structure, p. 327, 2007.

Laudicina, V. A., Novara, A., Barbera, V., Egli, M., and Badalucco, L., Land Degradation and Development, 26 (2015) 1, 45–53.

Legros, J.P., 2009. « La salinisation des terres dans le monde » conférence n°4069, Bull. n°40, pp. 257-269.

Leung, C.M., and Jiao, J.J., “Heavy metal and trace element distributions in groundwater in natural slopes and highly urbanized spaces in Mid-Levels area, Hong Kong,” *Water Res.*, vol. 40, no. 4, pp. 753–767, 2006.

Li, Y., Gou, X., Wang, G., Zhang, Q., Su, Q., and Xiao, G., “Heavy metal contamination and source in arid agricultural soil in central Gansu Province, China.” *J. Environ. Sci. (China)*, vol. 20, no. 5, pp. 607–12, Jan. 2008.

Liu, P., Zhao, H. J., Wang, L.L., Liu, Z.H., Wei, J.L., Wang, Y.Q., Jiang, L.H., Dong, L., and Zhang, Y.F., “Analysis of Heavy Metal Sources for Vegetable Soils from Shandong Province, China,” *Agric. Sci. China*, vol. 10, no. 1, pp. 109–119, 2011.

Lu, A., Wang, J., Qin, X., Wang, K., Han, P., and Zhang, S., “Multivariate and Geostatistical analyses of the spatial distribution and origin of heavy metals in the agricultural soils in Shunyi, Beijing, China,” *Sci. Total Environ.*, vol. 425, pp. 66–74, May 2012.

Luo, L., Ma, Y., Zhang, S., Wei, D., and Zhu, Y.G., “An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China,” *J. Environ. Manage.* vol. 90, n° 8, pp. 2524–2530, 2009.

Magill’s, Ecology Basic. California: The Editthors of Salem Press, 2004.

Mahan, B. H., Myers, R. J., Sawrey, B. A., and Davenport, G., 1987. University chemistry. Addison Wesley.

Malassa, H., Hadidoun, M., Al-khatib, M., and Al-Rimawi, F., “Assessment of Groundwater Pollution with Heavy Metals in North West Bank / Palestine by ICP-MS,” *J. Environ. Prot. (Irvine, Calif.)*, vol. 2014, no. January, pp. 54–59, 2014.

Malayeri, B. E., 1995. “Décontamination des sols contenant des métaux lourds à l’aide de plantes et de microorganismes”.

Marcoen, J.M., Naud, J., Brohée, J.C., Crélot, I., and Delcarte, E., “Le fond géopédochimique des sols : potentialité de l’analyse chimique élémentaire globale par spectrométrie de fluorescence X,” pp. 2–3, 2000.

Marcos, L., and Legret, M., “Etude expérimentale et modélisation du transfert du zinc et du plomb dans des milieux sableux modèles” .2004.

Margat, J., Ressources en Eau et Utilisations dans le monde. Idées reçues et réalités, Article, Actes (2003).

Margat J. et Zebidi H., Pour des statistiques internationales fiables et cohérentes. *VIIème congrès mondial des ressources en eau. Rabat, Maroc*, 13-18 mai 1991.

Marouane, B., Dahchour, A., Dousset, S., and El Hajjaji, S., *Moro. J. Chemistry*. 2014, 2: 375-382.

Martincic M., Kwokal D., Branica Z., “Distribution of zinc, lead, cadmium and copper between different size fractions of sediments I. The Limski Kanal (North Adriatic Sea),” *Sci. Total Environ.* vol. 95, no. C, pp. 201–215, 1990.

Martin, S., and Griswold, W., “Human Health Effects of Heavy Metals,” pp. 1–6, 2009.

Martin-Garin O., Simon A., 2004. “FICHE RADIONUCLÉIDE Cadmium et Environnement,” pp. 1–14.

Martin, M.H., “Chemical principles of environmental pollution,” *Environ. Pollut.*, vol. 101, no. 1, p. 161, 1998.

Mashali, A., Suarez, D.L Nabhan H. & Rabindra R. 2005. Integrated management for sustainable use of salt-affected soils. Rome: FAO Soils Bulletin, now printing.

Matini, L., Moutou, J., and Kongo-Mantono, M., “Evaluation hydro-chimique des eaux souterraines en milieu urbain au Sud-Ouest de Brazzaville, Congo,” *Afrique Sci. Rev. Int. des Sci. Technol.*, vol. 5, no. 1, pp. 82–98, 2010.

McLaughlin, M.J., Zarcinas, B.A., and Cook, N., “Communications in Soil Science and Plant Analysis Soil testing for heavy metals,” no. February 2013, pp. 37–41, 2000.

Mench, M., Baize, D., and Mocquot, B., 1997. “Cadmium availability to wheat in five soil series from the Yonne district, Burgundy, France,” *Environ. Pollut.*, vol. 95, no. 1, pp. 93–103.

Mench, M., and Baize, D., “Contamination Des Sols Et De Nos Aliments D’Origine Végétale Par Les Éléments En Traces,” *Courr. L’environnement l’INRA*, vol. 52, pp. 31–56, 2004.

Metternicht, G.I. & Zinck, J.A. 2003. Remote sensing of soil salinity: Potentials and constraints. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 85, No. 1, pp. 1-20, ISSN 0034-4257.

MEYBECK M., Composition chimique des ruisseaux non pollués en France. *Sci. Géol. Bull* (1986) 39, 1: 3-77

Micó, C., Recatalá, L., Peris, M., and Sánchez, J., “Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis,” *Chemosphere*, vol. 65, no. 5, pp. 863–872, 2006.

Miller, J.R., Hudson-edwards, K.A., Lechler, P.J., Preston, D., and Macklin, M.G., “Heavy metal contamination of water , soil and produce within ´ Pilcomayo basin , Bolivia riverine communities of the R10,” vol. 320, pp. 189–209, 2004.

Minhaz A., Masaru M. , Akinori O. , Nguyen Van T., and Kiyoshi K., “Heavy Metal Contamination of Irrigation Water, Soil, and Vegetables and the Difference between Dry and Wet Seasons Near a Multi-Industry Zone in Bangladesh”. *Water* 2019, 11, 583.

MINENV, 2011. Ministère de l’Energie, des Mines, de l’Eau et de l’Environnement. Rapport national, Indicateurs du Développement Durable du Maroc.

Miranda, M., López-Alonso, M., Castillo,C., Hernández,J., and Benedito, J.L., “Effects of moderate pollution on toxic and trace metal levels in calves from a polluted area of northern Spain,” *Environ. Int.*, vol. 31, no. 4, pp. 543–548, 2005.

Miyomoto, S., Riley,T., Gorban, G. and Pettcrew, J., 1986. « Effect of saline water irrigation on soil salinity». *Pecan Tree growth and nut production.Irrigation Science*, 7: 83- 95.

Moha, B., 1987. « Effet de différentes eaux d’irrigation sur la salinité et la sodicité d’un sol de TADLA ». Diplôme d’ingénieur d’état en agronomie, Institut agronomique et vétérinaire Hassan II.

Mohcine, H., Saber, N., Moustarhfer, K., and Marrakchi, C., “ qualite physico-chimique des sols agricoles de la region de l’Oulja entre Sidi Abed et Oulad Ghanem (Sahel des Doukkala, MAROC)”. *European Scientific Journal*. 11 (2015) 168- 181.

Mohod, C.V., and Dhote,J., “review of heavy metals in drinking water and their effect,” vol. 2, no. 7, pp. 2992–2996, 2013.

Momot, O., and Synzynys, B., “Toxic Aluminium and Heavy Metals in Groundwater of Middle Russia : Health Risk Assessment,” vol. 2, no. 2, pp. 214–218, 2005.

Moughli, L., 2000. Les engrais minéraux : Caractéristiques et utilisations. Bulletin Mensuel de Liaison et d'Information du PNTTA n°72. Transfert de technologie en agriculture.

Moumane, N., 1999. Etude du comportement de huit variétés de pomme de terre (*Solanum tuberosum*) en milieu salin naturel et effet de trois techniques culturales sur l’amélioration de la tolérance de la pomme de terre à la salinité ».Université Chouaib Doukkali, El jadida.

Morz, R., and Currie, P., “Environmental Quality Standards for Contaminated Sites Rationale and Guidance,” Nova Scotia, 201 4.

Mukhopadhyay, S., Masto, R. E., Cerda, A., and Ram, L. C., “Rhizosphere soil indicators for carbon sequestration in a reclaimed coal mine spoil”. *Catena*, 141 (2016) 100–108.

Mudgal,V., Madaan,N., Mudgal,A., Singh,R.B., and Mishra,S., “Effect of Toxic Metals on Human Health,” *The Open Nutraceuticals Journal*, vol. 3, no. 1. pp. 94–99, 2010.

Muhammad, S., Shah, M.T., and Khan, S., “Health risk assessment of heavy metals and their source apportionment in drinking water of Kohistan region, northern Pakistan,” *Microchem. J.*, vol. 98, no. 2, pp. 334–343, 2011.

Muleke,I.C., Maina,J.N.,Osuga, M.I, Mutai,J.K., Karubiu, N.O., and Bockline,O.Bebe, “Lead and Copper Levels in the Soil , Water , Serum and Tissues of Livestock Feeding on Dumpsite Waste in Urban Slums of Industrial Towns in Western Kenya,” *Egert. J. Sci Technol.*, vol. 13, no. 2073, pp. 11–20, 2013.

Mwegoha, W.J.S., and Kihampa,C., “Heavy metal contamination in agricultural soils and water in Dares Salaam city , Tanzania,” vol. 4, no. 11, pp. 763–769, 2010.

- Naman, F., Soudi, B., El Adlouni, C., and Naikan Chiang, C.,** J. Mater. Environ., 6 (2015) 3574-358.
- Navarro, S., Vela, N., Navarro, G. 2007.** Review. An overview on the environmental behaviour of pesticide residues in soils. Spa. J. Agric. Res. 5, 357-375.
- Nechad I., Fadil K., Fadil F, Larhyss J.** 2014,20:127-146.
- Nicholson, F.A., Smith, S.R., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C., and Chambers, B.J.,** “An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales,” Sci. Total Environ., vol. 311, no. 1–3, pp. 205–219, 2003.
- Niu, L., Yang, F., Xu, C., Yang, H., and Liu, W.,** “Status of metal accumulation in farmland soils across China: From distribution to risk assessment,” Environ. Pollut., vol. 176, pp. 55–62, 2013.
- Nordberg, G.F.,** 2004. “Cadmium and health in the 21st century--historical remarks and trends for the future,” Biometals, vol. 17, no. 5, pp. 485–489.
- Novara, A., Gristina, L., Bodi, M. B., and Cerda, A.,** “The impact of fire on redistribution of soil organic matter on a mediterranean hillslope under maquia vegetation type”. Land Degradation and Development, 22 (2011) 530-536.
- Nriagu, J.O., and Pacyna, J. M.,** 1988. “Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals,” Nature, vol. 333, no. 6169, pp. 134–139.
- Nriagu, J.O.,** “A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals,” Nature, vol. 338, no. 6210, pp. 47–49, 1989.
- Nshimiymana, F.X., Faciu, M., El Abidi, A., El Blidi, S., Fekhaoui, M., Ifrim, I.L., Soulaymani, A., and Lazar, G.,** “Analysis of seasonal variation on degree of contamination with heavy metals in Aarjate village, Morocco. An index approach,” Sci. Study Res. Chem. Chem. Eng. Biotechnol. Food Ind., vol. 15, no. 4, pp. 337–344, 2014.
- Nshimiymana, F.X.,** 2016. Thèse de doctorat national “Etude des risques sanitaires et environnementaux liés à la contamination des eaux souterraines et des sols par les pesticides organochlorés et les métaux lourds, cas de la zone agricole de l’El Aarjate, Maroc”.
- Nshimiymana, F.X., El Blidi, S., El Abidi, A., Faciu, M.E., Udahehuka, J.C, Benammi, F., Lazar, G., Soulaymani, A., and Fekhaoui, M.,** J. Mater. Environ., 8 (2016) 2760.
- Okedeyi, O.O., Dube, S., Awofolu, O.R., and Nindi, M.M.,** “Assessing the enrichment of heavy metals in surface soil and plant (*Digitaria eriantha*) around coal-fired power plants in South Africa,” Environ. Sci. Pollut. Res. Int., vol. 21, no. 6, pp. 4686–96, 2014.
- OMC, 2009.** WT/TPR/S/217. Examens des politiques commerciales. Rapport du Secrétariat Royaume du Maroc 20 mai 2009.
- Omrania S., El Khodrani N., Zouahri A., Douaik A., Iaaich H., Lahmar M., and El Hajjaji S.,** “Evaluation of the Groundwater Quality of the M’nasra, Kenitra (Morocco)”. Materials Today : Proceeding 13 (2019) 1091-1101.
- OMS,** “OMS N°227 Toxicité des pesticides pour l’homme.” p. 36, 1962.

OMS, Genève, Santé1 (2004) 1.

OMS, “Directives de qualité pour l’eau de boisson troisième Edition volume 1 recommandations organisation mondiale de la sante Genève,” Sante, vol. 1, pp. 1–110, 2004.

ONSSA, 2011. Office National de la Sécurité Sanitaire des Produits Alimentaires. Système d’approvisionnement, distribution, de stockage et du transport des pesticides au Maroc. Projet TCP/MOR/3303/ Facility Assistance technique sur la réglementation et la gestion des pesticides au Maroc.

ORMVAG. 2008. Inventaire des équipements hydro-agricole. Rapport interne. 10 pages.

Orsini, L., and Remy, J.C., “Utilisation du chlorure de cobaltihexammine pour la détermination simultanée de la capacité d’échange et des bases échangeables des sols.” Bulletin de l’Association Française pour l’Etude du Sol. Science du Sol, vol. 4, pp. 269–275., 1976.

Pallix, G., & Tabet, A., “Drainage d’une plaine basse côtière sur sols lourds” : le Gharb. Homme, Terres et Eaux, 7: 33-39, 1973.

Parelho, C., Rodrigues, A.S., Cruz, J.V., and Garcia, P., “Linking trace metals and agricultural land use in volcanic soils -A multivariate approach,” *Sci. Total Environ.*, vol. 496, pp. 241– 247, 2014.

Parras-Alcantara, L., Lozano-Garcia, B., Brevik, E.C., and Cerda, A., “Soil organic carbon stocks assessment in Mediterranean natural areas: a comparison of entire soil profiles and soil control sections”. *Journal of Environmental Management*, 155 (2015) 219–228.

Perrono, P., “Les micro-polluants métalliques et les sols amendés par des boues résiduelles urbaines,” Etudes menée par l’université picardi, Amiens, 1999.

Peris, M., Recatalá, L., Micó, C., Sánchez, R., and Sánchez, J., “Increasing the knowledge of heavy metal contents and sources in agricultural soils of the European Mediterranean region,” *Water. Air. Soil Pollut.*, vol. 192, no. 1–4, pp. 25–37, 2008.

Pichard, A., Bisson, M., Houeix, N., Gay, G., Lacroix, G., Lefevre, J., Magaud, H., Migne, V., Morin, A., Tissot, S., and Gillet, C. “Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Cuivre et ses dérivés,” 2005.

Pinta, M., Aubert, H., “Les éléments traces dans les sols, Edition de l’office de la recherche scientifique et technique d’outre-mer.” p. 196, 1971.

Praveena,S.M., Pradhan,B., and Ismail,S.N.S., “Spatial Assessment of Heavy Metals in Surface Soil from Klang District (Malaysia): An Example from a Tropical Environment,” *Hum. Ecol. Risk Assess. An Int. J.*, vol. 21, no. 7, pp. 1980–2003, 2015.

Qingjie G., Jun D., Yunchuan X., Qingfei W., and Liqiang Y., “Calculating Pollution Indices by Heavy Metals in Ecological Geochemistry Assessment and a Case Study in Parks of Beijing”, *J.China Univ. Geosci.*, vol. 19, n°. 3, pp. 230–241, 2008.

Rajmohan, N., Prathapar, S.A., Jayaprakash, M., and Nagarajan, R., “Vertical distribution of heavy metals in soil profile in a seasonally waterlogging agriculture field in Eastern Ganges Basin,” *Environ. Monit. Assess.* vol. 186, no. 9, pp. 5411–5427, 2014.

Ramdani S., Amar A., Belhsaien K., El Hajjaji S., Ghalem S., Zouahri A., & Douaik A., “Assessment of Heavy Metal Pollution and Ecological Risk of Roadside Soils in Tlemcen (Algeria) Using Flame-Atomic Absorption Spectrometry”, *Analytical Letters*, 51:15, 2468-2487, 2018.

Rhoades, J.D., et al., 1996. Salinity: electrical conductivity and total dissolved salts. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 3. SSSA Book Series No. 5.* ASA and SSSA, Madison, WI, pp. 417–436.

RIVM, 2000. “The risk evaluation of difficult Substances,”.

Robson, M., 2003. “Methodologies for assessing exposures to metals: Human host factors,” *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 56, no. 1, pp. 104–109.

Roche, P.A., Billen, G., Bravard, J.P., Décamps, H., Pennequin, D., Vindimian, E., Wasson, J.G. “Les enjeux de recherche liés à la directive-cadre européenne sur l’eau. C.R.” *Geosci.* 337, 243–267, 2005.

Rodier J., 1996. *The Analysis of Water*, (Paris, 8th Edition).

Rodier J., *L’analyse des eaux : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer version* (2005).

Roney, N., and Colmanb, J., “Interaction profile for lead, manganese, zinc, and copper”. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, Volume 18, Issue 3, December 2004, Pages 231-234, 2004.

Roychoudhury, A.N., and Petersen, J., “Geochemical evaluation of soils and groundwater affected by infiltrating effluent from evaporation ponds of a heavy mineral processing facility, West Coast, South Africa,” *J. Geochemical Explor.*, Feb. 2014.

Salam, A.K., and Helmke, P.A., “The pH dependence of free ionic activities and total dissolved concentrations of copper and cadmium in soil solution,” *Geoderma*, vol. 83, no. 3–4, pp. 281–291, 1998.

Sahuquillo, A., Rigol, A., and Rauret, G., “Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments,” *TrAC Trends Anal. Chem.*, vol. 22, no. 3, pp. 152–159, 2003.

Samake H., 2002. *Analyse physico-chimique et bactériologique au L.N.S des eaux de consommation de la ville de Bamako durant la période (2000 et 2001)* 77p.

Samarah, N.H., “Effects of drought stress on growth and yield of barley,” *Agron. Sustain. Dev.*, vol. 25, no. JANUARY, pp. 145–149, 2005.

Samuel Buxton , Emily Garman, Katherine E. Heim, Tara Lyons-Darden, Christian E. Schlekat, Michael D. Taylor and Adriana R. Oller .“Concise Review of Nickel Human Health Toxicology and Ecotoxicology”. *Inorganics* ,Vol.7,Issue7, 89,2019.

Santos-Francés F., Martínez-Graña A., Ávila Zarza C., García Sánchez A., and Alonso Rojo P., *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 14(2017) 568.

Sastre, J., Rauret, G., and Vidal, M., “Effect of the cationic composition of sorption solution on the quantification of sorption-desorption parameters of heavy metals in soils,” *Environ. Pollut.*, vol. 140, no. 2, pp. 322–339, 2006.

Schiavon, M., and Portal, J., “La pollution de l’eau par les produits état et origine phytosanitaires: état et origine,” *Agron. EDP Sci.*, vol. 15, no. 3–4, pp. 157 – 170, 1995.

Schipper, P.N.M., Bonten, L.T.C., Plette, A.C.C., and Moolenaar, S.W., “Measures to diminish leaching of heavy metals to surface waters from agricultural soils,” vol. 226, no. September 2006, pp. 89–96, 2008.

Schulin, R., Geiger, G., and Furrer, G., “Heavy metal retention by soil organic matter under changing environmental conditions,” in *Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments*, Springer, 1995, pp. 53–85.

S.E.E.E., Normes de Qualité (2007)2.

SIMARD R., et DES ROSIERS. R., 1980. Qualité des eaux souterraines du Québec, Ministère de l’Environnement, Service des Eaux Souterraines du Québec, Gouvernement du Québec, 106 pages.

Sheng, J.R., F. Feng, F., Qiang, Y., Liang, F.G., Sen, L., and Wei, F.-H., “A Coumarin-Derived Fluorescence Chemosensors Selective for Copper(II),” *Anal. Lett.*, vol. 41, no. 12, pp. 2203–2213, 2008.

Shrivastava, K.B.L., and Mishra, S.P., “Studies of Various Heavy Metal in Surface and Ground Water of Birsinghpur Town and its Surrounding Rural Area District Satna (M.P.),” *Curr. World Environ.*, vol. 6, no. 2, pp. 271–274, 2011.

Sigg, L., Behra, P., and Stumm, W., “Chimie des milieux aquatiques, 3ème Edition.” p. 8, 2000.
Angove, M., Johnson, B., and Wells, J., “The Influence of Temperature on the Adsorption of Cadmium(II) and Cobalt(II) on Kaolinite,” *J. Colloid Interface Sci.*, vol. 204, no. 1, pp. 93–103, 1998.

Sikdar, P.K., Sarkar, S.S., and Palchoudhury, S., “Geochemical evolution of groundwater in the quaternary aquifer of Calcutta and Howrah, India,” *J. Asian Earth Sci.*, vol. 19, no. 5, pp. 579– 594, 2001.

Singh, O.V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R., and Jain, R.K., “Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil,” *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, vol. 61, n°. 5–6, pp. 405–412, 2003.

Singh, B., Jain, V., and Mohan, A., “Monitoring of groundwater chemistry in terms of physical and chemical parameters of Gajraula, a semi-urbanized town of North India,” *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C*, vol. 58–60, pp. 34–41, Jan. 2013.

Sirven, J.B., “L’université Bordeaux 1 Spécialité : Lasers et Matière Dense Détection de Métaux Lourds dans les Sols par Spectroscopie d’émission sur Plasma Induit par Laser (LIBS)”, 2006.

Sogreah, 2007. “Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine Bilan qualitatif de la contamination par les éléments tracés métalliques et les composés tracés organiques et application quantitative pour les éléments tracés métallique,”.

Sommerfeldt, T.G., Rapp, E., Chang, C. et Janzen, H.H., 2012 : « Gestion des sols salins irrigués». Agriculture et Agroalimentaire-Canada, N°53, p : 4-27.

Song, Y., Wilson, M.J., Moon, H., Bacon, J.R., and Bain, D.C., “Chemical and mineralogical forms of lead, zinc and cadmium in particle size fractions of some wastes , sediments and soils in Korea,” Appl. Geochemistry, vol. 14, pp. 621–633, 1999.

Song, Y., Wilson, M.J., Moon, H., Bacon, J.R., and Bain, D.C., 1999. “Chemical and mineralogical forms of lead, zinc and cadmium in particle size fractions of some wastes, sediments and soils in Korea,” Appl. Geochemistry, vol. 14, pp. 621–633.

Soudi, B, 1994. Qualité des eaux et des sols : Situation actuelle et méthodes de suivi des paramètres de qualité dans le périmètre irrigué du Tadla. Rapport n° 153 du projet MRT (Management des Ressources du Tadla).

Spivey Fox, M. R., 1987. “Assessment of cadmium, lead and vanadium status of large animals as related to the human food chain,” J. Anim. Sci., vol. 65, no. 6, pp. 1744–1752.

Smirjakova, S., OndrasoviCova, O., 2005. “The effect of cadmium and lead pollution on human and animal health”, folia Vet., vol. 49, no. 3, pp31-32.

Srinivasamoorthy, K., Gopinath, M., Chidambaram, S.,Vasanthavigar, M., & Sarma, V. S ., Journal of King Saud University Science, 26 (2014) 37–52.

Sun, Y., Xie, Z., Li, J., Xu, J., Chen, Z., and Naidu, R., 2006. “Assessment of toxicity of heavy metal contaminated soils by the toxicity characteristic leaching procedure,” Environ. Geochem. Health, vol. 28, no. 1–2, pp. 73–78.

Tajnees, P., Mir Munsif, A.T., Yasmeen, F.Q., Shahid, N., Pakistan Journal of Analytical and Environmental Chemistry 14(2013) 51–57.

Taky, A., Hammani, A., Baqri, A., & Zeraouli, M. Le drainage de la plaine du Gharb : problématique, historique et causes de dysfonctionnement. Séminaire EuroMéditerranéen, 27-29 Octobre 1999 Rabat, MAROC.

Tang, W., Shan, B., Zhang, H., and Mao, Z., 2010. “Heavy metal sources and associated risk in response to agricultural intensification in the estuarine sediments of Chaohu Lake Valley, East China.,” Journal .Hazard. Mater. vol. 176, no. 1–3, pp. 945–51.

Thorne, D. W. and Peterson, J.P. 1954. « Changes in composition of irrigated soils as related to the quality of irrigation water ». *Soil. Sci. Soc. Am. Proc* 18: 92-97.

Tomlin, CDS. 2009. Alton, UK: British Crop Production Council. The Pesticide Manual: A World Compendium. 15th edition.

Tóth,G., Jones,A., and Montanarella,L., “The LUCAS topsoil database and derived information on the regional variability of cropland topsoil properties in the European Union,” Environ. Monit. Assess. vol. 185, no. 9, pp. 7409–7425, 2013.

Tsuchiya K., “Causation of Ouch-ouch disease (Itai-Itai Byo)-an introductory review,” *Keio J. Med.*, pp. 195–211, 1969.

U.S. Department OF Health and Human Services. “Copper: Potential for Human Exposure,” Toxicol. Profile Copper, no. September, pp. 121–189, 2004.

USDA, 1992. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service. Agricultural Waste Management Handbook.

USGS, 2013. Minerals Year Book - Phosphate Rock (archive).

US Department of Health and Human Services, “Toxicological Profile for Endrin,” no. August, pp. 1–227, 1996.

Usdhhs, “INTERACTION PROFILE FOR : LEAD, MANGANESE, ZINC, AND COPPER,” Public Health, no. May. p. 140, 2004.

US Department of Health and Human Services, “Toxicological Profile for Manganese,” Public Health, no. September, 2003.

USDA, “Heavy Metal Soil Contamination,” Environ. Eng. ..., n°. 3, pp. 1–7, 2006.

USDA, 1995. “Soil Survey Laboratory Information Manual,” Methods, no. 45, p. 305.

Varian I., 2007. “Varian is synonymous with innovation.” p. 26,

Van Rast, E., Verloo, M., Demeyer, A., Pauwels, J.M., Manual for the Soil Chemistry and Fertility Laboratory -Analytical Methods for Soils and Plants, Equipment, and Management of Consumables. NUGI 835, Ghent, Belgium (ISBN 90-76603-01-4), 1999, 243 pp.

Wagner, S.E., Burch, J.B., J. Hussey, J., Temples, T., Bolick-Aldrich, S., Mosley-Broughton, C., Liu, Y., and Hebert, J.R., “Soil zinc content, groundwater usage, and prostate cancer incidence in South Carolina,” *Cancer Causes Control*, vol. 20, no. 3, pp. 345–53, Apr. 2009.

WANI Ab Latif. , ARA A., USMANI J.A, “Lead toxicity: a review”.Interdiscip Toxicol. 2015; Vol. 8(2): 55–64.

Wanzala, M.N. Implementation of Abuja declaration on Fertilizer for an African Green Revolution. NEPAD Second Semi-Annual Progress Report June 2006–June 2007.

Weill, A., Duval, J. 2009. Manuscrit du Guide de gestion globale de la ferme maraîchère biologique et diversifiée. Module 7, Amendement et fertilisation-Chapitre 12 « Les amendements organiques : fumiers et compost ».

Whitney P.R, “Relationship of manganese-iron oxides and associated heavy metals to grain size in stream sediments,” *J. Geochemical Explor.*, vol. 4, no. 2, pp. 251–263, 1975.

WHO, “Guidelines for Drinking-water Quality,” vol. 1. Recomme, p. 316, 1998.

W. H. O. (WHO), “Nickel in Drinking-water.” pp. 1–30, 2005.

W. H. O. (WHO), “Environmental Health Criteria 237. Principles for Evaluating Health Risks in Children Associated with Exposure to Chemicals,” Publ. under UNEP-ILO-WHO, Geneva, 2006.

W. H. O. (WHO), 2004. “Copper in Drinking-water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality,”

W. H. O. (WHO), 2005. “Nickel in Drinking-water.” pp. 1–30.

Wilbur, S., Abadin, H., Fay, M., Yu, D., Tencza, B., Ingerman, L., Klotzbach, J., and James, S., 2012. “Toxicological Profile for Chromium,” U.S Public Heal. Serv. Agency Toxic Subst. Dis. Regist., no. September, p. 592.

Wood, A.L., 1996. “Assessing the risk from environmental cadmium exposure,” J. Public Health (Bangkok), vol. 18, no. 4, pp. 432–436.

Wuana, R.A., and Okieimen, F.E., “Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation,” ISRN Ecol., vol. 2011, pp. 1–20, 2011.

Yan X., Liu M. , Zhong J., Guo J., and Wu W., “How Human Activities Affect Heavy Metal Contamination of Soil and Sediment in a Long-Term Reclaimed Area of the Liaohe River Delta, North China”. Sustainability 2018, 10, 338.

Yuan,G.L., Sun,T.H., Han,P., and Li,J., “Environmental geochemical mapping and multivariate geostatistical analysis of heavy metals in topsoils of a closed steel smelter: Capital Iron & Steel Factory, Beijing, China,” J. Geochemical Explor., vol. 130, pp. 15–21, 2013.

Zerrouqi Z., Sbaa M., Chafi A., & Aqil H., 2013.“ Contribution to the study of the Nador lagoon's water quality: Anthropogenic impact” *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, Section Sciences de la Vie, n° 35, 51-59.

Zghibi, A., Tarhouni, J., and Zouhri, L., “Assessment of seawater intrusion and nitrate contamination on the groundwater quality in the Korba coastal plain of Cap-Bon (North-east of Tunisia),” J. African Earth Sci., vol. 87, pp. 1–12, Nov. 2013.

Zghibi, A., Merzougui, A., Zouhri, L., and Tarhouni, J., “Understanding groundwater chemistry using multivariate statistics techniques to the study of contamination in the Korba unconfined aquifer system of Cap-Bon (North-east of Tunisia),” J. African Earth Sci., vol. 89, pp. 1–15, Jan. 2014.

Zhang, W.J., Jiang, F.B., Ou, J.F. 2011. Global pesticide consumption and pollution: with China as a focus. Proc. Int. Acad. Ecol. Environ. Sci. 1, 125-144.

Zheng, N., Wang, Q., and Zheng, D., 2007. “Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn, and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables,” Sci. Total Environ., vol. 383, no. 1–3, pp. 81–9, Sep.

Zheng, N., Wang, Q., Zhang, X., Zheng, D., Zhang, Z., and Zhang, S., 2007. “Population health risk due to dietary intake of heavy metals in the industrial area of Huludao city, China,” Sci. Total Environ., vol. 387, no. 1–3, pp. 96–104.

Zizi, N. et Ndiaye, A., 2012. «Contribution au développement d’une approche de suivi spatio temporel de la salinité des sols: Cas des périmètres du Tadla, Maroc ». Travail de Fin d’Etudes pour l’obtention du diplôme d’Ingénieur en Agronomie.

Annexes

Tableau 33: Concentrations des métaux lourds (mg/Kg) dans chacun des sites de prélèvement des échantillons des sols agricole en saison Hiver, zone de M'nasra.

Zones	Site de prélèvement	Cd	Cr	Cu	Co	Mn	Ni	Pb	Zn
B	P1	1.1	99.0	29.0	23.0	310.0	56.0	10.0	2800.0
	P2	0.2	140.0	24.0	16.0	490.0	60.0	10.0	1200.0
	P3	0.0	104.0	22.0	18.0	540.0	51.0	4.0	2100.0
	P4	0.3	80.0	22.0	19.0	570.0	54.0	0.0	2250.0
	P5	0.3	468.0	19.0	20.0	690.0	243.0	8.0	1650.0
	P6	0.2	79.0	0.9	2.0	480.0	47.0	4.0	1400.0
	P11	0.3	2993.0	85.0	41.0	540.0	839.0	10.0	600.0
	P16	0.5	60.0	357.0	33.0	700.0	64.0	22.0	1600.0
A	P7	0.0	682.0	44.0	42.0	1030.0	104.0	50.0	2400.0
	P8	0.3	621.0	18.0	18.0	450.0	92.0	29.0	1550.0
	P9	0.4	1543.0	24.0	15.0	600.0	123.0	33.0	1650.0
	P10	1.0	145.3	26.0	16.0	530.0	1489.0	20.0	0.0
	P17	0.4	59.3	127.0	23.0	520.0	57.0	19.0	1800.0
	P18	0.5	50.0	35.0	24.0	680.0	22.0	21.0	2100.0
C	P12	0.6	1098.9	62.0	37.0	490.0	49.0	19.0	1850.0
	P13	0.0	70.1	25.0	12.0	415.0	65.5	5.0	1575.0
	P14	0.0	54.5	15.0	16.0	800.0	86.0	7.0	1100.0
	P15	0.7	50	41.0	24.0	700.0	82.0	26.0	1450.0

Tableau 34: Concentrations des métaux lourds (mg/Kg) dans chacun des sites de prélèvement des échantillons des sols agricole en saison Eté, zone de M'nasra.

Zones	Site de prélèvement	Cd	Cr	Cu	Co	Mn	Ni	Pb	Zn
B	P1	0.5	74.2	59.0	68.0	700.0	118.0	44.0	160.0
	P2	0.5	134.8	28.0	25.0	580.0	156.0	9.0	27.0
	P3	0.4	110.6	38.0	33.0	1030.0	86.0	25.0	127.0
	P4	0.7	83.0	32.0	46.0	820.0	92.0	32.0	105.0
	P5	0.4	60.7	21.0	25.0	740.0	43.0	28.0	74.0
	P6	1.1	109.2	37.0	28.0	450.0	108.0	146.0	180.0
	P11	1.6	115.7	83.0	93.0	610.0	172.0	68.0	290.0
	P16	0.4	58.4	75.0	28.0	1290.0	35.0	2.0	97.0
A	P7	1.4	104.7	42.0	45.0	800.0	125.0	33.0	115.0
	P8	1.5	121.7	36.0	31.0	770.0	100.0	22.0	95.0
	P9	1.4	60.2	131.0	47.0	740.0	85.0	33.0	240.0
	P10	0.8	69.3	112.0	39.0	1530.0	66.0	30.0	137.0
	P17	1.6	50.6	66.0	30.0	1140.0	44.0	12.0	105.0
	P18	1.3	53.4	73.0	37.0	1040.0	63.0	11.0	119.0
C	P12	0.7	105.5	69.0	80.0	850.0	191.0	47.0	190.0
	P13	1.2	82.2	76.3	47.8	974.4	97.9	28.7	117.5
	P14	1.0	61.1	39.0	31.0	780.0	39.0	6.0	81.0
	P15	1.0	222.5	60.0	54.0	620.0	813.0	4.0	116.0

Tableau 35: Concentrations des métaux lourds (mg/l) dans chacun des sites de prélèvement des échantillons des eaux de puits en saison d'Hiver, zone de M'nasra.

Zones	Site de prélèvement	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
B	P1	0.002	0.036	0.010	0.010	0.000	0.060	0.020	0.010
	P2	0.001	0.023	0.010	0.010	0.000	0.040	0.000	0.010
	P3	0.002	0.014	0.010	0.010	0.000	0.050	0.000	0.010
	P4	0.004	0.023	0.020	0.030	0.000	0.070	0.060	0.020
	P5	0.001	0.003	0.020	0.020	0.000	0.080	0.000	0.010
	P6	0.003	0.011	0.020	0.020	0.000	0.070	0.000	0.000
	P11	0.004	0.014	0.000	0.020	0.000	0.010	0.060	0.010
	P16	0.000	0.047	0.000	0.030	0.000	0.030	0.010	0.010
A	P7	0.002	0.037	0.010	0.030	0.000	0.020	0.000	0.040
	P8	0.002	0.039	0.010	0.050	0.000	0.050	0.020	0.010
	P9	0.004	0.002	0.040	0.040	0.000	0.070	0.000	0.020
	P10	0.002	0.021	0.030	0.050	0.000	0.070	0.000	0.010
	P17	0.002	0.008	0.040	0.030	0.000	0.080	0.000	0.010
	P18	0.001	0.020	0.030	0.040	0.000	0.090	0.000	0.000
C	P12	0.000	0.043	0.010	0.020	0.010	0.010	0.010	0.010
	P13	0.001	0.036	0.010	0.030	0.000	0.020	0.010	0.000
	P14	0.002	0.033	0.010	0.030	0.010	0.030	0.000	0.020
	P15	0.001	0.036	0.010	0.010	0.000	0.040	0.010	0.010

Tableau 36: Concentrations des métaux lourds (mg/l) dans chacun des sites de prélèvement des échantillons des eaux de puits en saison d'été, zone de M'nasra.

Zones	Site de prélèvement	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
B	P1	0.005	0.046	0.000	0.020	0.000	0.040	0.000	0.000
	P2	0.004	0.035	0.000	0.040	0.000	0.030	0.010	0.010
	P3	0.004	0.031	0.000	0.040	0.000	0.040	0.000	0.000
	P4	0.002	0.051	0.000	0.040	0.010	0.040	0.050	0.000
	P5	0.005	0.05	0.000	0.040	0.000	0.030	0.010	0.000
	P6	0.001	0.058	0.000	0.040	0.000	0.050	0.020	0.000
	P11	0.001	0.035	0.000	0.060	0.000	0.040	0.020	0.000
	P16	0.001	0.031	0.000	0.080	0.010	0.070	0.030	0.000
A	P7	0.002	0.048	0.010	0.050	0.010	0.050	0.010	0.000
	P8	0.003	0.045	0.000	0.060	0.010	0.040	0.000	0.000
	P9	0.003	0.038	0.000	0.070	0.010	0.050	0.020	0.000
	P10	0.002	0.046	0.000	0.080	0.010	0.050	0.010	0.000
	P17	0.001	0.013	0.000	0.050	0.000	0.060	0.010	0.010
	P18	0.003	0.019	0.000	0.050	0.000	0.070	0.020	0.000
C	P12	0.002	0.025	0.010	0.060	0.001	0.040	0.050	0.010
	P13	0.002	0.036	0.000	0.070	0.001	0.050	0.030	0.000
	P14	0.005	0.039	0.000	0.070	0.000	0.040	0.030	0.000
	P15	0.003	0.028	0.000	0.070	0.000	0.070	0.030	0.000

Tableau 37: Matrices de corrélations des paramètres des sols et des métaux lourds dans les sols agricoles de la zone de M'nasra en deux saisons (a) été et (b) hiver.

Corrélations de Pearson :(a) saison d'été													
	Cd	Pb	Ni	Cr	Zn	Cu	pH	Argile	Limon	Sable	CaCO ₃	CE	MO
Cd	1												
Pb	0.147	1											
Ni	0.037	-0.107	1										
Cr	0.013	0.058	0.874**	1									
Zn	0.397	0.552*	0.049	-0.003	1								
Cu	0.325	-0.048	-0.006	-0.247	0.601**	1							
pH	0.203	-0.118	-0.055	-0.363	-0.028	0.326	1						
Argile	-0.036	0.582*	-0.071	-0.068	0.261	-0.053	0.180	1					
Limon	0.106	-0.143	0.181	0.227	-0.065	-0.179	-0.491*	-0.068	1				
Sable	-0.182	-0.414	-0.083	-0.049	-0.256	-0.018	0.015	-0.724**	-0.432	1			
CaCO₃	0.229	-0.065	-0.160	-0.055	-0.207	-0.060	-0.285	-0.199	0.300	-0.069	1		
CE	-0.044	0.126	-0.062	-0.145	0.366	0.559*	0.049	0.247	-0.216	0.005	0.012	1	
MO	-0.414	-0.238	0.344	0.075	-0.274	-0.197	0.087	-0.046	0.184	0.011	-0.133	-0.334	1

Corrélations de Pearson :(b) saison d'hiver													
	Cd	Pb	Ni	Cr	Zn	Cu	pH	Argile	Limon	Sable	CaCO ₃	CE	MO
Cd	1												
Pb	0.110	1											
Ni	0.389	0.018	1										
Cr	-0.057	0.187	0.332	1									
Zn	-0.060	0.106	-0.759**	-0.277	1								
Cu	0.132	0.169	-0.051	0.001	-0.014	1							
pH	-0.095	-0.105	-0.386	-0.423	0.145	0.012	1						
Argile	-0.124	-0.177	-0.357	0.063	0.212	-0.128	0.553*	1					
Limon	0.072	0.547*	-0.243	0.074	0.479*	0.090	-0.369	-0.068	1				
Sable	-0.047	-0.115	0.478*	0.026	-0.524*	-0.008	-0.269	-0.724**	-0.	1			
CaCO₃	0.223	0.273	0.010	-0.181	0.076	-0.180	-0.171	-0.199	0.300	-0.069	1		
CE	0.213	0.068	0.143	0.095	-0.082	-0.379	0.186	0.194	-0.325	0.060	0.104	1	
MO	0.558*	-0.252	0.056	-0.274	0.121	0.204	0.023	0.117	0.149	-0.134	-0.134	-0.118	1

*Corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral)

**Corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral)

Tableau 38: Matrices de corrélations des paramètres physico chimiques et des métaux lourds dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra en deux saisons (a) été et (b) hiver.

Corrélations de Pearson :(a) saison d'été												
	Ni	Cd	Pb	Cr	CE	NO ₃	Na	Cl	pH	Ca	SO ₄	HCO ₃
Ni	1											
Cd	-0.467	1										
Pb	0.178	-0.339	1									
Cr	-0.487*	0.150	-0.110	1								
CE	-0.217	0.005	0.227	-0.408	1							
NO ₃	-0.122	0.203	-0.362	0.039	-0.230	1						
Na	-0.012	0.154	0.439	-0.473*	-0.622**	-0.177	1					
Cl	0.036	0.025	0.143	-0.447	0.795**	-0.419	0.621**	1				
pH	0.451	-0.334	0.088	-0.139	0.119	-0.437	0.061	0.201	1			
Ca	0.014	0.324	0.461	-0.131	0.384	-0.075	0.477*	0.338	-0.087	1		
SO ₄	-0.075	0.054	-0.613**	0.284	-0.072	0.545*	-0.392	-0.170	0.181	-0.205	1	
HCO ₃	0.098	-0.045	0.024	-0.315	0.348	0.045	-0.007	0.194	0.126	0.421	0.176	1

Corrélations de Pearson :(b) saison d'hiver												
	Ni	Cd	Pb	Cr	CE	NO ₃	Na	Cl	pH	Ca	SO ₄	HCO ₃
Ni	1											
Cd	0.222	1										
Pb	-0.228	0.507*	1									
Cr	-0.619**	-0.542*	0.084	1								
CE	0.021	-0.009	0.218	0.108	1							
NO ₃	0.413	0.120	-0.117	-0.336	0.636**	1						
Na	0.165	-0.233	-0.059	0.005	0.811**	0.528*	1					
Cl	0.477*	0.439	0.026	-0.442	0.404	0.246	0.357	1				
pH	0.572*	-0.025	-0.548*	-0.327	0.517*	-0.102	0.308	0.190	1			
Ca	0.162	0.186	0.306	-0.006	0.875**	0.677**	0.587*	0.422	-0.539*	1		
SO ₄	0.563*	0.467	-0.087	-0.552*	0.145	0.167	0.137	0.953**	0.418	0.205	1	
HCO ₃	-0.184	-0.598**	-0.233	0.381	-0.090	-0.183	0.109	-0.337	-0.108	-0.174	-0.338	1

*Corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral)

**Corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral)

Tableau 39: Matrices de corrélations de Pearson des métaux lourds dans les sols et dans les eaux souterraines de la zone de M'nasra en deux saisons (a) été et (b) hiver.

Corrélations de Pearson :(a) saison d'été												
	Z Cd_sol	Z Cu_sol	Z Pb_sol	Z Ni_sol	Z Cr_sol	Z Zn_sol	Z Cd_eau	Z Cu_eau	Z Pb_eau	Z Ni_eau	Z Cr_eau	Z Zn_eau
Z Cd_sol	1											
Z Cu_sol	0.325	1										
Z Pb_sol	0.147	-0.048	1									
Z Ni_sol	0.037	-0.006	-0.107	1								
Z Cr_sol	0.013	-0.247	0.058	0.874**	1							
Z Zn_sol	0.397	0.601**	0.552*	0.049	-0.003	1						
Z Cd_eau	-0.446	-0.355	-0.349	0.007	-0.009	-0.382	1					
Z Cu_eau	0.066	-0.054	0.085	0.047	0.104	0.121	-0.187	1				
Z Pb_eau	-0.066	0.103	0.019	0.206	0.046	0.130	-0.339	0.254	1			
Z Ni_eau	0.288	0.423	-0.201	0.322	0.033	0.035	-0.467	-0.080	0.178	1		
Z Cr_eau	-0.192	-0.295	0.516*	-0.178	0.006	0.012	0.150	-0.031	-0.110	-0.487*	1	
Z Zn_eau	-0.041	-0.086	-0.134	-0.013	0.041	-0.183	-0.127	0.316	0.118	-0.162	-0.511*	1

Corrélations de Pearson :(b) saison d'hiver												
	Z Cd_sol	Z Cu_sol	Z Pb_sol	Z Ni_sol	Z Cr_sol	Z Zn_sol	Z Cd_eau	Z Cu_eau	Z Pb_eau	Z Ni_eau	Z Cr_eau	Z Zn_eau
Z Cd_sol	1											
Z Cu_sol	0.132	1										
Z Pb_sol	0.110	0.169	1									
Z Ni_sol	0.389	-0.051	0.018	1								
Z Cr_sol	-0.057	0.001	0.187	0.332	1							
Z Zn_sol	-0.060	-0.014	0.160	-0.759**	-0.277	1						
Z Cd_eau	-0.141	-0.356	-0.109	0.229	0.450	-0.092	1					
Z Cu_eau	0.191	-0.255	0.142	0.108	-0.153	-0.009	0.289	1				
Z Pb_eau	0.062	0.049	-0.293	0.161	0.481*	-0.001	0.507*	-0.341	1			
Z Ni_eau	0.278	-0.222	-0.126	0.010	-0.394	0.142	0.222	0.783**	-0.228	1		
Z Cr_eau	0.145	0.328	0.242	-0.195	-0.223	0.173	-0.542*	-0.646**	0.084	-0.619**	1	
Z Zn_eau	-0.225	-0.032	0.556*	-0.027	0.178	0.224	0.276	-0.044	0.056	-0.245	0.125	1

*Corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral)

**Corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral)

Résumé

L'objectif de cette étude est d'évaluer la qualité des eaux souterraines et des sols dans la région de M'nasra, Kenitra (Maroc). Nous avons réalisé une étude qualitative de l'eau et de sol dans différents sites du périmètre irrigué de M'nasra.

La démarche suivie comporte des campagnes de mesures in situ (pH, profondeur de la nappe) ainsi que des analyses au laboratoire pour déterminer les paramètres physico-chimiques des eaux et des sols. Ainsi, nous avons prospecté 18 puits et 18 points du sol répartis sur trois zones : A, B, et C, durant deux saisons : l'hiver (Janvier - Mars 2017) et l'été (Juillet 2017). En outre, les teneurs en métaux lourds dans l'eau et le sol ont été évaluées par spectrophotomètre d'adsorption atomique (SAA) pour les échantillons des dix-huit terrains agricoles sélectionnés.

Les résultats montrent que 77,8 % des puits sont pollués par les nitrates. Les sols irrigués à partir des eaux souterraines ont montré une salinisation secondaire supérieure à celle des sols irrigués par les eaux du barrage. Les sols cultivés présentent une salinité qui atteint 1,90 dS/m dans certaines zones. Les résultats montrent que 68,4 % des échantillons de sol sont pauvres à modérément pauvres en matière organique. Les sols sont faiblement à modérément basiques et représentent respectivement 73,7 et 10,5 % de la zone étudiée. Concernant les métaux lourds : sur les huit éléments analysés (Mn, Cd, Fe, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn), seuls le Ni, Cr et le Zn présentent des concentrations élevées dans les sols. Concernant les eaux ce sont le Cd, Ni et le Pb qui présentent un problème.

Mots-clefs : Contamination, eaux souterraines, indice de pollution, M'nasra, métaux lourds, sol.

Abstract

The aim of this study is to assess the groundwater and soil quality in the region of M'nasra, Kenitra (Morocco). We carried out a qualitative study of water and soil quality in different sites in the irrigated perimeter of M'nasra.

The approach includes campaigns of field measurements (pH and groundwater depth) and laboratory tests to determine the physico-chemical parameters of groundwater and soil. To do so, we prospected 18 wells and 18 soil sites distributed on three zones: A, B, and C, during two seasons: winter (January - March 2017) and summer (July 2017). In addition, the heavy metal contents in water and soil were determined using atomic adsorption spectrometry (AAS) for samples representing the eighteen agricultural lands selected.

The results showed 77.8% of the wells are polluted by nitrates. The results showed that 68.4% of the soil samples are poor to moderately poor in organic matter. The soils are generally lowly to moderately basic (respectively 73.7% and 10.5% of the study area). Concerning heavy metals: of the eight analyzed elements (Mn, Cd, Fe, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn), only Ni, Cr and Zn have high concentrations in soils. As for water, Cd, Ni and Pb are the ones that present a problem.

Key words: Contamination, groundwater, pollution index, M'nasra, heavy metals, soil.