

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي  
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE  
SCIENTIFIQUE  
المدرسة الوطنية العليا للعلوم الفلاحية  
-الحراش-الجزائر  
ECOLE NATIONALE SUPERIEURE AGRONOMIQUE  
EL-HARRACH-ALGER



## THESE

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en sciences agronomiques

### Thème

**Modélisation des transferts d'eau et d'azote à l'échelle d'un bassin versant : cas du bassin agricole de Sidi Rached**

Présentée par : **SBARGOUD Saida**

Devant le jury:

Président :	<b>CHABACA Mohamed Nacer</b>	Professeur-ENSA-El Harrach
Directeur de thèse :	<b>HARTANI Tarik</b>	Professeur- CU de Tipaza
Co-directeur de thèse :	<b>AIDAOUI Abdellah</b>	Professeur-ENSA-El Harrach
Examineurs :	<b>SOUAG Doudja</b>	Professeur-USTHB
	<b>MOUZAI Liatim</b>	Professeur-USTHB

Année universitaire 2017-2018

*Résumé*

La plaine de Mitidja est une région peuplée et économiquement vivante où les ressources en eau souterraine jouent un rôle essentiel pour répondre aux besoins urbains, agricoles et industriels. L'étude s'est concentrée sur l'aquifère de Sidi Rached situé dans la région Ouest de Mitidja, où des concentrations en nitrates élevées ont été enregistrées principalement en raison de pratiques agricoles intensives et non durables. En effet, un certain nombre d'études ont confirmés que les concentrations de nitrates dans les eaux souterraines variaient de 20mg/L à plus de 200mg/L et que la source de cette pollution provient du lessivage des engrais chimiques (nitrate d'ammonium, phosphate d'ammonium et sulfate de potassium). L'azote, en particulier sous forme de nitrates, étant très soluble, atteint généralement l'eau souterraine dissoute dans l'eau de percolation et constitue le contaminant aquifère le plus commun.

L'analyse statistique spatiale des nitrates dans la région de Sidi Rached montre que les zones les plus affectées sont essentiellement celles ayant reçues plus grandes quantités d'azote par le biais de la fertilisation, au niveau de Sidi Rached et Bourkika.

Les cartes de vulnérabilité à la pollution élaborées par l'application des modèles DRASTIC (intrinsèque et spécifique) appuient ce résultat vu que ces cartes ont révélés une distribution spatiale de trois classes de vulnérabilité (faible, moyenne et forte), dont la classe à forte vulnérabilité renferme les zones de Sidi Rached et Bourkika. Pour mieux répondre aux particularités de la région étudiée, des ajustements ont été effectués sur les poids des paramètres DRASTIC par l'application de deux techniques d'ajustement : AHP et SPSA. Les résultats obtenus révèlent aussi des tendances pratiquement similaires. Ainsi, les régions du Nord et du Sud du bassin ainsi que les zones urbaines (Sidi Rached, Bourkika et Ahmer el Ain) semblent être entre la vulnérabilité moyenne et élevée. Des validations par les concentrations en nitrates ont été faites pour les modèles DRASTIC (MDP et MDC) et les modèles résultant des ajustements par AHP et SPSA (SPSA-MDC, MDC-AHP, SPSA-MDP et MDP-AHP). Le nitrate a été choisi car la zone d'étude est caractérisée par une agriculture active, c'est un bon indicateur de la qualité des eaux souterraines et par la disponibilité des données. Les résultats obtenus que les corrélations sont toutes  $> 0.60$  et que la meilleure combinaison provient du MDP-AHP ( $R = 0,72$ ) suivi du MDP-SPSA ( $R = 0,68$ ), MDC-AHP ( $R = 0,67$ ), MDC-SPSA ( $R = 0,65$ ), MDP ( $R = 0,64$ ) et enfin MDC ( $R = 0,60$ ). Le modèle DRASTIC pesticide ajusté par AHP (MDP-AHP) peut être

recommandé comme meilleur modèle pour cette étude de cas. Ce résultat est important pour l'analyse spatiale de la pollution par les nitrates et contribuera à une meilleure gestion des plans agricoles intensifs. L'Analyse en Composantes Principales (ACP) et la classification ascendante hiérarchique ont fait ressortir un seul facteur déterminant dans le transfert de l'ion nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) vers le milieu aquifère. Ainsi, le paramètre « **dose d'engrais** » semble avoir une influence directe sur le transfert des nitrates vers la nappe de Sidi Rachad. La forte proportionnalité entre les nitrates et la dose d'engrais apportée confirme l'existence d'un impact direct de ce facteur sur la pollution nitratée dans la zone étudiée. Les facteurs hydrodynamiques jouent aussi un rôle non négligeable dans l'évolution des concentrations des nitrates, même si c'est inversement comme la profondeur, la recharge nette de l'aquifère et la conductivité hydraulique. Ces résultats confirment ceux obtenus des cartes de vulnérabilité et de l'analyse géostatistique des nitrates. D'autres résultats obtenus par l'application d'un modèle de simulation basé sur les processus physique (APEX : effectué dans le cadre du projet de recherche « Qualiwater ») confirment d'avantage les résultats ci-dessus. Étant donné que la vigne et la pomme de terre sont des cultures qui reçoivent plus d'engrais azoté et que le sol de classe I se situe au Nord et au Sud du bassin de Sidi Rached là où on a des indices de vulnérabilité plus élevés.

**Mots clés :** Nitrates ; Géostatistique ; DRASTIC ; Analyse hiérarchique des procédés (AHP) ; Single-Parameter Sensitivity Analysis (SPSA).

**Abstract**

The Mitidja Plain is a populated and economically vibrant region where groundwater resources play a vital role in meeting urban, agricultural and industrial needs. The study focused on the Sidi Rached aquifer located in the western region of Mitidja, where high nitrate concentrations were recorded mainly due to intensive and unsustainable agricultural practices. In fact, a number of studies have confirmed that nitrate concentrations in groundwater ranged from 20mg / L to over 200mg / L and that the source of this pollution comes from the leaching of chemical fertilizers (ammonium nitrate, ammonium phosphate and potassium sulphate). Nitrogen, particularly in the form of nitrates, is highly soluble, generally reaches groundwater dissolved in percolation water and is the most common aquifer contaminant.

The spatial statistical analysis of nitrates in the region of Sidi Rached shows that the most affected areas are essentially those that have received the highest amounts of nitrogen through fertilization, at the level of Sidi Rached and Bourkika.

The pollution vulnerability maps developed by the application of the DRASTIC models (intrinsic and specific) support this result since these maps revealed a spatial distribution of three vulnerability classes (low, medium and high), of which the class with strong vulnerability encloses the areas of Sidi Rached and Bourkika. To better respond to the peculiarities of the study area, adjustments were made to the DRASTIC parameter weights by applying two adjustment techniques : AHP and SPSA. The results obtained also reveal almost similar trends. Thus, the northern and southern regions of the basin as well as the urban areas (Sidi Rached, Bourkika and Ahmer el ain) seem to be between medium and high vulnerability. Validations by nitrate concentrations were made for the DRASTIC models (MDP and MDC) and the models resulting from AHP and SPSA adjustments (SPSA-MDC, MDC-AHP, SPSA-MDP and MDP-AHP). Nitrate was chosen because the study area is characterized by active agriculture, it is a good indicator of the quality of groundwater and the availability of data. The results obtained that the correlations are all > 0.60 and that the best combination comes from the MDP-AHP (R = 0.72) followed by the CDM-SPSA (R = 0.68), MDC-AHP (R = 0.67) , MDC-SPSA (R = 0.65), MDP (R = 0.64) and finally MDC (R =



0.60). The AHP-adjusted pesticide DRASTIC model (MDP-AHP) can be recommended as the best model for this case study. This result is important for the spatial analysis of nitrate pollution and will contribute to better management of intensive agricultural plans. Principal Component Analysis (PCA) and the hierarchical ascending classification revealed a single determining factor in the transfer of nitrate ion (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) to the aquifer. Thus, the "fertilizer dose" parameter seems to have a direct influence on the transfer of nitrates to the Sidi Rachad aquifer. The strong proportionality between the nitrates and the fertilizer dose provided confirms the existence of a direct impact of this factor on nitrate pollution in the study area. Hydrodynamic factors also play a significant role in the evolution of nitrate concentrations, even if it is inversely like depth, aquifer net recharge and hydraulic conductivity. These results confirm those obtained from vulnerability maps and the geostatistical analysis of nitrates. Other results obtained by the application of a simulation model based on physical processes (APEX : carried out as part of the "Qualiwater" research project) further confirm the results above. These results further confirm the previous results, since the vine and the potato are crops that receive more nitrogen fertilizer and the class I soil is located north and south of the Sidi Rached basin where has high vulnerability indices.

Keywords : Nitrates ; Geostatistics; DRASTIC; Analytic Hierarchy Process (AHP); Single-Parameter Sensitivity Analysis (SPSA).

## ملخص

يعتبر سهل ميتيدجا منطقة ذات كثافة سكانية عالية وحيوية اقتصاديًا حيث تلعب موارد المياه الجوفية دورًا حيويًا في تلبية الاحتياجات الحضرية والزراعية والصناعية. وركزت الدراسة على المياه الجوفية لسيدي راشد في المنطقة الغربية من ميتيدجا ، حيث سجلت تركيزات عالية من النترات نتيجة لممارسات زراعية مكثفة وغير مستدامة. في الواقع، فإن عددا من  $mg / L$  لأكثر من 200 L / الدراسات قد أكدت أن تركيزات النترات في المياه الجوفية تراوحت من 20 ملغ ، ومصدر هذا التلوث يأتي من الترشيح للأسمدة الكيماوية (نترات الأمونيوم، فوسفات الأمونيوم وكبريتات البوتاسيوم النيتروجين ، وخاصة في شكل نترات ، وهو قابل للذوبان بشدة ، يصل عادة إلى المياه الجوفية المذابة في مياه الترشيح وهو أكثر ملوثات المياه الجوفية شيوعا

ويظهر التحليل الإحصائي المكاني من النترات في منطقة سيدي راشد أن المناطق الأكثر تضررا هي أساسا تلك التي تلقت أكبر كمية من النيتروجين من خلال الإخصاب، في سيدي راشد وبورفيقة

خرائط التعرض للتلوث التي تنتجها تطبيق النموذج جذرية (جوهرية ومحددة) وتدعم هذه النتيجة لأن هذه البطاقات أثبتت التوزيع المكاني لثلاث فئات الضعف (منخفضة ومتوسطة وعالية)، والدرجة العالية الضعف يحيط مناطق سيدي راشد من DRASTIC وبوركايا. للاستجابة بشكل أفضل لخصائص منطقة الدراسة ، تم إجراء تعديلات على أوزان المعلمات النتائج التي تم الحصول عليها تكشف أيضا عن اتجاهات مماثلة تقريبا. وبالتالي ، SPSA و AHP: خلال تطبيق تقنيتين فإن المناطق الشمالية والجنوبية من الحوض وكذلك المناطق الحضرية (سيدي راشد وبوركايا وأحمر العين) يبدو أنها بين وأنماط الناجمة عن (CDM MDC) ضعف متوسط وعالي. بذلت تركيزات التصديقات نترات إلى نموذج جذرية MDP- و SPSA-MDP، MDC-AHP، (SAPS-MDC) وبرامج التكيف الهيكلي AHP التعديلات التي كتبها وقد تم اختيار نترات كما تتميز منطقة الدراسة في الزراعة النشطة يعد مؤشرا جيدا لنوعية المياه الجوفية وتوافر (AHP). CDM-SPSA (R = 0.72) ، يليه CDM-AHP (R = 0.68) ، MDC (R = 0.64) ، وأخيرا MDP (R = 0.65) ، MDC-SPSA (R = 0.67) ، MDC AHP (R = 0.60) ، يمكن التوصية كأفضل نموذج (CDM-AHP) المبيد جذرية نموذج تعديلها من قبل برنامج مكافحة الجوع (0.60). لدراسة الحالة هذه. هذه النتيجة مهمة للتحليل المكاني للتلوث بالنترات وستساهم في تحسين إدارة الخطط الزراعية المكثفة. والتصنيف التصاعدي الهرمي عن عامل محدد واحد في نقل أيونات النترات (PCA) كشف تحليل المكون الرئيسي إلى طبقة المياه الجوفية. وهكذا، فإن المعلمة "جرعة من الأسمدة" يبدو أن يكون لها تأثير مباشر على نقل ( $NO_3^-$ ) قوية بين النترات وجرعة السماد المقدمة تؤكد وجود تأثير مباشر Rached.La النترات إلى المياه الجوفية سيدي التناسب لل هذا العامل على تلوث النترات في منطقة الدراسة. تلعب العوامل الهيدروديناميكية أيضًا دورًا مهمًا في تطور تركيزات النترات ، حتى إذا كانت تشبه عكسًا عمقًا ، وتغذية صافي طبقة المياه الجوفية والتوصيل الهيدروليكي. هذه النتائج تؤكد تلك التي تم الحصول عليها من خرائط الضعف والتحليل الجيوساتاتيكي للنترات. النتائج الأخرى التي تم الحصول عليها عن

("Qualiwater" نفذت كجزء من مشروع البحث: APEX) طريق تطبيق نموذج المحاكاة على أساس العمليات الفيزيائية تؤكد النتائج أعلاه. وبالنظر إلى أن الكرمة والبطاطس هما محصولان يحصلان على سماد نيتروجيني أكبر ، وأن التربة من فئة الأولى تقع شمال وجنوب حوض سيدي راشد حيث توجد مؤشرات أعلى للضعف

### كلمات البحث

النترات ; تحليل إحصائي جيولوجي ; تحليل حساسية المعلمة المفرد (SPSA) ; تحليل العمليات الهرمية (AHP) ; DRASTIC .

## Dédicaces

*Afin d'être reconnaissant envers ceux qui m'ont appuyé et encouragé à effectuer ce travail de recherche, je dédie ce mémoire :*

*À ma très chère Mère pour son soutien moral, et pour tous les sentiments d'affection et d'amour qui représentent pour moi le pilier de tous mes efforts.*

*Je dédie particulièrement ce travail à la mémoire de mon père Ahmed, papa repose en paix et que la terre vous soit légère, je ne cesserai jamais de vous pleurer, si vous m'entendez là ou vous êtes j'aimerais simplement vous dire que vous me manquez.*

*Je dédie ce travail à mes frères et sœurs, je vous porte en moi du fond du cœur.*

*À mon mari Mousoud pour son soutien moral,*

*Je dédie ce travail à mes enfants Wasid, Ouisssem et Manel qui n'ont cessé de me combler par leur amour et leur tendresse.*

## **REMERCIEMENTS**

Il est évidemment bien difficile de remercier chacun pour chaque chose qu'il a faite au cours de ma thèse, et même si la liste qui suit est déjà longue il m'a fallu faire un choix et mettre plus ou moins les gens dans des cases. Pardon d'avance pour ceux qui se sentent mal « étiquetés », ou pour ceux que j'aurais malencontreusement oubliés...

Je remercie Monsieur le professeur **HARTANI Tarik**, mon Directeur de thèse pour avoir dirigé ce travail, de m'avoir accompagné par ses conseils et pour l'intérêt qu'il a accordé à mon travail.

Je remercie Monsieur le professeur **AIDAOUI Abdellah**, mon Co-Directeur de thèse d'avoir dirigé ce travail et de m'avoir accompagné par ses conseils.

Je tiens à adresser, également, tous mes remerciements à :

Monsieur **CHABACA M.ohamed Nacer**, professeur à l'ENSA d'El Harrach, qui m'a fait l'honneur de présider le jury.

Madame **SOUAG Doudja** Professeur à l'USTHB qui a bien voulu participer à ce jury.

Monsieur le Professeur **MOUZAI El Yatim** pour sa participation au jury.

Je remercie également tous les délégués communaux et agriculteurs d'Ahmer El Ain, Sidi Rached et Bourkika pour leurs précieux aides, pour réaliser ce travail, et je remercie vivement tout le groupe qui a participé au projet QUALIWATER, enseignant, étudiants et dirigeants. Je remercie également toutes les structures et personnes qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce mémoire (ANRH, DSA, DHW de Tipaza,.....).

Enfin, merci à mes parents pour avoir contribué, par l'amour et la confiance qu'ils m'ont toujours donné, à être ce que je suis devenu. Merci à mes enfants, mes proches et mes amis qui m'ont aidé et soutenu moralement, tout au long de la préparation de ce mémoire.

TABLE DES MATIERES

Résumé..... I  
Abstract..... III  
ملخص..... V  
Dédicaces ..... VII  
Remerciements..... VIII  
Table des matières..... IX  
Liste des figures..... XVI  
Liste des tableaux..... XIX  
Liste des abréviations..... XXI  
**Introduction générale**..... 1

**CHAPITRE I. Transfert de l’azote vers les cours d’eau et les aquifères**

I.1. Les différentes formes de l’azote ..... 5  
    I.1.1. Azote organique ..... 5  
        I.1. 1. Azote organique ..... 5  
I.2. Types d’apports d’azote..... 6  
    I.2.1. Apports anthropiques ..... 6  
    I.2.2. Apports naturels ..... 6  
        I.2.2.1. Précipitations..... 6  
        I.2.2.2. Fixation de l’azote atmosphérique..... 7  
        I.2.2.3. Fixation de l’azote ammoniacal par le sol..... 7  
I.3. Processus de transformations de l’azote dans les sols (cycle de l’azote) ..... 8  
    I.3.1. Minéralisation ..... 8  
        I.3.1.1. Ammonification..... 8  
        I.3.1.2. Nitrification..... 9  
    I.3.2. Réorganisation ..... 9  
    I.3.3. Dénitrification..... 9  
    I.3.4. Adsorption - désorption de l’ammonium..... 9  
    I.3.5. Volatilisation ..... 10  
    I.3.6. Absorption par les plantes ..... 10

I.4. Processus du transfert de l'azote .....	11
I.4.1. Transfert par voie hydrique .....	11
I.4.2. Le ruissellement (transfert latéral) .....	11
I.4.3. Lessivage des nitrates (lixiviation) .....	12
I.5. Répartition spatiale et temporelle.....	13
I.6. Pollutions des eaux souterraines par les nitrates .....	13
I.6.1. Activité agricole et qualité des eaux .....	13
I.6.2. Risque pour la santé humaine.....	14
I.6.3. Risque pour l'environnement .....	14
I.6.3.1. Eutrophisation .....	14
I.6.4. Normes et réglementation sur la potabilité de l'eau .....	16
I.6.5. Influence des systèmes de cultures .....	16
I.6.5.1. Gestion de la fertilisation.....	17
I.6.5.1.1. Gestion de l'azote pendant l'interculture.....	17
I.6.5.1.2. Gestion des résidus de culture .....	18
I.6.5.1.3. Implantation de cultures "pièges à nitrates" .....	18
I.6.5.1.4. Recours aux inhibiteurs de nitrification .....	19
I.6.5.2. Gestion de l'irrigation .....	19
I.6.5.3. Gestion des rotations et des types de cultures .....	19
I.7. Conclusion .....	20

## **CHAPITRE II : Modélisation et cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines par les nitrates**

II.1. Introduction .....	21
II.2. Approches de vulnérabilité .....	21
II.1.1. Les modèles subjectifs.....	21
II.1.2. Les méthodes statistiques .....	22
II.1.3. Les modèles basés sur les processus physiques.....	24
II.3. Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines .....	27
II.3.1. Méthodes de cartographie de la vulnérabilité .....	28
II.3.2. Intérêts et limites des cartes de vulnérabilité .....	28
II.4. Le choix des modèles appliqués.....	29
II.5. Conclusion.....	30

**CHAPITRE III. Présentation de la zone d'étude**

III.1. Localisation et caractéristiques du site d'étude.....	31
III.2 Hydrologie de la zone d'étude.....	31
III.3. Caractéristiques géomorphologiques du bassin versant .....	33
III.4. Contexte climatique .....	35
A. Précipitations mensuelles .....	35
B. Température .....	36
C. Le diagramme ombrothermique de Gaussen .....	37
D. Evapotranspiration potentielle .....	38
E. Humidité de l'air, la vitesse du vent et la durée d'insolation.....	38
III.5. Cadre géologique du milieu étudié.....	39
III.5.1. Lithostratigraphie.....	39
III.6. Cadre Hydrogéologique .....	40
III.7. Cadre pédologique .....	42
III.7.1. Vertisols .....	42
III.7.2. Sols peu évolués .....	42
III.7.3. Sols calcimagnésiques.....	43
III.7.4. Sols sesquioxydes de fer.....	43
III.7.5. Sols hydromorphes.....	43
III.8. Hydrodynamique des sols de la zone d'étude .....	44
III.8.1. Classe ne nécessitant pas de travaux de drainage (Classe I) .....	45
III.8.2. Classe à drainage retardé (Classe II).....	45
III.8.3. Classe à drainer dans l'immédiat (Classe III).....	46
III.8.4. Classe à exclure de l'aménagement hydo-agricole (Classe VI) .....	46
III .9. Situation agricole dans le Bassin versant de Sidi Rached.....	46
III .10. Apports d'azote sur le bassin de Sidi Rached .....	48
III .10. 1. Apports d'engrais sur le bassin de Sidi Rached.....	48
a). NPK (15-15-15).....	48
b). Urée (46%).....	49
III.10.2. Apports d'azote par les engrais sur le bassin .....	52
III .11. Le bilan en eau de la nappe de la Mitidja.....	53
III.11.1. Entrées.....	53
III.11.2. Sorties.....	54
III.11.3. Bilan en eau .....	54
III.11.4. Multiplication des forages d'irrigation non déclarés .....	54
III.12. Conclusion.....	55



## **CHAPITRE IV. Prélèvements et outils d'analyses**

IV.1. Travaux de terrain.....	56
IV.1.1 Mesure des niveaux d'eau.....	56
IV.1.2. Prélèvements des échantillons d'eau souterraine et analyse physico-chimiques .....	56
IV.1.3. Echantillons d'eau et d'azote mesurées à l'exutoire du bassin .....	57
IV.1.4. Les enquêtes pour l'acquisition d'informations sur les pratiques agricoles.....	58
IV.2. L'acquisition des données .....	58
IV.3. Système d'Information Géographique SIG .....	59
IV.3.1. Définition et structure des SIG.....	59
IV.3.2. Mise en place et fonctions des SIG.....	61
IV.3.3. Intérêt des SIG .....	62
IV.4. Technique géostatistique.....	63
IV.4.1. Construction d'un Variogramme .....	63
IV.4.2. Le krigeage .....	64
IV.4.2.1. Krigeage ordinaire (KO).....	64
IV.4.2.2. Krigeage d'indicatrice (KI) .....	65
IV.4.3. Méthode d'interpolation déterministe (IDW) .....	66
IV.4.4. Interpolation triangulaire (TIN).....	67
IV.5. Cartographie .....	67
IV.6. Evaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines.....	67
IV.6.1. Le modèle DRASTIC.....	67
IV.6.1.1. Description du modèle DRASTIC .....	67
IV.6.1.1.2. Description des paramètres du modèle DRASTIC .....	70
A. Profondeur à la nappe (D) .....	70
B. Recharge nette (R).....	71
C. Nature de la zone saturée (A).....	71
D. Type de sol (S).....	71
E. Topographie (T- pente%).....	72
F. Nature de la zone non saturée ou zone vadose (I).....	72
G. Conductivité hydraulique (C).....	72

IV.6.2. Etablissement de la carte de vulnérabilité (Aller et al., 1987) .....	72
IV.6.3. Techniques de pondération.....	73
IV.6.3.1. Analyse de sensibilité .....	73
IV.6.3.2. La méthode hiérarchique multicritères (AHP).....	74
IV.6.4. Validation des cartes de vulnérabilité .....	76
IV.7. Méthodologie utilisée.....	77

**CHAPITRE V : Evaluation des nitrates dans l'aquifère  
de Sidi Rached**

V.1. Description sommaire des paramètres chimiques .....	79
V.1.1. La chimie des ions majeurs .....	80
V.1.2. Variation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines .....	81
V.1.2.1. Paramètres physiques (pH et CE) :.....	81
V.1.2.2. Paramètres chimiques .....	81
V.1.2.2.1. Les cations (Ca <sup>+2</sup> , Mg <sup>+2</sup> et Na <sup>+</sup> ).....	82
V.1.2.2.2. Les anions (Cl <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> , HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> et NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ).....	82
V.1.3. Les nitrates.....	80
V.2. Modélisation spatialisée de la pollution nitratée des eaux souterraine de Sidi Rached .....	88
V.2.1. Variographie .....	89
V.2.2. Cartographie des nitrates .....	90
V.2.2.1. Krigeage ordinaire .....	90
V.2.2.2. Krigeage d'indicateur.....	91
A. Variographie des fonctions indicatrices.....	91
B. Estimation spatiale des fonctions indicatrices.....	93
C) Comparaison entre les deux krigeages (ordinaire et d'indicateur).....	96
V.3. Faciès hydrochimiques des eaux de la nappe alluviale.....	97
V.3.1. Diagramme de Piper.....	97
V.3.2. Diagramme de Wilcox.....	98
V.3.3. Diagramme de Schoeller et Berkloff.....	99

V.4. Analyse statistique multivariée.....	102
V.4.1. Matrice de corrélation .....	103
V.4.2. Analyse en composantes principales (ACP).....	103
V.4.3. Classification ascendante hiérarchique (CAH).....	103
V.5. Résultat de l'analyse statistique multivariée .....	104
V.5.1. Matrice de corrélation .....	104
V.5.2. Application de la méthode CAH aux données des eaux de l'aquifère de Sidi Rached .....	105
V.5.2.1. Statistiques des nœuds .....	105
V.5.2.2. Dendrogramme .....	107
V.5.3. Analyse en composantes principales (ACP).....	109
V.5.3.1. Analyse des graphiques.....	110
a. Espace des variables.....	110
b. Espace des individus.....	112
V.5.3.2. Comparaison entre CAH et ACP.....	113
V.6. Conclusion.....	114

## **CHAPITRE VI : Vulnérabilité des eaux souterraines du bassin de Sidi Rached**

VI.1. Introduction .....	115
VI.2. Application des modèles DRASTIC (spécifique et intrinsèque) .....	115
VI.2.1. Hydrodynamique de la nappe .....	115
a- Piézométrie .....	115
b- Interprétation des cartes piézométriques : .....	117
VI.2.2. Construction des cartes thématiques des sept paramètres DRASTIC .....	117
VI.2.2.1. Profondeur de la nappe (D).....	117
VI.2.2.2. Recharge nette (R).....	118
VI.2.2.3. Milieu aquifère ou zone saturée (A) .....	119
VI.2.2.4. Type de sol (S) .....	120
VI.2.2.5. Topographie (T) .....	122
VI.2.2.6. Impact de la zone Vadose ou zone non saturée (I).....	122
VI.2.2.7. Conductivité Hydraulique (C).....	123
VI.2.3. Elaboration des cartes de vulnérabilité par les modèles DRASTIC .....	124
VI.2.3.1. Modèle DRASTIC classique (MDC) .....	125
VI.2.3.2. Modèle DRASTIC pesticide (MDP) .....	126
VI.3. Optimisation des modèles DRASTIC (MDC et MDP) par l'application des techniques d'ajustement.....	127

---

VI.3.1. Application de la technique d'ajustement« AHP ».....	128
VI.3.1.1. Optimisation des poids des paramètres des modèles DRASTIC classique (MDC) et DRASTIC pesticide en utilisant AHP.....	128
A. Elaboration de la carte de vulnérabilité MDC optimisée par AHP .....	130
B. Elaboration de la carte de vulnérabilité MDP optimisée par AHP .....	131
VI.3.2. Application de la technique d'ajustement SPSA .....	132
VI.3.2.1. Optimisation des poids des paramètres des modèles DRASTIC classique (MDC) et DRASTIC pesticide (MDP) en utilisant SPSA .....	132
VI.3.2.2. Elaboration des cartes de vulnérabilité optimisées par SPSA .....	133
A. Elaboration de la carte de vulnérabilité MDC optimisée par SPSA .....	133
B. Elaboration de la carte de vulnérabilité MDP optimisée par SPSA .....	134
VI.4. Etude comparative entre les différents modèles.....	135
VI.4.1. Comparaison entre les indices de vulnérabilité .....	135
VI.4.2. Comparaison entre les poids des paramètres.....	137
VI.5. Validation des cartes des indices de vulnérabilité des différents modèles .....	139
VI.6. Conclusion.....	141

**Chapitre VII. Paramètres impliqués dans le transfert des nitrates à l'échelle du bassin versant de Sidi Rached**

VII.1. Les paramètres pris en considération dans cette analyse.....	143
VII. 2. Analyses statistiques descriptives multivariées .....	143
VII. 3. Application de l'analyse statistique multivariée .....	144
VII.3.1. Application de la méthode CAH aux paramètres de transfert des nitrates	144
VII.3.2. Application de la méthode ACP aux paramètres de transfert des nitrates .	146
a). Espace des variables.....	148
b. Espace des individus.....	150
VII.4. Conclusion.....	150

**CONCLUSION GENERALE.....152**

**REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....157**

**ANNEXES.....170**

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1.</b> Le cycle de l'azote (d'après D. Soltner 1980).....	8
<b>Figure 2.</b> Phénomène d'eutrophisation.....	15
<b>Figure 3.</b> Carte de situation du bassin de Sidi Rached .....	31
<b>Figure 4.</b> Carte du réseau hydrographique de Sidi Rached .....	32
<b>Figure 5.</b> Carte des pentes du bassin de Sidi Rached .....	33
<b>Figure 6.</b> Courbe hypsométrique du bassin versant de Sidi Rached .....	33
<b>Figure 7.</b> Précipitations moyennes inter annuelles aux stations pluviométriques de Sidi Rached et d'Ahmer El Ain (1970-2010). .....	36
<b>Figure 8.</b> Variation inter mensuelle des températures moyennes de Sidi Rached (1990-2010) (source : ANRH) .....	37
<b>Figure 9.</b> Diagramme ombrothermique de Gaussen.....	37
<b>Figure 10.</b> C Évolution des précipitations et de l'évapotranspiration à Sidi Rached.....	38
<b>Figure 11.</b> Carte géologique de la zone d'étude (source : ANRH) .....	40
<b>Figure 12.</b> Coupe géologique transversale de la Mitidja (dans Carte hydrogéologique .....	41
<b>Figure 13.</b> Carte pédologique de la zone d'étude (source : ANRH, 1983).....	44
<b>Figure 14.</b> Représentation de la répartition des zones homogènes .....	45
<b>Figure 15.</b> Répartition spatiale des cultures dans le bassin de Sidi Rached .....	47
<b>Figure 16.</b> Répartition des surfaces agricoles (a) et des cultures (b) dans le bassin de Sidi Rached pour la campagne agricole 2008-2009.....	48
<b>Figure 17.</b> Carte d'inventaire des points analysés.....	57
<b>Figure 18.</b> Structure partielle d'un SIG .....	61
<b>Figure 19.</b> Composante d'un SIG (Laaribi, 2000) .....	62
<b>Figure 20.</b> Définition des paramètres du modèle DRASTIC.....	68
<b>Figure 21.</b> Organigramme d'analyse de la vulnérabilité.....	78
<b>Figure 22.</b> Boîte à moustache des concentrations des éléments majeurs des eaux souterraines de la nappe alluviale de Sidi Rached.....	80
<b>Figure 23.</b> Taux de répartition des classes des nitrates dans le bassin de Sidi Rached.....	87
<b>Figure 24.</b> Évolution temporelle des nitrates dans les eaux souterraine .....	88
<b>Figure 25.</b> Variogramme expérimental moyen des nitrates NO <sub>3</sub> -estimé par l'ensemble des points et ajustement à un modèle sphérique .....	89
<b>Figure 26.</b> Carte des nitrates estimée par le krigeage ordinaire (K.O).....	90

<b>Figure 27.</b> Variogrammes expérimentaux moyens des fonctions indicatrices aux seuils de NO <sub>3</sub> : > 25mg/L ; >50mg/L et >75mg/L .....	92
<b>Figure 28.</b> Estimation par krigeage d'indicatrices où la probabilité que les nitrates soient supérieurs : (a) 25mg/L ; (b) 50mg/L et (c) 75mg/L.....	94
<b>Figure 29.</b> Variogramme moyen de l'espérance mathématique des nitrates .....	95
<b>Figure 30.</b> Carte de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> estimée par le krigeage d'indicatrice (KI).....	96
<b>Figure 31.</b> Classification des eaux souterraines à partir du diagramme de Piper. ....	98
<b>Figure 32.</b> Diagramme de Wilcox des eaux de la nappe de Sidi Rached.....	99
<b>Figure 33.</b> Diagramme de Schoeler et berkloff des eaux souterraines de Sidi Rached.....	100
<b>Figure 34.</b> Diagramme de Richards (Riverside) des eaux de la nappe de Sidi Rached.....	102
<b>Figure 35.</b> Diagramme des niveaux.....	107
<b>Figure 36.</b> Dendrogramme des eaux de l'aquifère de Sidi Rached.....	107
<b>Figure 37.</b> Hiérarchie des partitions obtenues par CAH (dendrogramme).....	108
<b>Figure 38.</b> Évolution de la valeur propre et de la variabilité cumulée des variables .....	110
<b>Figure 39.</b> Projection des variables sur le plan factoriel (F1-F2) .....	111
<b>Figure 40.</b> Dendrogramme des variables des eaux de l'aquifère de Sidi Rached.....	112
<b>Figure 41.</b> Projection des points d'eau selon le plan (F1 – F2).....	113
<b>Figure 42.</b> Carte piézométrique (basses eaux, 2009) .....	116
<b>Figure 43.</b> Carte piézométrique (Hautes eaux, 2009).....	116
<b>Figure 44.</b> Carte des classes de la profondeur de l'aquifère .....	118
<b>Figure 45.</b> Carte des classes de la recharge nette (R).....	119
<b>Figure 46.</b> Carte des classes de la zone non saturée.....	120
<b>Figure 47.</b> Carte des classes de sol.....	121
<b>Figure 48.</b> La carte des classes de pente (P %).....	122
<b>Figure 49.</b> La carte de la zone vadose (I) .....	123
<b>Figure 50.</b> La carte des classes de la conductivité hydraulique .....	123
<b>Figure 51.</b> Carte de représentation des classes de vulnérabilité MDC.....	126
<b>Figure 52.</b> Carte de représentation des classes de vulnérabilité MDP .....	127
<b>Figure 53.</b> Carte de vulnérabilité optimisée MDC-AHP basée sur la méthode AHP .....	131
<b>Figure 54.</b> Carte de vulnérabilité optimisée MDP-AHP basée sur la méthode AHP.....	132
<b>Figure 55.</b> Carte de vulnérabilité MDC-SPSA .....	134
<b>Figure 56.</b> Carte de vulnérabilité MDP-SPSA.....	135
<b>Figure 57.</b> Comparaison des indices de vulnérabilité des modèles ajustés par rapport au modèle MDC.....	136

**Figure 58.** Comparaison des indices de vulnérabilité des modèles ajustés par rapport au modèle MDP. .... 137

**Figure 59.** Tracé de la différence entre les poids des paramètres DRASTIC pesticide et les valeurs homologues estimées par les différentes techniques d'ajustement (SPSA et AHP). . 138

**Figure 60.** Corrélation entre les indices de vulnérabilité et la concentration en nitrates; ..... 140

**Figure 61.** Corrélation entre les indices de vulnérabilité et la concentration en nitrates; ..... 140

**Figure 62.** Corrélation entre les indices de vulnérabilité et la concentration en nitrates. .... 141

**Figure 63.** Dendrogramme des points d'eau pour chaque cluster ..... 145

**Figure 64.** Hiérarchie des partitions obtenues par CAH (dendrogramme) ..... 145

**Figure 65.** Valeurs propres et variabilité cumulée (%). ..... 147

**Figure 66.** Projection des variables sur le plan factoriel (F1-F2) ..... 148

**Figure 67.** Projection des points d'eau selon le plan (F1 – F2)..... 150

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 1.</b> Modèles de bassin versant- Principales caractéristiques.....	26
<b>Tableau 2.</b> Caractéristiques géomorphologique du bassin de Sidi Rached .....	35
<b>Tableau 3.</b> Variations mensuelles des précipitations .....	36
<b>Tableau 4.</b> Évolution des précipitations et l'évapotranspiration moyennes .....	38
<b>Tableau 5.</b> Humidité relative moyenne (Hmoy) de l'air, la vitesse du vent (Vv) et l'insolation (1991-2010) (Source : ANRH). .....	38
<b>Tableau 6.</b> Bilan de la nappe du Quaternaire établi en 1972 d'après ANRH.....	42
<b>Tableau 7.</b> Récapitulatif des superficies et des pourcentages des types de sol .....	43
<b>Tableau 8.</b> Répartition des superficies par culture et par commune .....	48
<b>Tableau 9.</b> Calendrier de fertilisation des principales cultures.....	50
<b>Tableau 10.</b> Quantités d'engrais (NPK-15-15-15 et Urée 46%) apportées.....	52
<b>Tableau 11.</b> Quantités d'azote apportées par les engrais (NPK -15-15-15 et l'Urée 46%) au niveau de la zone d'étude.....	53
<b>Tableau 12.</b> Apports en année moyenne à la nappe de la Mitidja.....	53
<b>Tableau 13.</b> Evolution du nombre de forages et puits dans le temps.....	54
<b>Tableau 14.</b> Type et source des données utilisées dans la présente étude.....	59
<b>Tableau 15.</b> Notation des paramètres du modèle DRASTIC (Aller.1987). .....	69
<b>Tableau 16.</b> Les poids des paramètres DRASTIC (Aller et al. 1987).....	70
<b>Tableau 17.</b> Les classes de vulnérabilité selon le modèle DRASTIC.....	70
<b>Tableau 18.</b> Échelle de comparaison binaire d'après Saaty (1987).....	75
<b>Tableau 19.</b> Indice de cohérence aléatoire (Saaty; 1987).....	76
<b>Tableau 20.</b> Statistiques descriptives des variables hydrochimiques de l'aquifère de Sidi Rached (campagne 2008). .....	79
<b>Tableau 21.</b> Variation des des paramètres physiques (pH et CE).....	81
<b>Tableau 22.</b> Variation des paramètres chimiques (Cations : $\text{Ca}^{+2}$ , $\text{Mg}^{+2}$ et $\text{Na}^+$ ) .....	83
<b>Tableau 23.</b> Variation des paramètres chimiques (Anions : $\text{Cl}^-$ , $\text{SO}_4^{-2}$ et $\text{HCO}_3^-$ ).....	85
<b>Tableau 24.</b> Variation des concentrations en nitrates (mg/L).....	86
<b>Tableau 25.</b> Paramètres d'ajustement du variogramme expérimental du krigeage ordinaire de nitrates .....	89
<b>Tableau 26.</b> Répartition des superficies par classes des nitrates.....	90



<b>Tableau 27.</b> Paramètres d'ajustement du variogramme expérimental des fonctions indicatrices de nitrates.....	93
<b>Tableau 28.</b> Paramètres du modèle de validation croisée et de semi-variogramme pour la carte de probabilité de la concentration de nitrate	95
<b>Tableau 29.</b> Comparaison des surfaces pour les classes NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> estimées en utilisant OK et celles de la prédiction IK.....	96
<b>Tableau 30.</b> Matrice de corrélation .....	104
<b>Tableau 31.</b> Nœuds successifs du dendrogramme .....	106
<b>Tableau 32.</b> Répartition des points d'eau de chaque classe par la CAH.....	108
<b>Tableau 33.</b> Classification des intra classes de la classe 1 .....	108
<b>Tableau 34.</b> Classification des intra classes de la classe 2.....	109
<b>Tableau 35.</b> Classification des intra classes de la classe 3 .....	109
<b>Tableau 36.</b> Classification des intra classes de la classe 4 .....	109
<b>Tableau 37.</b> Valeurs et pourcentages exprimés pour les axes principaux.....	110
<b>Tableau 38.</b> Corrélations entre les variables et les facteurs .....	111
<b>Tableau 39.</b> Répartition des superficies par classe de profondeurs de la nappe.....	118
<b>Tableau 40.</b> Répartition des superficies par classe de la recharge nette .....	119
<b>Tableau 41.</b> Répartition des superficies par classe de matériau aquifère.....	120
<b>Tableau 41.</b> Répartition des superficies par classe de matériau aquifère.....	120
<b>Tableau 42.</b> Répartition des superficies par type de sol.....	121
<b>Tableau 43.</b> Répartition des superficies par classe de pente .....	122
<b>Tableau 44.</b> Répartition des superficies par type de formation pour la zone non saturée (I) .....	123
<b>Tableau 45.</b> Répartition des superficies par classe de conductivité hydraulique .....	124
<b>Tableau 46.</b> Différents vecteurs de la vérification des matrices .....	130
<b>Tableau 47.</b> Les poids des paramètres obtenus par la technique d'ajustement SPSA.....	132
<b>Tableau 48.</b> Matrice de corrélation entre les différents indices de vulnérabilités et les nitrates (les coefficients en gras sont significatifs pour p <0.05).....	139
<b>Tableau 49.</b> Doses d'engrais apportées par commune et par type d'engrais.....	143
<b>Tableau 50.</b> Analyse statistique descriptive des paramètres .....	144
<b>Tableau 51.</b> Répartition des points d'eau de chaque classe par la CAH.....	146
<b>Tableau 52.</b> Classification des intra classes de la classe 1 .....	146
<b>Tableau 53.</b> Classification des intra classes de la classe 2 .....	146
<b>Tableau 54.</b> Classification des intra classes de la classe 3 .....	146
<b>Tableau 55.</b> Valeurs et pourcentages exprimées pour les axes principaux .....	147
<b>Tableau 56.</b> Corrélations entre les variables et les facteurs.....	148

## **Liste des abréviations**

$\Delta N$	Variation du stock d'azote
$\Delta W$	Variation du stock d'eau
ABH	Agence des bassins hydrographiques
ACP	Analyse en composantes principales
ADE	Algérienne des eaux
AEP	Alimentation en eau potable
AHP	Analytic Hierarchy Process
ANRH	Agence Nationale des ressources hydriques
APEX	Agricultural Policy/ Environnemental eXtender model
CAH	Classification ascendante hiérarchique
CI	Indice de cohérence
NI	Concentration des nitrates dans l'irrigation
NMW	Concentration des nitrates dans les rejets urbains
NP	Concentration des nitrates dans les précipitations
NQ	Concentration des nitrates dans le drainage
NDP	Azote dans l'eau percolée en profondeur
Ct	Coefficient de torrentialité
Da	Densité apparent du sol
DHWT	Direction de l'hydraulique de la wilaya de Tipaza
DP	Fraction de drainage
DRC	Direction régionale centre (Blida)
DSA	Direction des services agricoles
EAC	Exploitation agricole collective
EAI	Exploitation agricole individuelle
EAP	Exploitation agricole privé
ET0	Evapotranspiration de référence
ET	Evapotranspiration
ETM	Evapotranspiration maximale
ETP	Evapotranspiration potentielle
ETc	Évapotranspiration des cultures
F	Fréquence de drainage
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GIRE	Gestion intégré des ressources en eaux
GPI	Grands périmètres irrigués
ID	Indice DRASTIC
IDW	Inverse Distance Weighted
Ig	Indice de pente globale
Insol	Durée d'insolation
K	Indice de GRAVELIUS

Kc	Coefficient culturel
KI	Kriging d'indicatrice
KO	Kriging ordinaire
KRMSE	kriged reduced mean square error
Ks	Coefficient de stress hydrique
L	Rectangle équivalent
MADR	Ministère de l'agriculture et de développement rural
MCD	Modèle conceptuel de données
MDC	Modèle DRASTIC classique
MDC-AHP	Modèle DRASTIC classique ajusté par AHP
MDC-SPSA	Modèle DRASTIC classique ajusté par SPSA
MDP	Modèle DRASTIC pesticide
MDP-AHP	Modèle DRASTIC pesticide ajusté par AHP
MDP-SPSA	Modèle DRASTIC pesticide ajusté par SPSA
ME	Erreur moyenne
ODE	Ordinary differential équation
OMS	Of fine mondial de la santé
ONID	Office national de l'irrigation et du drainage
P	Précipitations
PAC	Programme d'Aménagement Côtier
PNDA	Programme national de développement agricole
PNE	Programme National exceptionnel
RC	Rapport de cohérence
Rg	Rayonnement global
RI	Indice de cohérence aléatoire
SAR	Sodium adsorption ratio
SAU	Surface agricole utile
SDA	Subdivision des services agricoles
SEAAL	Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger
SGBD	Système de gestion de base de données
SIG	Système d'information géographique
SPSA	Single-Parameter Sensitivity Analysis
SWM	Stand ford Watershed Model
TIN	Triangula rirregular network
Tmax	Température maximale
Tmn	Température minimale
Vol	Volume
Vv	Vitesse du vent

# **INTRODUCTION GÉNÉRALE**

## **INTRODUCTION GENERALE**

L'eau est le composant essentiel de tous les êtres vivants. Elle est une ressource indispensable à l'existence, au développement et à la plupart des activités de l'homme. Les ressources hydriques dépendent principalement de la pluviométrie qui est irrégulière et inégalement répartie dans l'espace, elles peuvent être rare en certains endroits, comme les zones arides et semi-arides, ou tout simplement d'une qualité médiocre à d'autres endroits. En Algérie, les changements climatiques et en particulier la sécheresse qui sévit ces dernières décennies, augmente davantage le problème d'approvisionnement en eau potable et sa distribution. Il est donc essentiel de quantifier et d'analyser la quantité et la qualité des réserves en eau et de trouver les moyens de gérer cette ressource pour en assurer la durabilité.

Depuis quelques années, la protection et la conservation des milieux naturels, en particulier la qualité des eaux, est devenue une préoccupation majeure et un objectif principal dans les programmes de développement (Boughrara, 2009 cité in Drouiche, 2013). Effectivement, la qualité des eaux souterraines est généralement sous un potentiel considérable de contamination en particulier dans les domaines de l'agriculture dominée par des activités intenses qui impliquent l'utilisation d'engrais et de pesticides (Chae et al., 2004).

Les nitrates sont un des paramètres permettant de qualifier l'état des eaux. Leur présence en excès peut contribuer à déséquilibrer les milieux aquatiques, avec par exemple des phénomènes d'eutrophisation dans les cours d'eau du fait de l'absence de filtration et de l'exposition à la lumière. Ce phénomène correspond à une prolifération importante de végétaux chlorophylliens, qui provoquent la baisse des quantités d'oxygène dissous disponibles. Tandis que les eaux souterraines ne seront touchés qu'ultérieurement à cause de la présence de la zone vadose entre la surface du sol et l'aquifère. Les pertes de nitrates de sources agricoles non ponctuelles, principalement émis par l'application d'engrais, ont été reconnues comme l'une des menaces les plus graves pour la pollution des eaux souterraines (Salemi et al., 2012). La consommation des eaux fortement chargée en nitrates peut entraîner des effets néfastes sur la santé humaine. Les nitrates peuvent être responsables de la méthémoglobinémie chez les nourrissons de moins de 6 mois (Chambon et al., 1983). Cette maladie résulte de la réaction des nitrites avec l'hémoglobine du sang, empêchant celui-ci de transporter l'oxygène des poumons vers le reste du corps. Les nitrites peuvent aussi se combiner à des composés aminés et former des nitrosamines (N-nitroso) pouvant causer le cancer de l'estomac chez les adultes. La

pollution diffuse affecte les sols et les eaux de manière généralisée. Elle résulte essentiellement de certaines pratiques agricoles comme l'épandage d'engrais ou de pesticides dans les champs agricoles. Environ 70% des fertilisants azotés utilisés en agriculture sont perdus dans l'environnement sous forme de nitrate (Yapo et al., 2009) que l'on retrouve dans les eaux de surface et souterraines. En effet, les agriculteurs utilisent des quantités nettement supérieures aux besoins des plantes. La fertilisation azotée est considérée comme l'une des principales causes de la détérioration de la qualité de l'eau (Knapp 2005). En 1977, un comité d'experts de l'OMS fixe la concentration maximale admissible en nitrates pour l'eau destinée à la consommation humaine à 50 mg/L.

En Algérie, de nombreuses études ont été établies dans ce cadre et ont montré que la concentration en nitrate des eaux superficielles et souterraines est souvent au-dessus de 50 mg/L, norme recommandée par l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé). Une étude réalisée à la plaine de la Mitidja, la concentration est passée 130 mg/L en 2002 à 260 mg/L en 2004 (Salem, 2007) dépassant largement la norme O.M.S (50 mg/L). En effet, le taux de fertilisation a atteint dans sa région ouest près de 400 kg d'azote/hectare (Hadjoudj, 2008). Une autre étude réalisée sur le barrage Ghrib Ain Defla (Nort Ouest de l'Algérie) au cours de la période allant d'avril à octobre 2007 a montré que la concentration des nitrates en juillet est le double de celle trouvée en avril, ceci correspond à la période d'introduction des engrais dans les terres agricoles au voisinage de ce barrage (Hamaidi, 2009). Une situation très alarmante est observée en 2004 à Oued Mezzouze Collo W de Skikda (Chabour, 2004) où la concentration atteint 570 mg/L. Des valeurs de 80 à 120 mg/L ont été obtenues dans de nombreux puits captant la nappe de Chéria (Baali et al, 2007). Cette augmentation de la concentration est due à l'utilisation des engrais azotés en quantité nettement supérieures aux besoins des plantes. Le degré actuel de pollution de l'eau par les nitrates justifie que l'on prenne des mesures pour prévenir tout accroissement de cette pollution. Or une protection adaptée de la ressource hydrique, notamment au regard des pollutions imputables à l'agriculture intensive, passe par une compréhension des mécanismes qui déterminent ces pollutions à différentes échelles.

La qualité des eaux de la nappe alluviale de Sidi Rached située dans l'extrême ouest de la plaine de Mitidja, considérée comme source potentielle d'approvisionnement en eau potable, d'irrigation et d'industrie de la wilaya de Tipaza et ses environs, a subi ces dernières années une détérioration qualitative à cause des pratiques agricoles inadéquates.

Le présent travail est une continuité à de nombreux travaux menés au niveau de la zone d'étude et qui ont traité la problématique de gestion de la ressource en eau, de pratiques agricoles et de pollution nitratée. On peut citer : projet QUALIWATER (2006-2010), projet GIRE (2009-2011), Caverio et al. (2011), Taibi (2008), Salhi et al. (2015), Salhi (2016).

Les objectifs de ce travail sont les suivants :

- (1) décrire l'état actuel de la pollution des eaux souterraines du bassin de Sidi Rached par les polluants entre autres les nitrates, ce qui a nécessité l'application des outils statistique et géostatistique ;
- (2) établir des cartes de vulnérabilité DRASTIC standards (MDC et MDP) et des cartes DRASTIC optimisées par AHP et SPSA (MDC-AHP, MDC-SPSA, MDP-AHP et MDP-SPSA) afin de ressortir les zones les plus et les moins sensibles à la pollution, particulièrement nitratée. Procéder par la suite à évaluer la performance de ces modèles en comparant leurs indices de vulnérabilité avec les données des nitrates et de choisir le modèle le plus approprié à la zone de Sidi Rached.
- (3) identifier et quantifier les facteurs de différent origine favorisant le transfert de l'azote de la surface jusqu'à l'aquifère de la zone d'étude. L'application des méthodes statistiques multidimensionnelles, en l'occurrence l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et la classification ascendante hiérarchique(CAH) se sont avérées essentielles pour identifier les principaux facteurs régissant le transfert des nitrates de la surface du sol à la nappe étudiée.

Le travail ainsi structuré s'articule autour des chapitres suivants :

- Dans le premier chapitre, nous rappelons la problématique liée à la pollution des eaux souterraines par les nitrates d'origine agricole et les différentes mesures qui visent à la réduire ; les différents phénomènes mis en jeu au sein des systèmes cultivés sont également décrits, en insistant sur l'impact des pratiques agricoles sur la pollution des eaux.
- Le deuxième chapitre constitue une discussion générale sur l'utilisation des modèles de vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution, des modèles de vulnérabilité mixtes et des modèles de simulation des transferts d'eau et de solutés au sein d'un bassin versant.
- Dans le troisième chapitre nous présentons le milieu physique du bassin de Sidi Rached (climat, géologie, hydrogéologie, pédologie, occupation du sol).
- Ensuite dans le 4eme chapitre nous exposons les outils statistiques et géostatistiques permettant le traitement et la spatialisation des résultats de ces mesures en vue de

répondre aux préoccupations de la problématique soulevée. Enfin un intérêt particulier a été porté aux modèles DRASTIC (classique et pesticide) et aux techniques d'ajustements AHP et SPSA qui ont été appliquées pour l'optimisation des poids des sept paramètres des modèles DRASTIC.

- Le cinquième chapitre est consacré à l'évaluation des nitrates de l'aquifère de Sidi Rached et une description sommaire des paramètres chimiques des eaux souterraines ainsi que leurs variations spatio-temporelles.
- Le sixième chapitre est dédié à la mise en œuvre de la cartographie de la vulnérabilité à la pollution du bassin de Sidi Rached par l'application des modèles DRASTIC classique et DRASTIC pesticide, et à leurs optimisation par l'application de deux techniques d'ajustement AHP et SPSA.
- Le septième chapitre est consacré à l'application de l'analyse en composantes principales (ACP) et la classification ascendante hiérarchique (CAH) sur 9 paramètres (D, R, A, S, T, I, C, concentration en  $\text{NO}_3^-$  et dose d'azote apportée). Dont le but de déterminer l'influence de la fertilisation azotée, en parallèle avec les facteurs pédoclimatiques de la zone et hydrodynamiques de la nappe, sur la présence des nitrates dans les eaux de la nappe avec des concentrations élevées souvent non conformes à la norme de potabilité.

Enfin, une conclusion générale répondant clairement à la problématique.



# CHAPITRE I

**TRANSFERT DE L'AZOTE VERS LES COURS  
D'EAU ET LES AQUIFÈRES**

## CHAPITRE I. Transfert de l'azote vers les cours d'eau et les aquifères

Le principal réservoir d'azote est l'atmosphère (contient 78% d'azote moléculaire), qui effectue des échanges avec le sol, les hydrosystèmes et la biosphère. L'azote du sol représente seulement 0.02% de la masse globale. L'azote du sol est constitué d'une fraction organique (environ 95% de l'azote total) et d'une fraction inorganique, composée de l'azote ammoniacal, de l'azote nitreux et de l'azote nitrique (Nicolardot et al., 1997).

### I.1. Les différentes formes de l'azote

#### I.1.1. Azote organique

L'azote, avec le carbone, est un constituant fondamental de la matière organique, qui pourrait être définie comme la "matière des organismes vivants". Ainsi, la matière organique (ou MO) représente le troisième réservoir d'azote de la planète, après l'azote de l'atmosphère (qui constitue plus de 99 % de l'ensemble de l'azote de la planète) et les océans. L'azote organique représenté généralement 0.1 à 0.2% de la terre fine, beaucoup plus dans les sols humifères. La plus grande partie se trouve sous forme humus stable dosant 5% d'azote. Le reste, ce que l'on appelle "azote organique labile", est en faible quantité par rapport à l'humus stable mais joue un rôle important dans le cycle de l'azote dans le sol. De nombreux sols contiennent 3 à 5 tonnes d'azote par hectare, pratiquement uniquement sous forme organique, essentiellement dans la couche labourée comprise entre 0 et 25-30 cm (Recous et al., 1997a).

Une partie de la matière organique du sol est vivante. En effet, un grand nombre d'organismes vivent dans le sol : en dehors de la macrofaune (typiquement vers, arthropodes et insectes, voire petits mammifères), les micro-organismes du sol sont les êtres vivants majoritaires. Ce sont des bactéries, des champignons, des algues microscopiques ou des protozoaires, que l'on regroupe habituellement sous le terme de microflore ou biomasse microbienne. Les bactéries sont les plus nombreuses : on peut en dénombrer entre 10<sup>8</sup> et 10<sup>9</sup> par gramme de sol. Certains auteurs considèrent que les sols contiennent la plus grande diversité des écosystèmes terrestres, avec plus de 10<sup>4</sup> espèces de micro-organismes par gramme de sol (Giller, 1996). Malgré son abondance, la biomasse microbienne ne constitue que 5 à 10 % de la masse totale d'azote ; son activité est toutefois déterminante sur le cycle de la matière organique du sol. Il faut ajouter à ces différents organismes les racines des végétaux, les semences des végétaux (Morel, 1996) présentes en quantité importante dans le sol (jusqu'à 800 graines dans un échantillon de 4 kg de sol).

#### I.1.2. Azote minérale

Dans le sol, l'azote minéral se présente sous trois formes : (i) l'ion ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ou

azote ammoniacal) ; (ii) l'ion nitrite ( $\text{NO}_2^-$  ou azote nitreux) et ; (iii) l'ion nitrate ( $\text{NO}_3^-$  ou azote nitrique). Les ions nitrate et ammonium sont les sources d'azote indispensables au développement des végétaux photosynthétiques. Les ions nitrite, toxiques pour les plantes, sont dans des conditions normales d'aération et de pH rapidement oxydés en nitrates, et leur teneur dans les sols est généralement négligeable. L'azote minéral constitue, avec l'eau, l'un des facteurs limitant les plus importants de la croissance végétale. L'ammonium, chargé positivement, peut être adsorbé sur les colloïdes électro-négatifs du sol: il est ainsi retenu sur la phase solide et son transport avec l'eau du sol est limité.

Au contraire, les nitrates ne sont généralement pas retenus et restent en solution, à l'exception des sols tropicaux, riches en oxydes de fer et d'aluminium, qui présentent une adsorption anionique importante (Duwig et al., 1998). C'est pourquoi c'est une forme extrêmement mobile qui va suivre les mouvements de l'eau, et peut être entraînée vers les réserves en eau souterraines lors de la recharge des nappes.

## **I.2. Types d'apports d'azote**

Nous avons deux types d'apports : les apports anthropiques et les apports naturels.

### **I.2.1. Apports anthropiques**

Dans les apports anthropiques, on distingue les apports ponctuels et diffus. Par convention, un apport sera considéré diffus s'il est appliqué sur le bassin agricole (apports agricoles, rejets domestiques autonomes) et ponctuel s'il affecte directement la rivière (classiquement rejet de station d'épuration). Les apports diffus concernent surtout l'épandage d'engrais sur les champs, aussi bien d'engrais minéraux industriels (contenant  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$ ), que d'engrais organiques ou de fumures naturelles provenant des animaux (N organique et ammoniacal). Ce sont les plus importants en zones d'occupation humaine et sont à l'origine de la contamination des eaux par l'azote. Suivant les régions et les pratiques culturales, cet apport varie de moins de 100 à plus de 200 kg/ha par cycle de culture, avec une croissance générale dans le temps depuis les vingt dernières années.

### **I.2.2. Apports naturels**

#### **I.2.2.1. Précipitations**

Les apports météoriques sont liés à la présence d'azote dans l'eau de pluie (de 0.5 à 2 mg/l) (Tabatabai, 1983). Pour une pluie annuelle de 800 mm, cet apport représente entre 4 et 16 kg/ha/an. Les eaux de pluies peuvent contenir de l'azote minéral sous forme nitrique et ammoniacale. Leur concentration ( $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$ ) varie de 0.2 à 2mg/l (Tabatabai, 1983;

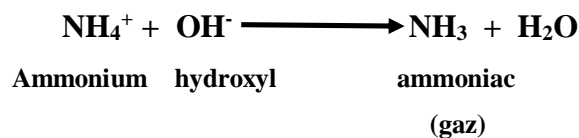
Kauark, 1990) ce qui représente des apports de 4 à 16 kgN/ha/an pour une précipitation de 800mm. Il a été aussi signalé en Allemagne et dans les pays voisins que les concentrations des eaux de pluie variant entre 2 et 4 mg d'azote par litre. Ces apports sont d'autant plus importants que les bassins d'étude sont situés près de grandes villes ou de sites industriels du fait de la libération d'oxydes d'azote par les combustions fossiles.

### I.2.2.2. Fixation de l'azote atmosphérique

La fixation de l'azote correspond à la conversion de l'azote atmosphérique en azote utilisable par les plantes. L'azote gazeux atmosphérique peut être fixé par des micro-organismes qui sont soit symbiotiques des plantes supérieures (comme les *Rhizobium*), soit libres (comme les *Azotobacter*, et certains *Clostridium*).



Dans les sols où le pH est élevé, l'ammonium se transforme en ammoniac gazeux:



Les *Rhizobium* vivent dans les nodules des racines des légumineuses ; ils absorbent l'azote de l'air pour synthétiser des combinaisons complexes qui seront utilisées par la légumineuse. Les légumineuses peuvent fixer de 100 à 400 kg de N/ha/an et la luzerne, de l'ordre de 250 kg N/ha/an dont environ 50 kg restent dans le sol. Il convient d'observer que l'azote organique des nodosités n'est libéré que lorsque les nodules meurent et sont repris dans le cycle de la minéralisation et que la légumineuse fixe d'autant plus d'azote que le sol est lui-même pauvre en azote minéral disponible.

### I.2.2.3. Fixation de l'azote ammoniacal par le sol

L'azote ammoniacal se trouve sous trois formes, dissoute, adsorbée aux particules du sol ou fixée entre les feuillets d'argiles. Comme le stock d'azote ammoniacal labile est beaucoup plus important que le stock soluble, il maintient la concentration en azote ammoniacal autour d'une valeur sensiblement constante. Ainsi, quand la concentration de  $NH_4^+$  soluble augmente, la réaction provoque la fixation d'une partie de l'azote ammoniacal. D'autre part, l'ammonium fixé est libéré quand la concentration de  $NH_4^+$  labile diminue. Les engrais azotés appliqués sur les sols sous la forme ammoniacale sont susceptibles d'être adsorbés par les fractions organique et minérale du sol.

### I.3. Processus de transformations de l'azote dans les sols (cycle de l'azote)

Comme on peut le voir sur le schéma du cycle de l'azote (Figure 1), les principales transformations ont lieu au sein du profil de sol entre les formes organiques et minérales : c'est le cycle interne de l'azote dans le sol (Recous et al., 1997a et b). A cela s'ajoutent, d'une part, les échanges avec l'atmosphère et, d'autre part, deux processus qui soustraient de l'azote au sol: la consommation de la plante, et l'entraînement hors du profil avec les eaux de percolation ou de ruissellement.

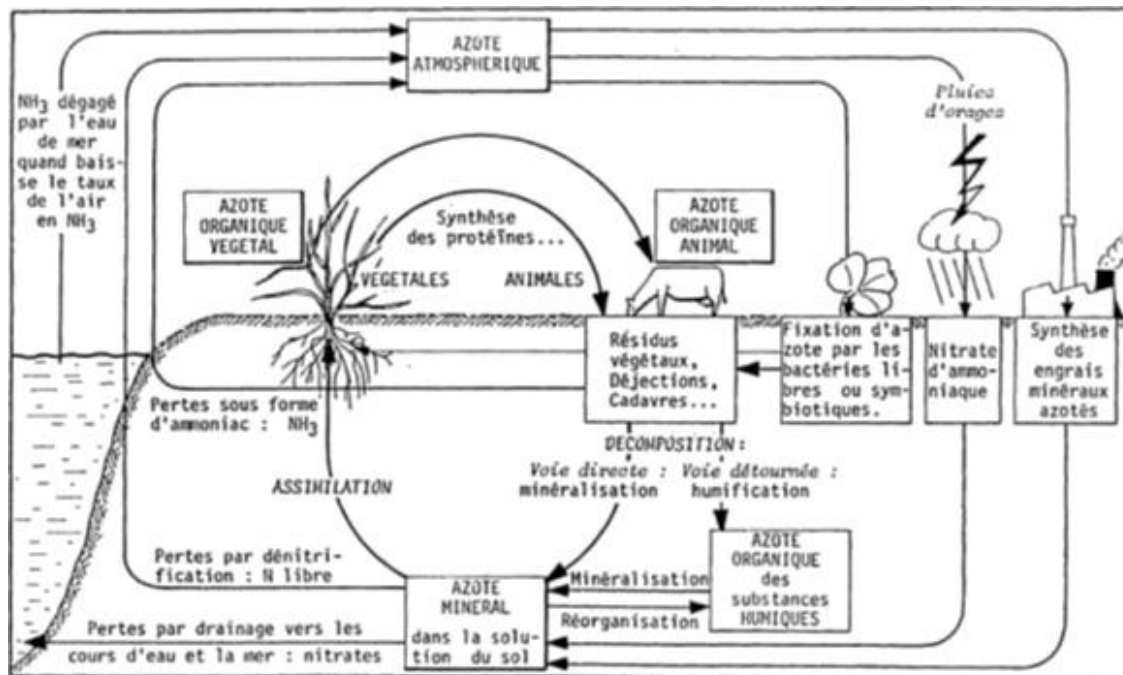


Figure 1. Le cycle de l'azote (d'après D. Soltner 1980)

#### I.3.1. Minéralisation

La minéralisation est le processus de transformation de l'azote organique en azote minéral ( $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$  et  $NO_3^-$ ). Il est lui-même composé de deux processus qui sont l'ammonification et la nitrification. Dans le processus de minéralisation, les composés carbonés sont dégradés puis utilisés comme source d'énergie (Kauark Leite, 1990). Les principales étapes de cette minéralisation sont les suivantes :

##### I.3.1.1. Ammonification

L'ammonification est la conversion de l'azote organique en ammoniac. L'ammonification est la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal. Elle peut se produire pour une gamme très variée de pH, de température et d'humidité car elle est le fait d'un nombre considérable de micro-organismes (champignons, actinomycètes et bactéries ammonifiantes). L'ammoniac produit par ce processus est excrété dans

l'environnement et est ensuite disponible pour la nitrification ou l'assimilation (Recous et al., 1997a).

### I.3.1.2. Nitrification

La nitrification est une étape clé dans le cycle de l'azote, elle permet le passage de l'azote ammoniacal en nitrite (forme fugace) puis oxydés en nitrate (produit final de ce processus) à l'aide de bactéries autotrophes qui tire leur énergie d'une réaction d'oxydation. Cette énergie leur permet de réduire le gaz carbonique pour utiliser le carbone.

**a. Nitritation :** C'est l'oxydation de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) en nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) par les bactéries autotrophes aérobies du type nitrosomonas.



**b. Nitratation :** C'est l'oxydation du nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), forme très assimilable par les plantes. La réaction d'oxydation se fait en milieu aérobie sous l'action des bactéries autotrophes du type nitrobacter qui utilisent leur substrat minéral comme source de carbone.



### I.3.2. Réorganisation

La réorganisation, comme son nom l'indique, est le passage de l'azote minéral ( $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$ ) en azote organique. Elle constitue le processus inverse de la minéralisation et peut être réalisée soit par l'assimilation par les plantes, soit par l'activité des microorganismes. Ce dernier processus est souvent appelé « *immobilisation* ». Les processus de minéralisation et d'immobilisation sont par conséquent en compétition. La dominance de l'un des processus est fonction de nombreux facteurs dont le plus important est le rapport carbone/azote. En rivière, ce processus est appelé réduction et est également dû à l'activité des micro-organismes.

### I.3.3. Dénitrification

Le processus de dénitrification est une réduction des nitrates en azote gazeux (successivement oxyde nitrique, oxyde nitreux et azote) par des microbes anaérobies (bactéries dénitrificatrices). Cette transformation est appelée dénitrification. Dans cette transformation, les nitrates sont utilisés comme source d'oxygène, cette réaction ne peut donc avoir lieu que dans le cas d'un important manque d'oxygène.



### I.3.4. Adsorption - désorption de l'ammonium

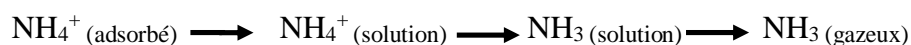
Une partie des cations  $\text{NH}_4^+$  du sol peut être fixée, par mécanisme d'échange d'ions, sur

le complexe argilo - humique. Les ions non fixés sont sous forme dissoute. Le terme adsorption - désorption est utilisé pour désigner l'échange d'ions  $\text{NH}_4^+$  entre la phase liquide et la phase solide. Cette réaction d'échange entre la forme adsorbée (ou phase solide) et la forme dissoute (ou phase liquide) dépend de la concentration en  $\text{NH}_4^+$  de la solution du sol, de la taille des particules, du matériau de fixation, du pH et de la température. L'adsorption du contaminant peut se produire à la surface de différentes phases solides rencontrées. Ce phénomène qui retarde la migration du contaminant est un processus réversible, ce qui signifie que le contaminant peut être résorbé et par la suite remobilisé. En effet, certains polluants peuvent temporairement être retenus par la phase solide sur les surfaces d'adsorption, avant d'être plus tard résorbé et retourner en solution dans la phase liquide (Pennequin, 2000).

Deux mécanismes d'adsorption peuvent être distingués : l'adsorption physique et l'adsorption chimique qui coexistent en fonction de la composition du milieu. La première est due à des forces électrostatiques et permet de retarder la migration des polluants dissous, tandis que, la deuxième met en jeu des liaisons chimiques entre le solide adsorbant et le fluide adsorbé permettant ainsi de baisser sa concentration.

### I.3.5. Volatilisation

La volatilisation concerne uniquement l'azote ammoniacal, qui retourne à l'atmosphère sous forme d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) gazeux. Elle se produit lors de la minéralisation de l'azote organique ou d'un fertilisant ammoniacal (organique ou minéral). C'est un processus physico-chimique qui résulte du déplacement des équilibres de l'azote ammoniacal entre les différentes formes adsorbée, en solution et gazeuse :



Les conditions favorables à la volatilisation de l'ammoniac sont liées au sol (pH supérieur à 7.5, température de surface élevée, porosité importante...), aux conditions climatiques (température, pluviométrie) ainsi qu'à l'existence d'un gradient important entre les pressions partielles de  $\text{NH}_3$  dans l'atmosphère et dans le sol.

### I.3.6. Absorption par les plantes

Le flux du prélèvement de nitrates par les plantes est fonction d'une part du besoin de la plante en azote, et d'autre part de la possibilité de satisfaire ce besoin, c'est-à-dire de la teneur en nitrates du sol. Le besoin de la plante en azote varie, quant à lui, en fonction du stade végétatif, des conditions agronomiques et des autres facteurs pédoclimatiques. Ainsi et pour une même culture, l'évolution de la consommation en nitrates peut être différente suivant les conditions du milieu. Ce processus est évidemment influencé par de très nombreux facteurs tant

naturels, comme le climat (précipitation et température) et les propriétés du sol, qu'anthropogéniques, comme l'irrigation, le travail du sol, et bien entendu la fourniture en azote associée à d'autres éléments nutritifs.

Le prélèvement d'azote par les plantes est déterminé en grande partie par leur vitesse de croissance : il a été établi une relation directe entre la consommation d'azote par la plante et l'accumulation de la biomasse. Sous l'hypothèse d'une relation univoque entre croissance en biomasse et rendement (Lemaire et al., 1997), cette constatation a permis de définir les besoins du peuplement végétal en fonction du rendement. Ainsi, les besoins sont estimés par exemple à 270 kgN/ha pour un rendement de 100 à 110 q/ha pour le blé, ou 230 kgN/ha pour 110 q/ha de maïs.

#### **I.4. Processus du transfert de l'azote**

L'entraînement de l'azote vers la nappe et le réseau hydrographique dépend principalement du stock de nitrates pendant la période de lessivage, de la capacité de rétention en eau, de l'importance du déficit en début de réhumectation et de la quantité d'eau infiltrée. Les nitrates se déplacent dans les sols suivant trois processus de transport : convection, diffusion et dispersion mécanique.

##### **I.4.1. Transfert par voie hydrique**

L'azote nitrique est la forme majoritaire que l'on retrouve dans la solution du sol, car c'est une forme soluble et non adsorbable sur les complexes argilo- humiques. Elle va donc migrer conjointement avec la circulation de l'eau dans le sol. C'est la raison principale pour laquelle autant de problèmes de contamination sont révélés aujourd'hui. Ce transfert de l'azote se fait sous deux formes:

- forme particulaire (azote minéral ou organique adsorbé sur les matières en suspension);
- forme dissoute (principalement les nitrates qui correspondent à la forme de l'azote la plus soluble dans l'eau). Le transport d'azote débute sur les versants par l'intermédiaire des processus de **ruissellement** (transfert latéral) vers le réseau hydrographique et de lessivage (transfert vertical) vers la nappe.

##### **I.4.2. Le ruissellement (transfert latéral)**

Le ruissellement intervient dès que l'intensité de la pluie est plus forte que la vitesse d'infiltration dans le sol. Au cours de ce processus, l'eau se concentre en azote dissous et en azote particulaire sur les versants avant d'atteindre le réseau hydrographique. Ce phénomène est favorisé par des pentes plus ou moins marquées, et par la structure du sol en surface qui va



limiter son infiltration, soit du fait d'une faible perméabilité générale, soit par la formation de croûtes. La lame d'eau ruisselée peut se ré-infiltrer ultérieurement sur une surface plus favorable, ou rejoindre les eaux de surface (ruisseaux, rivières ou lac). Cet écoulement contribue généralement peu à la pollution nitrique car sa concentration en azote demeure faible, sauf s'il survient après un épandage d'azote sous forme de granulés. L'irrigation, en cas d'excès d'eau peut aggraver le phénomène de percolation (CEMAGREF et CACG, 1997).

L'instrumentation de l'exutoire d'un bassin permet de préciser la dynamique du flux d'azote dans les eaux superficielles. L'utilisation de points de suivi supplémentaires le long du réseau hydrographique peut apporter une information sur la dynamique interne des flux d'azote sur le bassin versant. La compréhension de la dynamique des flux d'azote dépend de la fréquence d'échantillonnage des débits et des concentrations. En pratique, on dispose le plus souvent des mesures de débit à l'exutoire du bassin avec une fréquence supérieure aux mesures des concentrations. Plusieurs méthodes d'interpolation des débits et des concentrations ont été proposées pour réaliser une estimation des masses exportées annuellement (Walling et Webb, 1985).

#### **I.4.3. Lessivage des nitrates (lixiviation)**

Le lessivage est le processus de soustraction, aux dépens du sol, des éléments solubles (nitrates) qui y sont contenus. Il correspond à la quantité d'azote nitrique qui est entraînée en profondeur par les eaux de drainage, exprimée en kg d'azote nitrique par hectare [ $\text{kg}(\text{N}-\text{NO}_3^-)/\text{ha}$ ]. Le flux de lessivage d'azote (plus de 95% de l'azote sous forme de nitrates, (Belamie, 1983) dépend principalement du stock de nitrates pendant la période de lessivage, de la capacité de rétention en eau, de l'importance du déficit en début de réhumectation et de la quantité d'eau infiltrée. Les nitrates se déplacent dans les sols suivant trois processus de transport: convection, diffusion et dispersion mécanique.

L'estimation des flux qui atteignent les eaux souterraines, et qui quittent définitivement le bassin, est beaucoup plus délicate. Belan (1979) estime que les pertes moyennes vers les eaux souterraines sont de l'ordre de 15 à 50 kg/ha/an (contre 5 à 20 kg/ha/an vers les eaux superficielles). L'intensité du processus de percolation est variable dans le temps et l'espace. Les mesures ponctuelles réalisées doivent être interpolées dans l'espace et le temps pour obtenir une estimation globale sur le bassin des masses mises en jeu. La connaissance des masses d'azote qui atteignent la nappe implique en général une étape de modélisation et ne permet que de disposer d'un flux simulé (Pantel, 2000). Le contrôle des concentrations en nitrates dans les réserves souterraines constitue un point crucial dans les mesures de protection des captages

d'eau potable. L'expression de cette concentration en milligrammes de nitrates par litre est comme suit :

$$\text{concentration} \left( \frac{\text{mgNO}_3}{\text{L}} \right) = \frac{\text{lessivage (kgN-NO}_3\text{)}}{\text{drainage (mm)}} \times 4.43 \times 10^2 \quad (1)$$

Avec :

4.43 : facteur qui correspond au rapport des masses de l'ion nitrite et de l'élément azote ;

100 : facteur d'échelle pour homogénéiser les unités.

## I.5. Répartition spatiale et temporelle

Les quantités d'azote, liées aux processus de transformation et de transfert, présentent de fortes variabilités spatiales et temporelles dues aux caractéristiques du sol, au climat, à la fertilisation, aux pratiques agricoles... (Arheimer et Liden, 2000).

Dans les régions agricoles, une très forte variabilité est due aux apports de fertilisants, variant dans l'espace et dans le temps, selon les besoins des cultures. En zone d'élevage, cette variabilité est augmentée avec les épandages des effluents d'élevage. De plus, les processus de transformation peuvent être localisés. La dénitrification, par exemple, se produit dans les milieux anaérobies, c'est-à-dire dans la nappe profonde où elle met en jeu des bactéries autotrophes ou dans les sols saturés où interviennent des bactéries hétérotrophes qui utilisent la matière organique plus abondante en surface. Son importance varie donc dans l'espace et dans le temps selon les fluctuations de la nappe. Enfin, à l'échelle du bassin versant, des transformations chimiques ou biologiques ont lieu hors du sol, dans la rivière et dans la nappe profonde par exemple.

## I.6. Pollutions des eaux souterraines par les nitrates

### I.6.1. Activité agricole et qualité des eaux

Les premières études établissant un lien entre pratiques de fertilisation agricole et pollution des eaux sont publiées aux Etats-Unis, à la fin des années 1960. En France, dans les années 1970, de nombreuses études de cas établissent des liens entre teneur en nitrate des eaux de surface et fertilisation azotée. Dans les années 1970 commence à émerger l'idée que les nitrates pourraient atteindre rapidement la nappe, dans certaines conditions. Parallèlement, le début de la rédaction de la directive européenne sur la qualité des eaux, en 1976, met en avant le risque pour la santé humaine que peuvent représenter les nitrates dans l'eau potable.

Les problèmes d'eutrophisation liés à la pollution par les phosphates sont bien connus depuis les années 1960, mais comme ils ne présentent pas de risque pour la santé humaine ils

sont considérés comme peu importants. Les pollutions par les pesticides et les phosphates occuperont d'ailleurs une place réduite dans le rapport Hénin, en comparaison des pollutions azotées.

### **I.6.2. Risque pour la santé humaine**

Les nitrates sont transformés en nitrites par l'organisme, ce qui réduit la capacité de transport de l'oxygène par l'hémoglobine dans le sang. Les nitrates ne sont pas toxiques en eux-mêmes. Ce sont les nitrites qui sont responsables du principal trouble observé : la méthémoglobinémie, ou maladie bleue du nourrisson, dont le mécanisme est le suivant (Chambon et al., 1983):

- Les nitrites (puissants oxydants) peuvent oxyder l'atome de fer des globules rouges (ou hématies).
- L'hémoglobine, responsable du transport de l'oxygène dans le sang, est ainsi transformée en méthémoglobine, incapable d'assurer ce rôle
- Chez l'adulte, une enzyme contenue dans les hématies, la méthémoglobine-réductase, réduit la méthémoglobine en hémoglobine, et son efficacité est plusieurs centaines de fois supérieure au besoin de l'organisme, de sorte que la quantité normale de méthémoglobine ne dépasse pas 1 à 2 %. Cette enzyme, cependant, n'est pas active chez le nouveau-né et ne devient fonctionnelle que vers l'âge de 4 mois, ce qui explique la sensibilité spécifique du nourrisson.
- A partir de 5 à 10 % de méthémoglobine dans le sang, on peut voir apparaître des signes de cyanose ; de 10 à 20 % une insuffisance de l'oxygénation musculaire ; la mort peut intervenir à partir de 50 %.

Les nitrates présents dans les nappes phréatiques peuvent alimenter les captages d'eau. Il est, donc, nécessaire de surveiller leurs teneurs afin qu'elles ne dépassent pas les 50 mg/L réglementaires, sinon un traitement doit leur être appliqué afin qu'elles soient consommables.

### **I.6.3. Risque pour l'environnement**

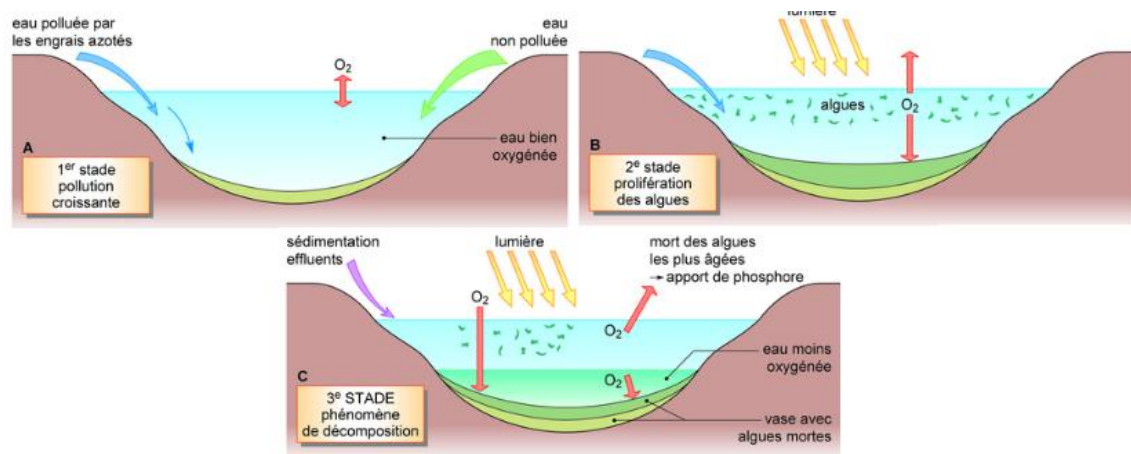
#### **I.6.3.1. Eutrophisation**

Dans le milieu naturel, les nitrates conjugués à l'abondance en phosphate (sur-fertilisation) peuvent induire un phénomène d'eutrophisation des plans d'eau, de rivières ou de zones côtières. Ce phénomène résulte d'un excès de nutriments dans l'eau, ce qui provoque un bloom algal, entraînant à son tour la dégradation de la matière organique morte et donc la diminution de l'oxygène dissout (Figure 2). Le milieu devient alors hypoxique puis anoxique au détriment des organismes aérobies qui ne peuvent plus y vivre. L'eutrophisation a donc un

impact direct sur la biodiversité. Ce phénomène s'intensifie avec la profondeur du lac ou de la rivière, notamment des lacs profonds qui sont naturellement peu oxygénés. La propagation des bactéries aérobies (elles se développent en l'absence d'oxygène) qui se nourrissent des algues en décomposition provoque la disparition de l'oxygène, ainsi que la production de méthane et de sulfure d'hydrogène. Le phénomène d'eutrophisation est fortement aggravé et accéléré par les rejets agricoles, domestiques ou industriels dans les cours d'eau et les lacs. Appelé dystrophisation, cet état se traduit par l'accumulation des algues et des bactéries aérobies, qui absorbent l'oxygène présent dans l'eau et provoquent la mort de tous les écosystèmes aquatiques: une dystrophisation peut détruire tout un écosystème en quelques années. Des zones mortes d'une très grande superficie résultent de ces phénomènes.

Pour lutter contre l'eutrophisation et la dystrophisation, il s'agit :

- d'arrêter tous les rejets de substances nutritives dans le cours d'eau pollué
- d'enlever les algues -qui pullulent dans le cours d'eau
- d'aérer de façon mécanique le cours d'eau, pour accélérer le processus d'épuration globalement,
- de réduire ou de stopper la présence de phosphates ou de nitrates dans les engrais ou les produits ménagers.



**Figure 2.** Phénomène d'eutrophisation

### I.6.3.2. Fuites des nitrates et pollution nitrique des nappes souterraines

Il est reconnu que les activités agricoles sont à l'origine d'une grande part de la pollution des nappes souterraines par les ions nitrate. 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 dans le sol, 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. La concentration en nitrate du sol à un moment donné est le résultat de l'ensemble de ces processus. De nombreuses études concernant la lixiviation des ions nitrate ont été réalisées à l'échelle de la parcelle (Bruckler et al., 1997 ; 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.6.4. Normes et réglementation sur la potabilité de l'eau**

Dès les années 60, l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé), avec l'appui de la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), fixe la dose journalière admissible à 3.65 mg de nitrates par kilogramme de poids corporel (Apfelbaum, 2001), ce qui correspond à 255 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup> par jour pour un adulte moyen de 70 kg. En 1977, un comité d'experts de l'OMS, réuni à Londres, formule les recommandations suivantes :

- Pour la population générale, une concentration en nitrates (sous forme d'ions NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) inférieure à 50 mg/l est acceptable ; une concentration de 50 à 100 mg/l tolérable, et une concentration excédant 100 mg/l à prohiber.
- Pour les nourrissons de moins de 6 mois, une concentration en nitrates (sous forme d'ions NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) dépassant 50 mg/l doit être considérée comme inacceptable.

Ces recommandations seront transcrites dans la législation européenne par la directive 80/778/CEE du 15 juillet 1980 qui fixe la concentration maximale admissible en nitrates pour l'eau destinée à la consommation humaine à 50 mg/L. Au niveau national (Algérie), le décret 2011/JORA/ fixe la valeur limite acceptable à 50 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L.

#### **I.6.5. Influence des systèmes de cultures**

Le système de culture est l'ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur des parcelles cultivées de manière identique (itinéraires techniques, type de cultures et rotation). Ce système peut induire des risques de pollution de la nappe par les nitrates. Tout changement dans les systèmes de culture pourrait se traduire par une amélioration ou une détérioration de la qualité nitrique des eaux de drainage. Ce qui montre que c'est au niveau des systèmes de culture que doit se raisonner la relation entre pratiques agricoles et qualité nitrique des eaux souterraines et que doivent être élaborées des solutions efficaces pour préserver cette ressource.

### **I.6.5.1. Gestion de la fertilisation**

La gestion de la fertilisation fait référence à une conduite qui vise à répondre au plus près aux besoins de la culture sans apporter d'engrais superflu. En effet, tout excès d'azote par rapport à ce que le peuplement végétal peut absorber sera tôt ou tard entraîné en profondeur et lessivé. Dans les situations de sur-fertilisation, on peut retrouver une quantité importante d'azote dans le sol après la récolte; ce reliquat va alors migrer en profondeur avec les eaux de drainage, s'il n'est pas rapidement consommé, soit par une nouvelle culture, soit par la microflore. Normand B. (1996), a montré que ces flux sous culture de maïs sont négligeables en conditions climatiques peu pluvieuses et sous réserve d'une bonne gestion des apports d'eau par irrigation, même dans le cas d'une forte fertilisation minérale. La gestion optimale de la fertilisation a un double objectif : une baisse des coûts de production, et la limitation de la pollution. Elle est fondée sur les points suivants :

- définir raisonnablement les potentialités de la culture concernée, dans le contexte pédoclimatique de la parcelle cultivée.
- évaluer la dose d'azote minéral à apporter à la culture tout en tenant compte des autres sources d'azote qui vont contribuer à son alimentation.
- réaliser un fractionnement optimal de la dose d'engrais, pour suivre l'évolution des besoins de la culture en fonction de son développement. Ce fractionnement peut permettre également de réévaluer les objectifs de rendement et donc la quantité totale d'azote à apporter en cas d'accidents cultureux (problèmes à la levée, parasitisme ou maladie).

Ces différents points font l'objet, depuis plusieurs années maintenant, d'importants efforts de recherche de références, ainsi que d'opérations de conseils et de formations auprès des agriculteurs. Malgré les progrès réalisés dans la gestion de la fertilisation, on constate que, même en situation de fertilisation adaptée, un lessivage important de nitrates peut se produire au cours de la saison hivernale pendant laquelle le sol est généralement nu: cet azote provient du reliquat d'azote à la récolte et de la minéralisation durant l'automne. Il devient donc nécessaire, en plus de contrôler la fertilisation de la culture, de maîtriser le cycle biologique de l'azote au cours de l'interculture (Machet et Mary ; 1990).

#### **I.6.5.1.1. Gestion de l'azote pendant l'interculture**

La minéralisation en fin d'été et au début de l'automne est un phénomène naturel inévitable. Les températures sont favorables et, même avec réhumectation partielle de la couche labourée, ce processus peut produire une quantité importante d'azote minéral. Des mesures réalisées au cours de l'interculture blé - betterave révèlent une production de 60kgN/ha durant

la période d'août à mars (Mary et al., 2002). L'interculture est la période qui sépare la récolte d'une culture principale (culture implantée à des fins de production commerciale ou fourragère) de la suivante. Sa durée varie de 10 jours (cas d'une succession betterave - blé) à 280 jours (orge - maïs) (Machet et al., 1997). Plusieurs actions peuvent être réalisées afin de limiter le lessivage d'azote au cours de cette période.

#### **I.6.5.1.2. Gestion des résidus de culture**

Du fait du cycle interne de l'azote, l'incorporation aux sols de résidus de culture (de rapports C/N généralement supérieurs à 30) entraîne une phase d'organisation à laquelle succède une phase de reminéralisation partielle. Il importe donc de gérer cette dynamique et de valoriser ce potentiel d'immobilisation de l'azote. Il importe que les résidus biodégradables se trouvent répartis dans le sol sur toute la zone d'activité des micro-organismes, sur laquelle l'azote minéral sera alors immobilisé.

#### **I.6.5.1.3. Implantation de cultures "pièges à nitrates"**

L'implantation de cultures dites dérobées ou intermédiaires, par opposition aux cultures principales, a un effet incontestable sur la réduction du lessivage. En consommant l'azote minéral présent dans le sol, les plantes réduisent d'autant la quantité qui aurait été entraînée lors du lessivage hivernal. Cependant, cette technique peut avoir des effets contradictoires. En effet, si l'absorption d'azote s'accompagne d'une consommation importante d'eau, qui va donc réduire le drainage, la diminution de la concentration des eaux peut n'être que très limitée. Il importe donc de restreindre la transpiration totale de la culture intermédiaire en choisissant des espèces bien adaptées et en limitant leur développement.

Avant l'implantation de la culture suivante, la culture "piège à nitrates" est détruite et incorporée au sol afin de restituer une partie de la quantité d'azote prélevé. Comme pour les résidus traditionnels de culture, cet apport de matière fraîche va entraîner une organisation de l'azote minéral qui sera ensuite lentement minéralisé. Il importe donc de bien gérer la date d'enfouissement afin de ne pas pénaliser la culture suivante. Guiraud et al. (1990) soulignent que des progrès techniques doivent encore être réalisés dans ce sens.

Enfin, une incertitude demeure sur les conséquences à long terme de la généralisation de cette pratique : en cas d'enfouissements répétés, il risque de se produire une augmentation du stock de matière organique du sol, stock qui est potentiellement minéralisable. On risque donc d'entraîner par ce phénomène un simple déplacement dans le temps de l'apparition des pollutions nitriques (Guiraud et al., 1990).

#### **I.6.5.1.4. Recours aux inhibiteurs de nitrification**

Certains composés, tels que certains acides aminés, les mercaptans, les uréthanes ou la dicyandiamide, ont un effet inhibiteur sur l'activité des bactéries nitrifiantes. L'azote minéral ammoniacal, temporairement non transformé en nitrate, demeure alors retenu dans le sol par adsorption sur les colloïdes électronégatifs. L'incorporation de tels inhibiteurs dans le sol pourrait être un moyen de limiter les pertes en nitrates par lessivage. Cependant, leur action demeure limitée dans le temps et cette technique n'en est encore qu'au stade de la recherche. Les pratiques culturales ont donc des effets complexes sur la dynamique de l'azote car elles influencent conjointement différents processus. Leur amélioration et leur maîtrise demeurent cependant un élément clé de la limitation de la pollution nitrique des eaux souterraines d'origine agricole.

Les nitrates ont fait, et font toujours, l'objet de nombreuses études. Conjointement aux méthodes expérimentales, se sont développées des études basées sur la modélisation de leurs transformations et de leurs transferts dans l'environnement. Même si la modélisation des systèmes et des processus, telle qu'on la connaît aujourd'hui, est très récente dans l'histoire des sciences (au plus quelques décennies), elle est largement répandue et utilisée.

#### **I.6.5.2. Gestion de l'irrigation**

Dans les systèmes agricoles, l'irrigation a pour but de satisfaire les besoins en eau des plantes afin d'éviter tout ou partie de stress hydrique qui serait néfaste à la croissance de la plante ou à sa qualité technologique ou gustative. En cas d'apport excessif d'eau d'irrigation, une partie de cette eau peut percoler dans le sol et ainsi quitter la zone racinaire. Cette quantité d'eau perdue pour la plante va constituer du drainage sous racinaire par percolation comme nous l'avons défini précédemment. Comme de nombreuses études l'ont déjà montré, la maîtrise des fuites de nitrate sous la zone racinaire passe donc en partie par une gestion adéquate de l'irrigation (Mailhol et al., 2001). Donc, l'augmentation du volume d'eau percolé dans des sols à bonne perméabilité représente un risque supplémentaire de pollution des nappes.

De nombreuses études ont montré que les cultures maraichères faisaient partie des cultures à risques vis-à-vis des fuites de nitrate (Guimera et al., 1995; Ramos et al., 2002; Vazquez et al., 2006).

#### **I.6.5.3. Gestion des rotations et des types de cultures**

Les types de cultures et leurs rotations ont un impact important sur la lixiviation des ions nitrate. Johnson et al. (2002) ont mis en évidence que les fuites de nitrate étaient affectées



par le précédent cultural (pois>colza>céréales). Shepherd et Lord (1996) ont également montré que les fuites de nitrate étaient plus importantes après une culture de pommes de terre qu'après des céréales ou bien qu'après une culture de betteraves à sucre. De même Il apparaît nécessaire de privilégier des cultures laissant peu d'azote minéral dans le sol à la récolte lorsqu'une période de sol nu assez longue doit suivre la culture ou bien dans les zones vulnérables vis-à-vis des ions nitrate avec par exemple une nappe libre peu profonde.

### **I.7. Conclusion**

Les processus de transformations de l'azote ont lieu au sein du profil de sol entre les formes organiques et minérales (le cycle de l'azote). Le cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant est particulièrement complexe puisqu'il intègre des processus physiques, chimiques et biochimiques. Chacun de ces processus peut être quantifié et reproduit à l'échelle du laboratoire. La variabilité des processus actifs dans l'espace et le temps ne permet pas l'étude d'un cycle complet à l'échelle du bassin versant. La représentation du devenir de l'azote dans les modèles de flux implique par conséquent un degré de simplification important. L'objectif du chapitre est de confronter les différentes représentations du cycle de l'azote dans les modèles mathématiques en termes d'hypothèses simplificatrices et de perceptions de l'espace et du temps.

# CHAPITRE II

**MODELISATION ET CARTOGRAPHIE DE  
LA VULNERABILITE DES EAUX  
SOUTERRAINES PAR LES NITRATES**

## **CHAPITRE II : Modélisation et cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines par les nitrates**

### **II.1. Introduction**

Le devenir des nitrates, lorsqu'ils passent dans la zone non-saturée (vadose), est difficile à analyser en raison de la diversité des processus biochimiques ayant lieu dans le sol. Ces processus sont pourtant d'une importance capitale dans les diverses études de caractérisation environnementale surtout pour les études portant sur les milieux agricoles. Il est essentiel d'évaluer le lessivage du contaminant provenant de la surface et s'infiltrant jusqu'à la nappe d'eau souterraine. Parmi les approches de vulnérabilité, on distingue trois familles: les modèles subjectifs ; les modèles statistiques et les modèles de simulation basés sur les processus physiques du système hydrogéologique. Des méthodes de vulnérabilité dites « mixtes » peuvent combiner plusieurs approches. Un exemple de combinaison consiste à coupler l'approche par indice avec l'approche statistique par régression logistique, pour créer un indice en retenant que les paramètres significatifs et/ou en leur associant des poids corrélés selon l'occurrence réelle d'un contaminant dans l'eau souterraine (Rupert, 2001 ; Twarakavi et Kaluarachchi, 2005).

### **II.2. Approches de vulnérabilité**

#### **II.2.1. Les modèles subjectifs**

Ils sont généralement les plus faciles à mettre en œuvre car ils nécessitent peu de données. Les critères d'évaluation communs pour tous les modèles d'évaluation subjectifs sont les degrés relatifs de vulnérabilité des eaux souterraines définis comme faibles, moyens et élevés. Le développement des approches de vulnérabilité des aquifères à la contamination par les activités anthropiques a débuté vers les années 1970. Ces approches dites : (i) intrinsèques si elles ne tiennent pas compte des facteurs physiques qui influencent le mouvement d'un polluant vers la nappe (Landreau, 1996 in Cazaux, 2007; Schnebelen et al., 2002).; (ii) spécifiques si elles prennent en compte les propriétés des polluants et leurs relations avec les divers composants de la vulnérabilité intrinsèque (Schnebelen et al., 2002). On distingue deux types de modèles subjectifs : les modèles hybrides et les modèles à indices.

Les modèles hybrides sont généralement définies comme toute méthode combinant des composants de modèles statistiques, basées sur des processus et (ou) indices. Ils ne reposent généralement pas sur des systèmes de notation préconçus tels que DRASTIC ou d'autres méthodes d'indices, mais produisent plutôt des catégorisations spécifiques au projet.

Les modèles par indice consistent à associer des poids prédéfinis à différents facteurs intrinsèques qui vont définir la vulnérabilité. Le score finalement obtenu pour l'indice de vulnérabilité est calculé en prenant en compte chacun des facteurs et leur poids associé. L'une des premières méthodes par indice qui ait été standardisée est la méthode DRASTIC développée par Aller et al. (1987) aux États-Unis. Parmi les modèles à indice, on peut citer : DRASTIC, GOD, SINTACS...etc. Le modèle à indices le plus utilisé dans le monde est le modèle DRASTIC.

Le modèle DRASTIC, développé par les services de l'Agence américaine de protection de l'environnement USEPA (Aller et al., 1987), est un modèle d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque verticale à la pollution des aquifères par systèmes paramétriques; le principe commun de ces systèmes consiste à sélectionner préalablement les paramètres sur lesquels se base l'évaluation de la vulnérabilité. Chaque paramètre est subdivisé en intervalles de valeurs significatives et affecté d'une cotation numérique croissante en fonction de son importance dans la vulnérabilité. Il existe deux types de modèles DRASTIC : DRASTIC classique (MDC) et DRASTIC pesticide (MDP) :

-Le premier ne prend en compte que l'environnement physique naturel (vulnérabilité intrinsèque) ;

-Le second introduit dans sa définition les caractéristiques des contaminants et leurs relations avec les diverses composantes de la vulnérabilité intrinsèque (vulnérabilité spécifique).

Ces deux modèles sont détaillés au chapitre IV.

### **II.2.2. Les méthodes statistiques**

Les méthodes statistiques vont du simple résumé ou des statistiques descriptives des concentrations de contaminants ciblés à des analyses de régression plus complexes qui intègrent les effets de plusieurs variables prédictives. Les cartes montrant les concentrations de contaminants mesurées dans les puits sont souvent des descriptions préliminaires utiles de l'étendue spatiale de la contamination, bien que les cartes soient limitées à des fins descriptives plutôt que diagnostiques. Des informations et des données supplémentaires telles que les sources potentielles de contamination et les facteurs affectant la susceptibilité intrinsèque de la ressource sont souvent incluses dans des analyses statistiques plus rigoureuses telles que la régression logistique qui tente de tenir compte des variables explicatives potentielles. De nombreux travaux, dans ce domaine, ont été réalisés dans le monde à savoir :

Erwin et Tesoriero (1997) ont modélisé la probabilité de trouver des concentrations de nitrate supérieures à 3 mg/L dans les eaux souterraines de la région de Puget Sound en utilisant plusieurs variables indépendantes. Les probabilités étaient significativement liées à la profondeur du puits, au type de géologie superficielle et aux pourcentages d'utilisation des terres urbaines et agricoles.

Ryker (2001) a relevé les concentrations d'arsenic dans des échantillons d'eau recueillis dans environ 31 000 puits aux États-Unis, il a dressé une carte des concentrations d'arsenic à l'échelle nationale et il a utilisé des statistiques descriptives simples pour résumer les données. Ces cartes des données de concentration peuvent être associées statistiquement à d'autres cartes de variables explicatives potentielles pour fournir une représentation plus complète des facteurs importants influençant la vulnérabilité.

Nolan et al. (2002) ont créé un modèle de régression logistique à l'échelle nationale pour simuler la probabilité de contamination par les nitrates dans les eaux souterraines récemment rechargées. Cette analyse a été utilisée pour développer une carte des États-Unis continentaux montrant la probabilité que la concentration en nitrates dépasse 4 mg / L (considérée au-dessus des concentrations naturelles de fond).

Gardner et Vogel (2005) ont utilisé différents modèles d'analyses statistiques dont le modèle Tobit (Tobin, 1958) pour évaluer l'influence de l'utilisation des terres sur la qualité des eaux souterraines. L'expérience a permis de conclure que l'utilisation du territoire a une incidence directe sur la qualité des eaux souterraines.

D'autres approches ont été réalisées par l'application de ces méthodes (méthodes statistiques) comme techniques d'ajustement des modèles à pondération (DRASTIC, GOD, SINTACS.....) afin de réduire la subjectivité de pondération des paramètres, car ces derniers ont été critiqués en particulier en ce qui concerne la nature de la subjectivité des notes et les poids attribués aux paramètres, ainsi que le choix des paramètres utilisés pour calculer le modèle (Napolitano et Fabbri 1996):

1. première approche a été proposée par Napolitano et Fabbri en 1996 sous le nom analyse de sensibilité (SA). Cette technique a été utilisée dans de nombreuses études, notamment dans Al-Hanbali et Kondoh (2008), Almasri (2008), Hasiniaina et al. (2010), Huan et al. (2012), Neshat et al. (2014a), Saidi et al. (2011), et Samake et al. (2010), entre autres.
2. Une seconde méthode est la méthode d'analyse hiérarchique des procédés (AHP) qui est une méthode multicritères d'aide à la décision. Elle a été développée par Thomas

Saatyen 1980 dont le but d'optimiser l'allocation des ressources lorsqu'il ya plusieurs critères à considérer. La technique AHP a été utilisée par plusieurs chercheurs afin d'optimiser la pondération des paramètres du modèle DRASTIC (Thirumalaivasan et al. 2003, Sener et Davraz, 2013, Neshat et al. 2014c) mais elle n'a jamais été utilisée pour DRASTIC pesticide (MDP).

3. Une autre technique a été proposée par Panagopoulos et al. En 2006, est basée sur une analyse de corrélation entre les notes des facteurs et les concentrations de nitrates des eaux souterraines. Récemment utilisée dans une étude sur la pollution des eaux souterraines provenant de l'application d'engrais dans la plaine Kerman, Iran (Neshat et al. 2014b).
4. Il existe d'autres techniques qui ont été appliquées pour l'ajustement de la pondération des paramètres DRASTIC et afin d'établir une carte de vulnérabilité plus réaliste pour la zone étudiée à savoir :
  - la régression logistic (Antonakos et Lambrakis, 2007; Pacheco et al. 2014),
  - la logique floue (Afshar et al, 2007; Bojórquez-Tapia et al, 2009 ; Dixon, 2005, Pathak et Hiratsuka 2011 ; Rezaei et al, 2013 ; Shouyu et Guangtao, 2003),
  - le test de Wilcoxon non paramétrique (Aminreza et al. 2014) ;
  - analyse des correspondances (Pacheco et Sanches Fernandes, 2013 ; Pacheco et al. 2014...etc).

Vous trouverez au chapitre IV les détails des deux techniques qui ont été utilisées dans ce travail à savoir AHP et SPSA.

### **II.2.3. Les modèles basés sur les processus physiques**

Ces modèles sont basés sur les processus physiques en faisant appel à des modèles mathématiques visant à décrire la migration et l'atténuation du contaminant dans l'eau des différents compartiments du système (Frind et al. 2006; Neukum et Azzam, 2009). Ces modèles sont souvent plus complexes à mettre en œuvre et requiert généralement plus de données et de moyens analytiques que les deux autres types de modèles. Pour ces raisons ces modèles sont souvent difficiles à mettre en œuvre pour des études à l'échelle régionale (Antokanos et Lambrakis, 2006; Leone et al. 2007). Les résultats de ces modèles se présentent généralement sous forme de valeurs, représentant les concentrations ou les masses de contaminant présentes dans l'eau. Ces résultats peuvent être présentés sous diverses formes : tableaux, courbes, profils, cartes d'isovaleurs....etc. Ces résultats, qui correspondent à des

valeurs ayant une réalité physique pouvant être mesurée réellement, permet donc leur comparaison à des valeurs de référence telles des critères ou des normes de qualité.

Différents types de modèles sont disponibles pour conceptualiser un système (Philippe, 2011). Les modèles mathématiques ont été généralement classés en trois types :

- selon la représentation de l'espace : modèles globaux et modèles distribués ;
- selon la discrétisation temporelle : modèles événementiels et modèles continu ;
- selon la description du processus : modèles empiriques, modèles conceptuels et modèles à bases physiques.

Plusieurs modèles conceptuels couplant des processus agronomiques et hydrologiques ont été développés pour simuler le devenir de la pollution diffuse, le tableau 1 fournit un résumé des caractéristiques et des principaux modèles utilisés.

Tableau 1. Modèles de bassins versants -Principales caractéristiques

Modèle	Type	Echelle	Modules	Pas de temps	Hydrologie	Nitrates
ARM	Global	Petits bassin versant (5km <sup>2</sup> )	2 modules : hydrologie qualité	5 à 15 minutes	Fonction de production : évapotranspiration, infiltration, ruissellement de surface, hypodermique, écoulement souterrain.	Processus chimiques : immobilisation, minéralisation, nitrification, dénitrification, absorption par les plantes.
AGNPS	Conceptuel distribué	Bassin agricole	3 modules : hydrologie qualité érosion	Heure	Fonction de production : la production est fonction de la valeur des « curve numbers » et de l'état initiale du bassin.	Processus chimiques : immobilisation, minéralisation, nitrification, dénitrification, absorption par les plantes. Processus de transport : entraînement des nitrates par lessivage et ruissellement et entraînement de l'azote organique par érosion
SHETRAN	Physique distribué	Bassins de plusieurs dizaines de km <sup>2</sup>	2 modules : hydrologie qualité	variable	Processus de production : Interception par la végétation, évaporation / transpiration, infiltration, irrigation et ceux de transfert intègrent le ruissellement de surface, l'écoulement latéral dans le zone non saturée et les échanges transfert zone saturée – rivière.	Processus chimiques : minéralisation, immobilisation, nitrification, dénitrification, volatilisation, prélèvements par les plantes, fixations biologiques. Processus de transport : transport des solutés suivant écoulements (équilibre forme mobile/immobile, processus d'advection/dispersion et processus d'auto épuration en rivière).
POLA	Conceptuel distribué		3 modules Hydrologie Qualité érosion	Journalier	Fonction de production : évapotranspiration, ruissellement, infiltration. Fonction de transfert entre unités fonctionnelles et en rivière.	Processus chimique : ammonification, nitrification, immobilisation et adsorption - désorption.
ANSWERS 2000	Conceptuel distribué de type événementiel.	Parcelle Bassin versant	2 modules hydrologie qualité	Evénement de crue	Processus d'interception, d'infiltration, de ruissellement de surface, et de ruissellement hypodermique.	Equation empirique entre concentration en nitrates et volume écoulé.
APEX et SWAT	Physique distribué	Bassin versant de plusieurs milliers de km <sup>2</sup>	3 modules hydrologie qualité érosion	Journalier	Fonction de production : évapotranspiration selon plusieurs algorithmes au choix, ruissellement obtenu avec l'approche du SCS, percolation. Fonction de transfert : pic de débit déterminé à partir de la formule rationnelle, écoulement de subsurface, apport souterrain nappe- rivière géré par une fonction retard)	Processus chimiques : volatilisation, dénitrification, nitrification, minéralisation, adsorption – désorption de l'ammonium. Transport : transport via écoulement superficiel, écoulement latéral et percolation ; seule la forme nitrates est mobile et atteint les eaux superficielles, dans le réseau hydrographique, les nitrates sont considérés comme une substance conservatrice.



### **II.3. Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines**

La cartographie permettant d'identifier la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution, d'évaluer et de prévenir les risques de contamination; correspond à un type de carte hydrogéologique spécialisée répondant à un besoin particulier et visant un public varié (Duchaine, 1998). Elle apparaît nécessaire et incontournable car ce type de carte permet d'identifier très facilement les zones à risques de pollutions potentielles. Elle servira comme un outil d'aide à la décision aux gestionnaires des ressources en eau et permettra également d'orienter l'aménagement du territoire. Les premières cartes ont été réalisées en Europe et aux Etats-Unis au début des années 1970. La rapidité et la précision de la cartographie augmente en utilisant les systèmes d'information géographique (SIG) (Amharref et Bernoussi, 2007; Cazaux, 2007; Duchaine, 1998).

La vulnérabilité d'une nappe à la pollution est une notion relative, non mesurable et sans dimension. La précision de son évaluation dépend essentiellement de la nature, de la qualité et de la fiabilité des données utilisées. Sa caractérisation est basée généralement sur l'estimation d'un certain nombre de paramètres plus ou moins importants relatifs notamment à la couverture de la nappe (sol et zone non saturée) et à la zone saturée proprement dite.

De nombreux travaux sur l'étude de la vulnérabilité des eaux souterraine à la pollution nitrique ont été réalisés en Algérie afin d'identifier les zone à haut risque de pollution :

Madi M. et Bouderbala A. (2010) ont étudié la vulnérabilité de la nappe continentale intercalaire de la région d'In Salah par l'application de trois méthodes DRASTIC, SI et GOD. Trois classes de vulnérabilité ont été mises en évidence (Faible, Moyenne et Elevée).

Gouaidia L. et al. (2011) ont aussi appliqué les méthodes DRASTIC et GOD sur la nappe de Meskiana afin d'identifier les zones à haut risque de contamination. L'étude comparative des deux cartes établies a montré que les deux méthodes, donnent des résultats concordants (coefficient de Kendall de 0.643) et que l'analyse des surfaces par classes des deux méthodes (DRASTIC et GOD) a révèlè que 64 % de la zone cartographiée présentent des indices identiques et que la méthode DRASTIC reflète le mieux la réalité de la pollution des eaux souterraines de Meskiana.

ANRH et SOGREAH en 2011 ont appliqué le modèle DRASTIC sur la nappe de Mitidja (Est, Centre et Ouest) afin d'étudier la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Une carte de vulnérabilité globale permettant de cibler les zones vulnérables à l'échelle 1/100 000. a été réalisée, cette dernière a permis de mettre en évidence les zones sensibles à un éventuel transfert de polluant de la surface vers la nappe.

Latifi S. et Chaab S. (2017) ont étudié les risques de pollution des eaux souterraines de la nappe de Guelma (Algérie) par l'application de deux modèles DRASTIC et GOD. Les cartes établies ayant apparus trois zones de degrés de vulnérabilité différents. Les zones de faible et moyenne vulnérabilité occupent respectivement 25 et 30% de la surface totale de la plaine, alors que les zones à forte vulnérabilité occupent 40% par GOD et 45% par DRASTIC de la surface totale.

### **II.3.1. Méthodes de cartographie de la vulnérabilité**

La protection des ressources en eau exige des mesures et ouvrages appropriés aux enjeux. Pour atteindre cet objectif, il est nécessaire de qualifier et de hiérarchiser la vulnérabilité des milieux aquatiques souterrains mais l'une des difficultés essentielles réside dans l'estimation de la vulnérabilité de ces milieux. Pour cela de nombreuses méthodes ont été développées dans le monde selon le cas étudié, allant des plus complexes avec des modèles prenant en compte les processus physiques, chimiques et biologiques dans la zone noyée, à des méthodes de pondération entre différents critères affectant la vulnérabilité (Gogu et al., 1998). L'application de ces méthodes ne peut être possible sans l'utilisation des Systèmes d'Information Géographique (SIG), en raison de la masse très importante des données nécessaires (Vaillant et al., 1995 ; Gogu et Dassargues, 1998; Arousseau et al., 1998; Amharref et Bernoussi, 2007).

### **II.3.2. Intérêts et limites des cartes de vulnérabilité**

Les cartes de vulnérabilité sont des cartes interprétatives permettant d'estimer la vulnérabilité d'un aquifère à la contamination. Leur objectif principal est de constituer un appui pour la gestion des réseaux souterrains et la définition de mesures de protection. Elles participent notamment :

- à l'identification des zones bénéficiant d'une bonne protection et des zones qu'il convient de surveiller ou protéger (zones sensibles),
- à la conception de réseau de surveillance de la qualité des eaux souterraines,
- à la prise de décision pour la mise en place de nouveaux captages ou de périmètres de protection.

Les cartes de vulnérabilité sont réalisées avec certains objectifs et à une échelle donnée, qui peuvent être contraints par la quantité et la qualité des données disponibles. Les cartes de vulnérabilités établies présentent ainsi certaines limites qu'il est essentiel de prendre

en comptant de leur utilisation. Les limites d'utilisation d'une carte de vulnérabilité résultent:

- de la qualité des données prises en compte (fiabilité des données, imprécision des mesures,...) ;
- de la densité des données utilisées par rapport à l'échelle de la carte élaborée (variabilité spatiale des différents paramètres) ;
- d'une plus ou moins bonne compréhension du système physique (notamment du fonctionnement de l'aquifère) ;
- d'un manque de méthodologie standard, validée par la communauté scientifique;
- de l'absence de validation de la carte par un contrôle des résultats obtenus par rapport aux observations de terrain (contamination de l'aquifère).

#### **II.4. Le choix des modèles appliqués**

Nous avons vu précédemment qu'il existe trois familles d'approches de vulnérabilité : les modèles subjectifs ; les modèles statistiques et les modèles de simulation basés sur les processus physiques du système hydrogéologique. Le choix d'un modèle parmi ces familles doit être fait selon un ensemble de critères à savoir : le but tracé (évaluation de la vulnérabilité à l'échelle régionale), les conditions d'utilisation des modèles (hydrogéologiques et modalités d'application du modèle), la disponibilité des informations de base nécessaires à l'exécution des modèles...etc.

Au regard de ces critères de décision :

(1) les modèles DRASTIC (MDC et MDP) ont été choisis car ils sont les plus utilisés et les plus critiqués par la communauté scientifique, ils permettent d'établir ce travail à l'échelle régionale et en plus ils répondent aux conditions hydrogéologiques du milieu de Sidi Rached. Sachant que les informations sur les paramètres nécessaires à l'élaboration de ces modèles sont disponibles, faciles à exploiter et à un moindre coût.

(2) les méthodes statistiques AHP et SPSA ont été choisis pour optimiser les poids des sept paramètres des modèles MDC et MDP car elles sont des techniques d'ajustement multicritères d'aide à la décision les plus utilisées dans le monde et les plus robustes.

## **II.5. Conclusion**

Le devenir de l'azote provenant de la surface du sol et s'infiltrant jusqu'à la nappe d'eau souterraine est difficile à analyser en raison de la diversité des processus biochimiques ayant lieu dans le sol et le sous-sol. Ces processus sont pourtant d'une importance capitale dans les diverses études de caractérisation environnementale surtout pour les études portant sur les milieux agricoles. Raison pour laquelle les scientifiques ont eu recours à la modélisation. De nombreux modèles ont été développés au cours des dernières décennies pour simuler les fuites des intrants à différentes échelles et pour cartographier la vulnérabilité d'un aquifère. Parmi ces modèles, on distingue trois familles: les modèles subjectifs ; les modèles statistiques et les modèles de simulation basées sur les processus physiques du système hydrogéologique.

Les modèles subjectifs (DRASTIC, GOD, SINTACS,...) sont généralement les plus faciles à mettre en œuvre car ils nécessitent peu de données. Les critères d'évaluation communs pour tous les modèles d'évaluation subjectifs sont les degrés relatifs de vulnérabilité des eaux souterraines définis comme faibles, moyens et élevés.

Les modèles statistiques (AHP, Wilcoxon, SPSA, régression logistique, logique floue, wilcoxon, ....etc) sont des équations mathématiques simplifiées décrivant les processus qui génèrent les données afin d'approximer la réalité. Ils permettent de faire des prédictions à partir de cette approximation.

Les modèles basés sur les processus physiques (POLA, SHTRAN, ...) sont très complexes et souvent difficile à mettre en œuvre à l'échelle d'un bassin versant nécessitant plus de données et de moyens analytiques que les deux autres types de modèles. Il existe plusieurs types de modèles hydrologiques et de transformations d'azote applicable à l'échelle du bassin versant (global ou distribué, déterministe, stochastique ou mixte).

# CHAPITRE III

## **PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE (SIDI RACHED)**

## CHAPITRE III. Présentation de la zone d'étude

### III.1. Localisation et caractéristiques du site d'étude

La zone d'étude est située dans le nord de l'Algérie ( $36^{\circ}$  à  $25^{\circ}00$  N,  $2^{\circ}$  à  $32^{\circ}00$  E) À l'extrême ouest de la plaine de Mitidja et occupe un territoire de  $156\text{km}^2$  environ. Elle se trouve en grande partie dans la wilaya de Tipaza  $144\text{ km}^2$  (communes de Ahmer el Ain, Bourkika, Hadjout, Sidi Rached et Attaba) et  $12\text{ km}^2$  (commune d'El Affroun) dans la wilaya de Blida. Elle est limitée au Nord par la route nationale N°67, à l'Est par l'oued Bouroumi, à l'Ouest par les collines de Hadjout et au Sud par les monts de l'Atlas Blidéen (Figure 3). Les principales villes de la zone d'étude sont Sidi Rached, Ahmer el Ain et Bourkika avec une population d'environ 54000 habitants.

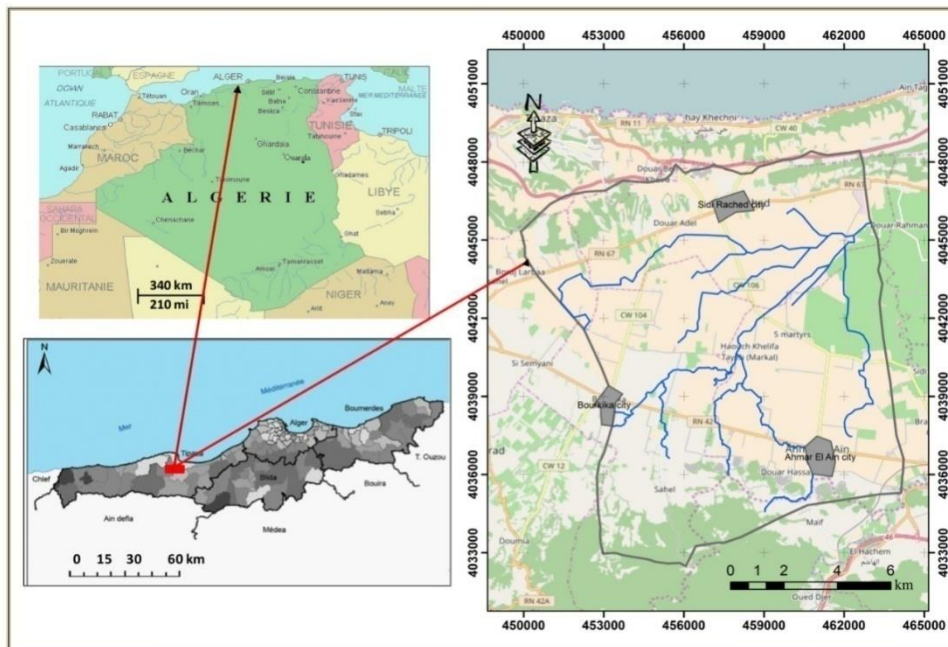


Figure 3. Carte de situation du bassin de Sidi Rached

### III.2 Hydrologie de la zone d'étude

Le réseau hydrographique du bassin de Sidi Rached est caractérisé par un ensemble de cours d'eaux naturels et artificiels :

- Le réseau hydrographique du bassin de Sidi Rached est caractérisé par un ensemble de cours d'eau qui drainent des affleurements des alluvions. A l'Est on trouve l'oued Bouziane, au Sud Est l'oued Ahmer el Ain, à l'Ouest l'oued Ouriane et au Sud-Ouest les Oueds Guenidha et oued Saffah (Figure 4). L'ensemble de ces oueds sont secs en été.

- Le système de drainage à l'exutoire est constitué par un réseau artificiel, un canal d'assèchement principal et trois canaux secondaires (Est, Centre et Ouest) :
  - (i) le canal Est draine les eaux provenant de la Attatba et participant à environ 20% aux écoulements ;
  - (ii) le canal central draine toute la partie Sud-Ouest (les eaux de Ahmer El Ain) et participant à 70% aux écoulements ;
  - (iii) les rejets de la ville de Sidi Rached sont drainés par le canal Ouest, ils vont rejoindre ainsi la mer méditerranée à Tipaza par le biais d'un tunnel de 3 km de long.

Le réseau de drainage du bassin de Sidi Rached se caractérise par :

- une densité de drainage  $Dd=1.01 \text{ km/km}^2$
- une densité de thalwegs élémentaire (coefficient de torrentialité)  $Ct=0.35$
- une fréquence de drainage  $F=0.35\text{km}$

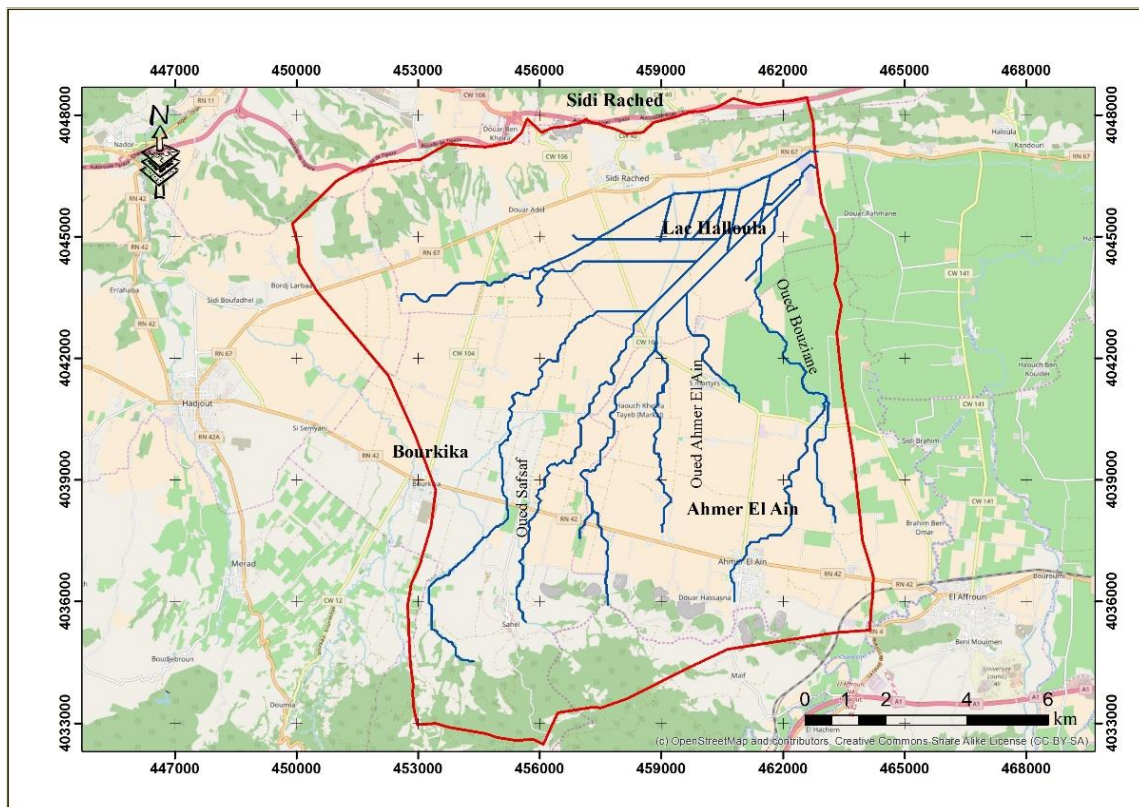


Figure 4. Carte du réseau hydrographique de Sidi Rached

Plus de 200 forages et puits sont actuellement exploités au niveau de la nappe de Sidi Rached pour l'irrigation et l'AEP.

### III.3. Caractéristiques géomorphologiques du bassin versant

Le bassin versant de Sidi Rached se caractérise par une forme ramassée avec une superficie totale de l'ordre de 156.4 km<sup>2</sup>, un périmètre d'une longueur de 52.5 km, un coefficient de compacité de l'ordre de 1.18 et une dénivelée spécifique de 330.4m, d'où le relief est classé assez fort. Le bassin versant est caractérisé par une altitude maximale de 680m, une altitude minimale de 60 m et une altitude moyenne de 181.1m. La quasi-totalité de la région (à l'exception des reliefs) est caractérisée par une très faible pente comprise entre 0 et 2 % (voir Figure 5).

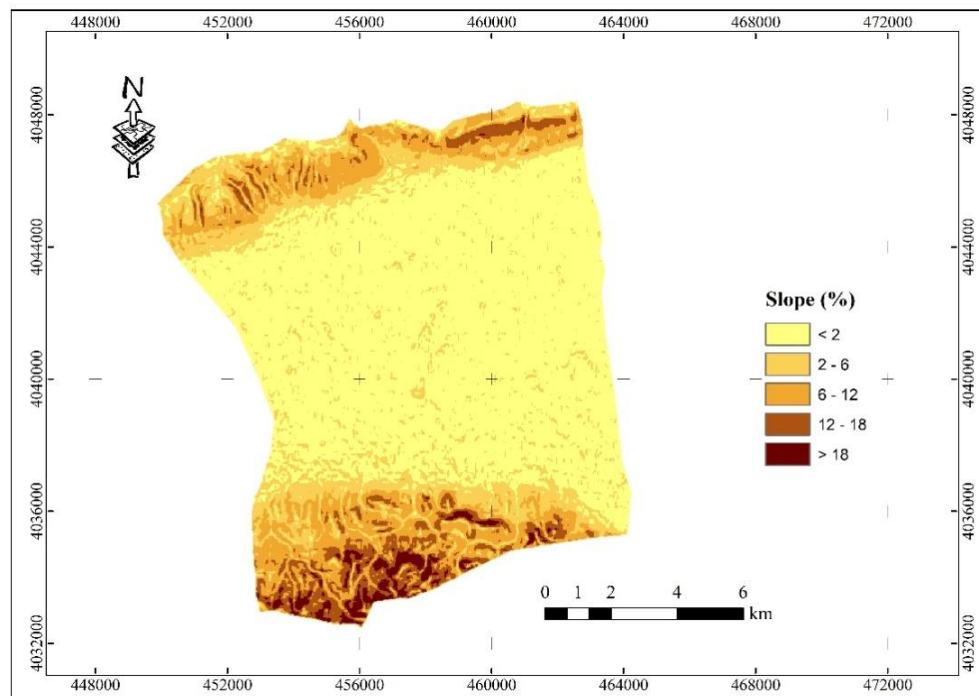


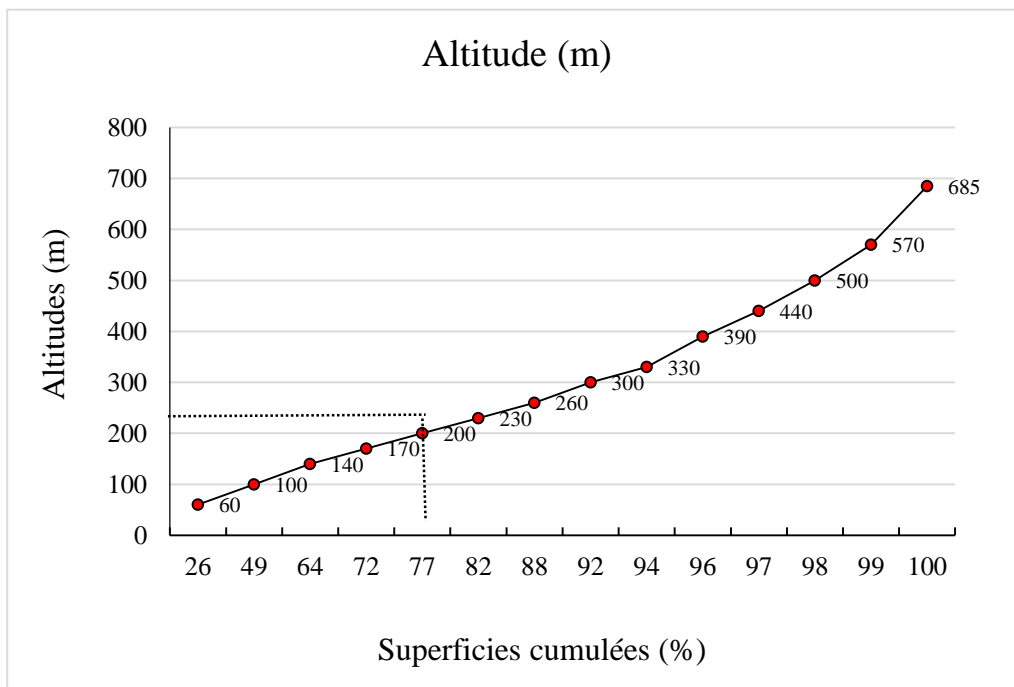
Figure 5. Carte des pentes du bassin de Sidi Rached

Tableau 1. Répartition altimétrique du bassin de Sidi Rached

Altitude (m)	Superficie (%)	Superficie cumulée
0-60	26.0	26.0
60-100	23.1	49.1
100-140	14.8	63.9
140-170	7.9	71.8
170-200	5.3	77.1
200-230	5.3	82.4
230-260	5.1	87.5
260-300	4.7	92.2
300-330	2.0	94.2
330-390	1.5	95.7
390-440	1.3	97.1
440-500	1.3	98.4
500-570	0.9	99.3
570-685	0.7	100

Cette répartition nous a permis de tracer la courbe hypsométrique (Figure 6).





**Figure 6.** Courbe hypsométrique du bassin versant de Sidi Rached.

La courbe indique que les forts pourcentages correspondent aux basses altitudes. La région est caractérisée par des reliefs relativement élevés, en particulier vers la limite Nord du bassin. A partir de cette courbe, on peut déterminer quelques altitudes caractéristiques :

- **Altitude moyenne du bassin** : l'altitude moyenne est calculée selon l'équation suivante :

$$H = \frac{\sum a_i h_i}{A} \quad (2)$$

Avec : H est l'altitude moyenne du bassin

$h_i$  est l'altitude moyenne correspondant à la surface  $a_i$

A est la superficie totale du bassin

Ou on trouve  $H = 182.66$  m.

- **Indice de pente global** : est la pente moyenne du bassin versant

$$I_g = \frac{h(5\%) - h(95\%)}{L} \quad (3)$$

Cet indice exprime le rapport de la différence des altitudes de fréquence 5% et 95%, par la longueur du rectangle équivalent du bassin.

$$I_g = \frac{D}{L} = \frac{66.13}{25.05} = 2.64\% \quad (4)$$

L'étude morphologique du bassin de Sidi Rached nous a permis de dégager quelques paramètres caractéristiques, qui ont une influence sur la circulation des eaux à l'intérieur de ce bassin. La courbe hypsométrique montre des reliefs assez élevés notamment sur le versant sud, mais avec toutefois toute la plaine correspondant aux basses altitudes (entre 60 et 200m).

Les reliefs élevés provoquent un écoulement assez rapide des eaux et des temps de concentration assez courts. Les paramètres géomorphologique déterminés sont intimement liés aux caractères lithologiques des roches du bassin qui sont en majorité semi perméables à perméables (Tableau 2). La relative abondance de la végétation permet de diminuer le phénomène de l'érosion dans le secteur.

**Tableau 2.** Caractéristiques géomorphologique du bassin de Sidi Rached

Caractéristiques géomorphologique	Valeurs
Superficie (km <sup>2</sup> )	156.4
Périmètre (km)	52.5
Longueur du rectangle équivalent	16.8
Largeur du rectangle équivalent	9.3
Indice de compacité de gravité (Kc)	1.2
Altitude maximale (m)	680
Altitude minimale (m)	60
Altitude moyenne (m)	181.1
Altitude médiane (m)	154
Indice de pente globale (Ig) m/km	26.4
Dénivelée spécifique (Ds) m	330.4

#### III.4.Contexte climatique

Le bassin de Sidi Rached est soumis à un climat Méditerranéena été chaud et aride, alors que le reste de l'année est pluvieux et moins chaud. Le bassin versant est doté de deux stations pluviométriques situées au niveau de Sidi Rached et Ahmer El Ain et une station météorologique située à Sidi Rached.

##### A.Précipitations mensuelles

Le calcul des précipitations mensuelles a été basé sur les données des stations de Sidi Rached et Ahmer El Ain (Tipaza), enregistrées durant la période 1973 / 2010 (Figure 7).

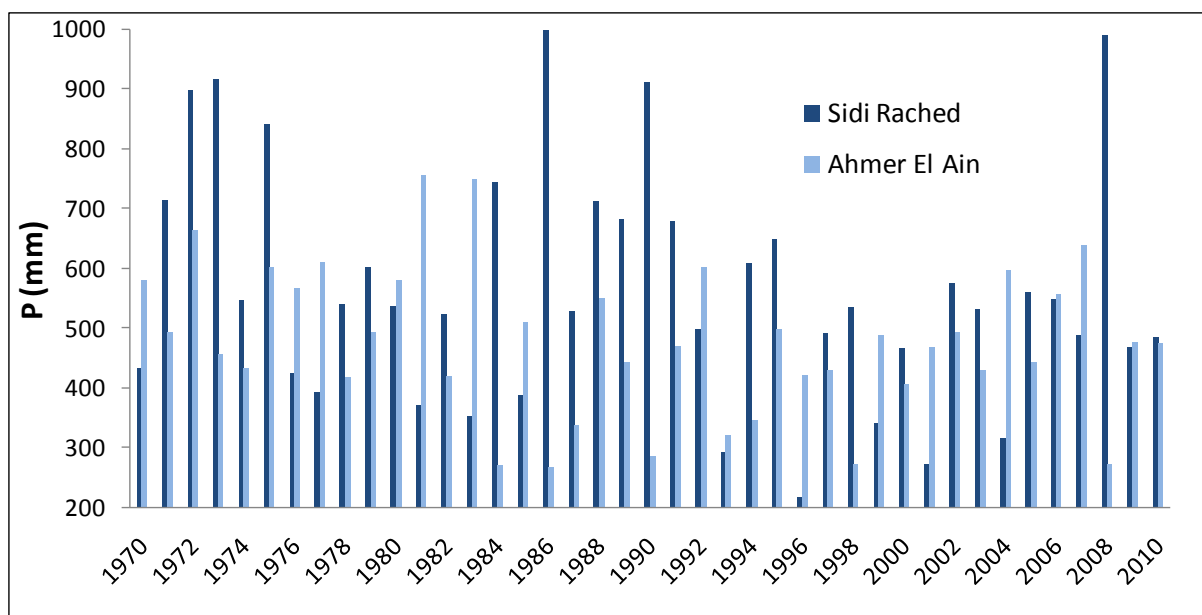
Le tableau 3 montre que :

- Les précipitations maximales sont enregistrées au mois de novembre (268.3mm) pour la station d'Ahmer El Ain et au mois de décembre (317.7mm) pour la station de Sidi Rached
- Les précipitations minimales sont enregistrées aux mois de septembre et juin (0.8 mm) pour la station de Sidi Rached et en Été (0.2 mm) pour la station d'Ahmer El Ain.

- L'écart type minimal est observé en période estivale (2.4mm au mois de juillet) pour la station d'Ahmer El Ain et au mois d'Aout (4.66mm) pour la station de Sidi Rached alors que les valeurs maximales sont observées au mois de novembre (53.65 mm) pour Ahmer el Ain et au mois de décembre (77.08 mm) pour Sidi Rached.

**Tableau 3.** Variations mensuelles des précipitations (mm) au niveau des stations de Sidi Rached et Ahmer El Ain (1970-2010).

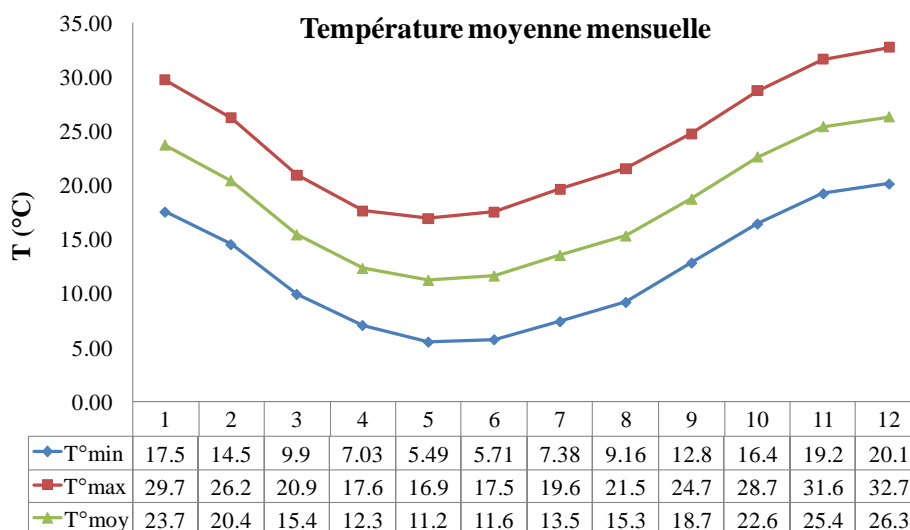
Station de Ahmer El Ain (1970-2010)													
	Sept.	Oct.	Nov.	Déc	Jan.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Aout	Cum.
Moyenne	20.4	46.0	70.3	74.4	58.4	57.5	55.7	45.7	36.9	6.17	1.25	4.67	477.4
Maximum	89.2	196.9	268.3	27.0	142.1	158.1	176.3	208.5	153.8	37.3	8.5	47.4	1513.4
Minimum	1.8	2.9	8.7	4.2	3.3	1.80	0.70	1.40	0.2	0.2	0.2	0.40	25.8
Ecart-type	23	45.96	53.65	52.9	41.98	43.0	42.9	39.1	37.5	9.16	2.4	10.77	402.3
Station de Sidi Rached (1970-2010)													
	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Aout	Cum.
Moyenne	22.7	44.5	76.96	87.6	83.08	65.09	76.5	57.6	36.9	7.7	2.05	1.78	562.5
Maximum	117.0	251.0	288.2	317.7	306.1	206.4	289.3	202.2	158.9	42.5	27.2	23.3	2229.8
Minimum	0.8	2.5	6.1	9.0	2.4	10.5	1.2	6.0	2.2	0.8	1.5	1.5	44.5
Ecart-type	28.5	52.9	60.4	77.08	73.6	57.8	65.07	51.38	39.3	11.2	6.27	4.66	528.2



**Figure 7.** Précipitations moyennes inter annuelles aux stations pluviométriques de Sidi Rached et d'Ahmer El Ain (1970-2010).

**B. Température**

La température moyenne de la région est de 18°C, elle varie de 11.2°C pour le mois le plus froid à 26.45°C pour le mois le plus chaud, qui sont respectivement Janvier et Aout(Figure 8).



**Figure 8.** Variation inter mensuelle des températures moyennes de Sidi Rached (1990-2010) (source : ANRH)

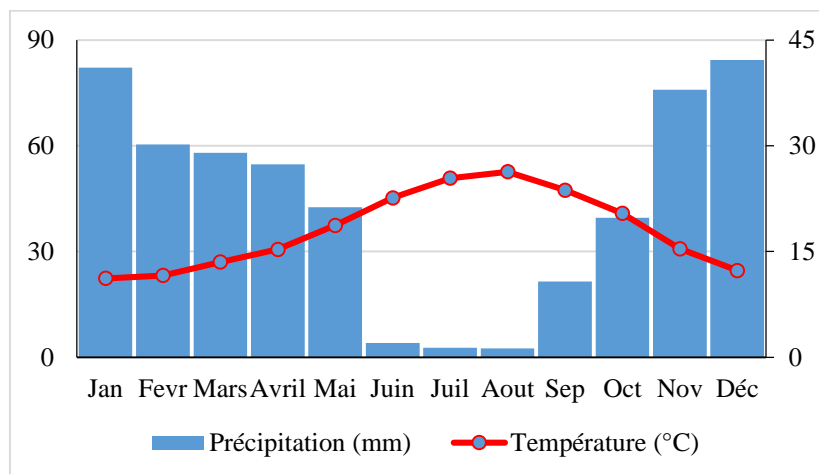
La température moyenne minimale de la région est de l'ordre de 12°C et la valeur de la température maximale est de l'ordre de 24°C.

La figure 8 montre que les températures moyennes mensuelles les plus élevées sont observées essentiellement pendant la période d'été (juillet - septembre) avec des températures variant de 29.7 à 32.7°C.

Par contre, les températures les plus basses, de 5.49 à 7.03°C, sont observées pendant la période d'hiver (décembre à janvier) avec un minimum pendant le mois de janvier. Les autres mois présentent des températures intermédiaires (16 à 20°C).

### C. Le diagramme ombrothermique de Gausсен

La figure 9 présente le diagramme ombrothermique de Gausсен, réalisé d'après les valeurs de précipitations et températures moyennes mensuelles de la série d'année 1990-2010.



**Figure 9.** Diagramme ombrothermique de Gausсен

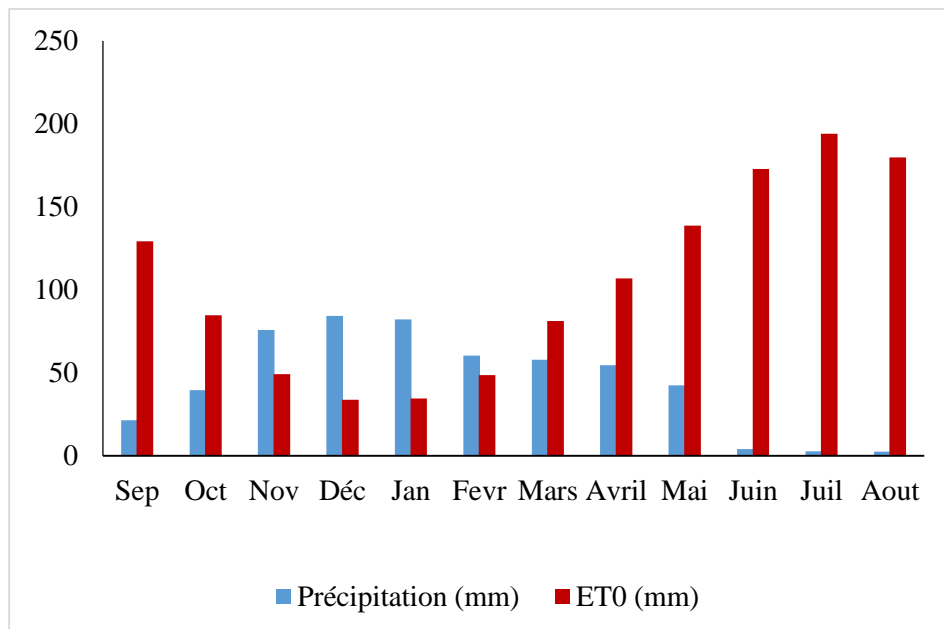
D'après le diagramme ci-dessus, la région de Sidi Rached se caractérise par une période sèche s'étalant de mois de Mai à Octobre.

#### D. Evapotranspiration potentielle

L'évapotranspiration moyenne annuelle de la région de Sidi Rached est de l'ordre de 1195.4 mm pour la série d'année (1990-2010). Elle a enregistré une valeur maximale de 194.1mm durant le mois de juillet, et une valeur minimale de 33.8 mm durant le mois de décembre. Les valeurs moyennes mensuelles de la pluie et l'évapotranspiration potentielle de la série historique 1990-2010 sont résumées dans le tableau 4 et illustrées sur la figure 10.

**Tableau 4.**Évolution des précipitations et l'évapotranspiration moyennes

	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Janv.	Févr.	Mars	Aout	Mai	Juin	Juill	Aout
Précipitation (mm)	21.47	39.56	75.90	84.35	82.20	60.39	58.01	54.73	42.55	4.10	2.67	2.51
ET0 (mm)	129.2	84.8	49.3	33.8	34.6	48.7	81.2	107	138.7	172.8	194.1	179.9



**Figure 10.** Évolution des précipitations et de l'évapotranspiration à Sidi Rached

#### E. Humidité de l'air, la vitesse du vent et la durée d'insolation

Le tableau 5 présente les humidités relatives de l'air moyennes mensuelles (%) de la série d'années (1990-2010). Nous constatons que :

i)- le mois le plus humide est le mois de Janvier et le mois le plus sec correspond au mois de juillet. L'humidité moyenne de la série d'années 1990-2010 est de l'ordre de 72%.

ii)- la vitesse du vent moyenne annuelle est de l'ordre de 2.5 m/s. les vitesses du vent les plus élevées sont rencontrées au mois de juin et juillet avec une valeur maximale de 2.8 m/s.

iii)- le mois le plus ensoleillé correspond au mois de juin et le mois le moins ensoleillé correspond au mois de décembre.

**Tableau 5.** Humidité relative moyenne ( $H_{moy}$ ) de l'air, la vitesse du vent (Vv) et l'insolation (1991-2010) (Source : ANRH).

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill.	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
$H_{moy}(\%)$	77.4	74.4	73.	71	74.4	68.7	68.1	68.3	71.7	71.7	73.9	74.9
V.v (m/s)	2.3	2.4	2.5	2.6	2.6	2.8	2.8	2.6	2.5	2.1	2.3	2.3
Insol. (h)	178.3	173.6	215.3	230.7	268	<b>305.4</b>	235.2	302.9	249	217.5	173.9	<b>160</b>

### III.5. Cadre géologique du milieu étudié

#### III.5.1. Lithostratigraphie

Le matériau géologique du milieu étudié se compose de roches sédimentaires d'un âge relativement récent. Le log stratigraphique synthétique de la zone d'étude est montré dans la figure 11. Il comprend :

**Quaternaire** : correspond à des alluvions dont le caractère essentiel est la prédominance des éléments fins (argile), alternance d'argile et du gravier et cailloutis du villafranchien. Ces alluvions recouvrent essentiellement le bassin versant de Sidi Rached (67.6% de la surface totale) (voir Figure 11).

**Crétacé supérieur** : Le crétacé supérieur est formé de calcaires noirs et de marnes schisteuses noires on ne le rencontre qu'au Sud-Ouest de la zone d'étude et qui représente 9.77% de la surface de la zone d'étude.

**Pliocène** : le pliocène supérieur affleure sur 7.85% de la surface du milieu étudié, sous forme d'un faciès argileux ou argileux sableux, marnes bleues, calcaire et calcaréo-gréseux avec ou sans galets. Les terrains pliocènes on les rencontre à l'extrême nord tout au long du bassin (Sidi Rached).

**Jurassique (Lias)**: On rencontre un jurassique qui affleure dans la région d'Ahmer El Ain. Ce jurassique comprend :

- Un lias calcaire et dolomitique à cassure grise;
- Un jurassique formé de marnes et de calcaires marneux.

Le jurassique affleure sur 4.91% de la surface totale du bassin.

**Miocène supérieur**: Le miocène est constitué de marnes à intercalation de lentilles de calcaires ou degrés d'âge Vindobonien ou Burdigalien. Il est présent sous le bassin de la Mitidja, dans le cœur de l'anticlinal du Sahel et affleurent au nord du lac Halloula sur 10.88% de la zone d'étude. On rencontre le plus souvent des argiles, des marnes, des grés et poudingues.

**Miocène inférieur** : Ces roches sont présentes sous forme de traces au sud du bassin entre Ahmer El Ain et Bourkika. Elles affleurent seulement sur 0.9% de la zone étudiée, elles sont formées des marnes, grés et poudingues.

**Roches éruptives** : Ces roches affleurent au Sud Est d'Ahmer El Ain et au Sud de Bourkika sur 4.2% de la surface du bassin. Ces roches sont éruptif primaire Dacites Andésites du miocène.

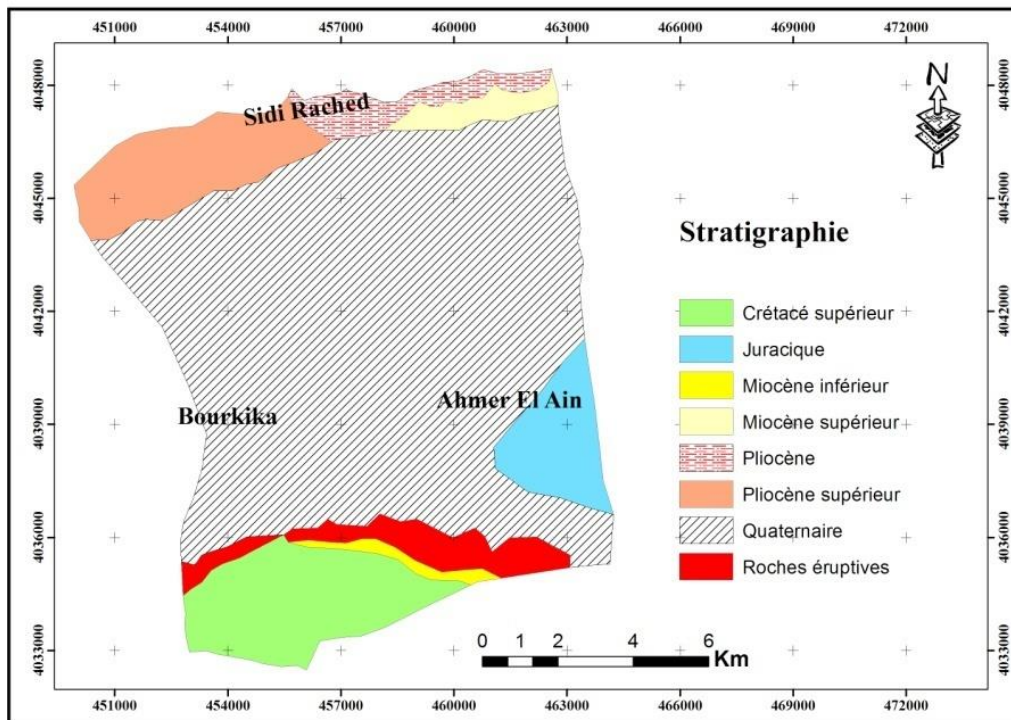


Figure 11. Carte géologique de la zone d'étude (source : ANRH)

### III.6. Cadre Hydrogéologique

En relation avec le développement géologique et géomorphologique de la Mitidja, pendant le pliocène et quaternaire se forment deux réservoirs aquifères principaux :

#### III.6.1. Astien Gréseux ou Grés-Calcaire

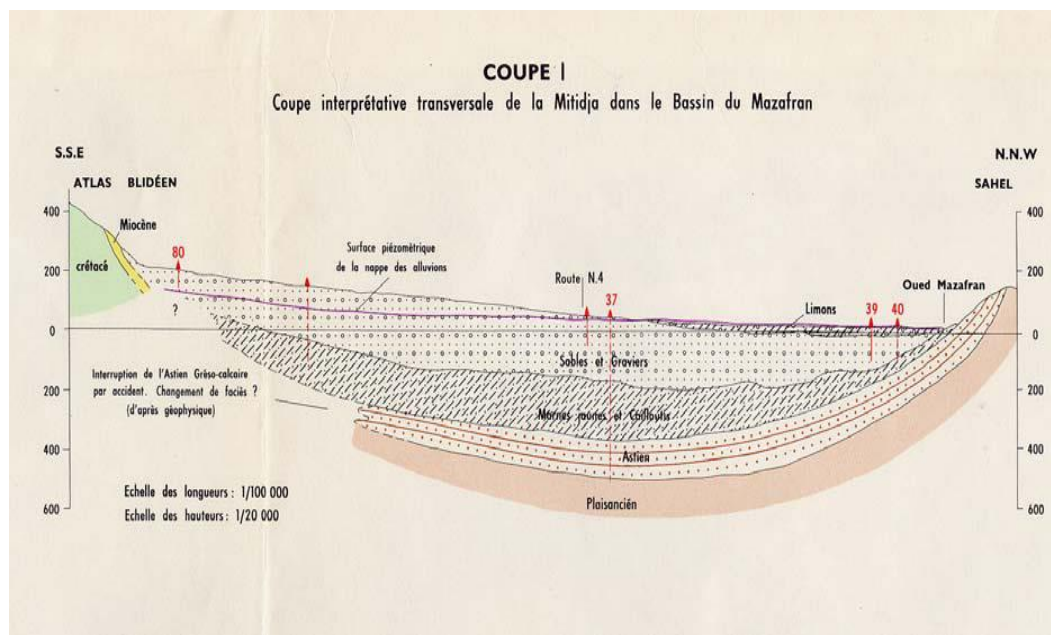
Il est bien délimité entre un substratum argileux (marne bleue plaisancienne) et la couverture épaisse des « marne de maison carrée ». L'aquifère astien est particulièrement alimenté par les infiltrations des pluies sur le sahel ou il affleure et réalimenté à partir de la nappe de la Mitidja sus-jacent dans les piémonts de l'atlas, il est aussi alimenté par les nappes alluviales sous-jacentes par drainance à partir des marnes jaunes de la formation d'El Harrach peu épaisses.

### III.6.2. Réservoir quaternaire

Il est essentiellement constitué par la superposition du quaternaire moyen et par la base des alluvions récentes le substratum de ce réservoir est le toit des "marnes de maison carrée". Dans le piémont de l'atlas le niveau piézométrique est très inférieur au toit des marnes jaunes. L'amont du piémont de l'atlas est pratiquement un réservoir vide. A l'aval des aquifères graveleux sont captifs sous les limons gris comme dans la région de Mazafran. Le réservoir quaternaire représente un apport de 295 hm<sup>3</sup> par an, soit 60% du volume global (Loucif, 2003) (Tableau 6). L'aquifère alluviale est alimenté :

- dans la plaine par l'infiltration des pluies
- dans les piémonts de l'atlas par l'infiltration des cours d'eau
- le long du sahel par l'écoulement souterrain de l'astien vers la nappe alluviale à travers des épaisseurs variables des marnes jaunes.

Ces deux aquifères sont séparés de manière plus ou moins continue par les marnes d'El Harrach. La coupe géologique suivante (Figure 12) illustre la superposition des deux aquifères.



**Figure 12.** Coupe géologique transversale de la Mitidja (Achi et al., 1973)

Cette nappe alluviale est exploitée pour les besoins en eau potable et d'irrigation des principales agglomérations des trois communes ; le volume exploité pour l'AEP, l'irrigation et l'industrie en 2012 est de l'ordre de 30.09 Hm<sup>3</sup>, Alors qu'en 1972 était de l'ordre de 185.5hm<sup>3</sup> (Tableau6). Le tableau 6 illustre les apports et les sorties de l'eau au niveau de la nappe alluviale de Mitidja établi en 1977 par l'ANRH.



**Tableau 6.** Bilan de la nappe du Quaternaire établi en 1972 d'après ANRH

APPORT	Volume Hm <sup>3</sup> /an	Exhaure	Volume Hm <sup>3</sup> /an
Astien	7	Pompage agricole	169.4
Apport des bordures (sahel)	22	Industriel	15.2
Infiltration des pluies	177	AEP	65.4
Infiltration due au ruissèlement	89	Drainages des cours d'eau et Fuites vers la mer	45
Total	295	total	250

### III.7. Cadre pédologique

D'après l'étude pédologique effectuée par l'ANRH (1983), les sols de la zone étudiée possèdent une topographie plane. Ils sont formés sur des alluvions du Gharbien récent, leur texture est argileuse à argilo-limoneuse et présentent localement des phénomènes de salure et d'hydromorphie. L'origine des matériaux dans la plupart des cas est liée à la dégradation des deux oueds Bourkika et Djer. Du point de vue pédologique, la zone étudiée renferme cinq types de sol (Figure 13), les superficies des classes de sol sont présentées dans le tableau 7.

Les cinq types de sol sont :

- Les sols hydromorphes ;
- Sols calcimagnésiques ;
- Les vertisols ;
- Les sesquioxides de fer ;
- Les sols peu évolués.

#### III.7.1. Vertisols

Les vertisols sont riches en argiles gonflantes (Smectites). La classe des vertisols occupe presque la moitié de la superficie totale de la zone soit 45.61%. Ils sont très riches en argiles gonflantes (Smectites) et se comportent comme des sols à profil homogène ou irrégulièrement différenciés suite aux mouvements verticaux par gonflement et rétraction respectivement en périodes humides et sèches. La topographie est le plus souvent plane.

#### III.7.2. Sols peu évolués

Les sols peu évolués possèdent une texture argileuse à argilo-limoneuse et reposent sur un matériau peu altéré colluvial et principalement alluvial. On les rencontre au Nord et au sud-Ouest d'Ahmer El Ain, au Nord et au Sud Est de Bourkika, au lac Halloula et au centre du bassin. Ces sols occupent presque 1/3 de la surface globale soit 32.83%. Les résultats des analyses pédologiques effectuées par l'ANRH en 1983, ont montré que les sols de la zone d'étude possèdent un taux de 60 à 95% d'argile et limons (Khadraoui A. et Derbal A., 1983). La répartition est sensiblement homogène à travers les horizons pédologiques.

D'une manière générale, tous les sols de la zone sont calcifères à l'exception de quelques sols peu évolués modaux, certains sols de la classe des sesquioxydes de fer et certains vertisols. Ils possèdent des teneurs en calcaire qui peuvent atteindre les 30 % pour le totale et 16% pour l'actif et se trouve sous ses différentes formes. Les fortes teneurs en calcaire se situent dans les horizons de profondeur

### III.7.3. Sols calcimagnésiques

Les sols de cette classe sont influencés par la présence abondante de carbonates de calcium et/ou de magnésium, fournis par la roche mère, tel que calcaire dur, craie ou marne. Ils se localisent au Nord de la zone d'étude avec 11.84% de la surface globale. Ce sont des sols d'apport alluvial, et colluvial. Ils sont plus au moins différenciés, et parfois des accumulations, calcaires continues sous forme d'encroûtement, et de croûte. Le  $\text{Ca}^{+2}$  et  $\text{Mg}^{+2}$  dominent la genèse du sol.

### III.7.4. Sols sesquioxydes de fer

Les sols sesquioxydes de fer sont riches en sesquioxydes, caractérisés par :

- l'individualisation des sesquioxydes de fer (ou de manganèse) qui leur confère une couleur très accusée (rouge ocre);
- la teneur en matière organique est faible et le taux de saturation est supérieur à 50 % ;
- la richesse en sesquioxydes résulte de l'hydrolyse des minéraux très poussée mais moins complète que pour les sols fersiallitiques. On trouve ce type de sol, au niveau d'Ahmer El Ain et au Sud de Bourkika avec 9.2% de la surface globale.

### III.7.5. Sols hydromorphes

La classe des sols hydromorphes occupe 5.27% de la superficie étudiée, elle se localise au lac Halloula. Ces sols possèdent une texture très fine avec un pourcentage d'argile supérieur à 50% dans tous les horizons. Ces sols se distinguent dans la zone par leur forte halomorphie qui oscille entre 7 et 12 mmhos/cm.

**Tableau 7.** Récapitulatif des superficies et des pourcentages des types de sol

Type de sol	Superficies (ha)	Pourcentages (%)
Sols hydromorphes	558	5.27
Sols calcimagnésiques	750	7.09
Vertisols	4826	45.61
Sesquioxydes de fer	973	9.2
Sols peu évolués	3473	32.83

(Source: ANRH, 1983)

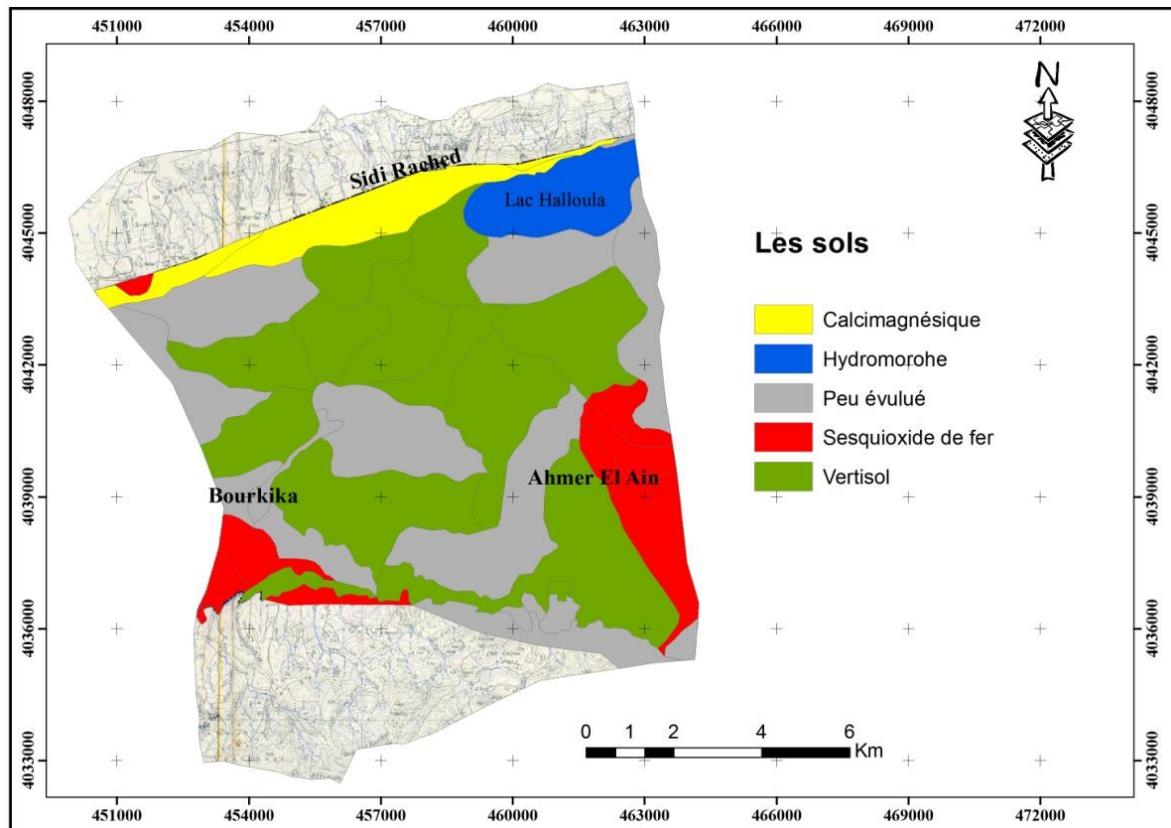
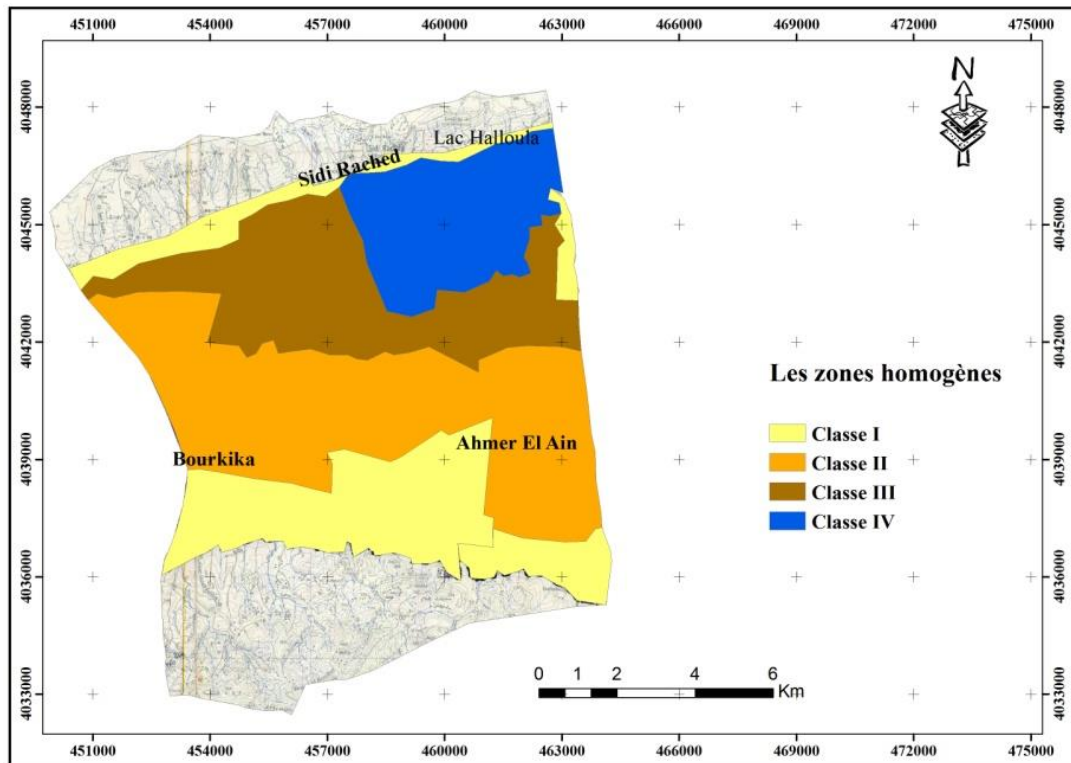


Figure 13. Carte pédologique de la zone d'étude (source : ANRH, 1983)

### III.8. Hydrodynamique des sols de la zone d'étude

L'étude hydrodynamique des sols de Sidi Rached a été effectuée dans le cadre d'aménagement hydro agricole du périmètre de la Mitidja Ouest (Tranche II). Sur la base de cette étude et de l'étude agro pédologique, quatre (04) classes homogènes ont été identifiées et cartographiées au 1/50 000 (Figure 14). Cette identification a été faite en tenant compte du degré d'engorgement des sols en eau et les autres facteurs pédologiques (texture, structure, profondeur.....).



**Figure 14.** Représentation de la répartition des zones homogènes au niveau du bassin versant de Sidi Rached.

### III.8.1. Classe ne nécessitant pas de travaux de drainage (Classe I)

Cette catégorie de sols ne nécessite pas de travaux de drainage et d'assainissement. Elle occupe une superficie de l'ordre de 2456 ha. La majorité des sols de cette catégorie présente une pente pouvant créer un drainage naturel et se localisent au nord et au sud de la zone d'étude. Les sols de cette classe sont épais, en moyenne la profondeur est de l'ordre de 150cm. La perméabilité varie de 2 cm/h au niveau du premier horizon (30cm) à 10.5 cm/h en profondeur (30-150cm).

### III.8.2. Classe à drainage retardé (Classe II)

Cette catégorie de sols couvre une superficie de l'ordre de 3893 ha, présente une topographie plane et nécessite un assainissement superficiel et un labour profond. Les sols de cette catégorie présentent des caractères secondaires de vertisolisation, d'hydromorphie, d'halomorphie et un niveau de nappe ou un encroûtement calcaire compris entre 50 et 80 cm qui après irrigation peuvent créer une nappe perchée. Ces sols se caractérisent par une forte teneur en argile, de larges fentes de retrait et des faces de glissement bien marquées. Les sols de cette classe sont épais, en moyenne la profondeur est de l'ordre de 130cm. La perméabilité moyenne est de 11cm/h sur le premier horizon (30 cm), 22.5cm/h de sur la profondeur de 30 à 100cm et elle de l'ordre de 9.2cm/h en profondeur (100 à 130cm).

**III.8.3. Classe à drainer dans l'immédiat (Classe III)**

Cette catégorie de sols occupe une superficie de l'ordre de 2561 ha. La grande majorité des sols se localisent au centre de la zone d'étude. Les sols de cette catégorie possèdent une texture très fine avec un pourcentage d'argile supérieur à 50% au niveau de tous les horizons et présentent une nappe ou un horizon humide dès les premiers cinquante centimètres. La profondeur des sols de cette catégorie est de l'ordre de 150cm. La perméabilité moyenne est de l'ordre de 5.5cm/h sur tous les horizons (0-150cm). Les sols de cette zone se regroupent dans les classes des vertisols à caractère noirci, hydromorphe et/ou halomorphe. Ils possèdent une très faible porosité, de larges fentes de retrait, une consistance et une cohésion fortes et une structure prismatique.

**III.8.4. Classe à exclure de l'aménagement hydro-agricole (Classe VI)**

Cette classe couvre une superficie de l'ordre de 1670 ha, elle se localise au niveau du Lac Halloula au sud du village de Sidi Rached. Les sols de cette catégorie sont hydromorphes et présentent une texture fine à très fine avec un taux d'argile plus limons supérieur à 60% et pouvant atteindre 90%. Ils possèdent une structure massive avec des faces de glissement bien marquées et présentent, en été, des fentes de retrait de 5 à 6 cm de large et jusqu'à 150 cm de profondeur. Les sols du lac Halloula sont épais, en effet la profondeur est de 50cm, la perméabilité est plutôt faible et varie de 2 à 4cm/h.

**III .9. Situation agricole dans le Bassin versant de Sidi Rached**

Nos enquêtes de 2007-2009 ont révélé que les agriculteurs ont maintenu leurs vergers d'agrumes hérités des domaines de l'Etat, et ont continué à produire des céréales pluviales. L'enquête a également montré l'émergence de la plasticulture et le maraichage de pleins champs ainsi que l'installation de nouveaux vergers d'arbres fruitiers, suite au programme national de développement agricole (PNDA) qui a été lancé en 2002, ou des subventions d'investissement ont été attribuées aux propriétaires. Sur l'ensemble des exploitations soumises à notre enquête dans le bassin de Sidi Rached en 2007-2009 (Figure 15), les cultures dominantes sont les céréales avec 63.9% de la surface totale (Figure16) suivies de maraichage (20.7%), d'arboriculture (11.5%) et de viticulture (3.8%).

L'ensemble de ces cultures est irrigué à l'exception les céréales ne sont pas irriguées dans la plus grande partie et sont considérées comme culture de rotation avec le maraichage. L'essentiel de cette eau d'irrigation, bien qu'il existe un réseau d'irrigation public, provient des pompes individuels dans la nappe de la Mitidja. Le maraichage de plein champ est dominé

par la technique de l'aspersion (91%), il s'agit principalement de la pomme de terre. Pour les cultures en serre (poivron, tomate, courgette...), l'irrigation localisée prédomine. Le développement de l'agriculture irriguée dans le bassin de Sidi Rached a exercé une pression sur l'eau par le prélèvement de l'eau souterraine et sur le sol, par l'émission de polluants (engrais, pesticides).

L'enquête a porté également sur les détails des pratiques culturales, à savoir la nature des fertilisants utilisés, les doses réellement épandues par culture, les dates de fertilisation, ... etc. Des données ayant servi par la suite au calcul des apports d'azote par année sur les sols de la zone d'étude.

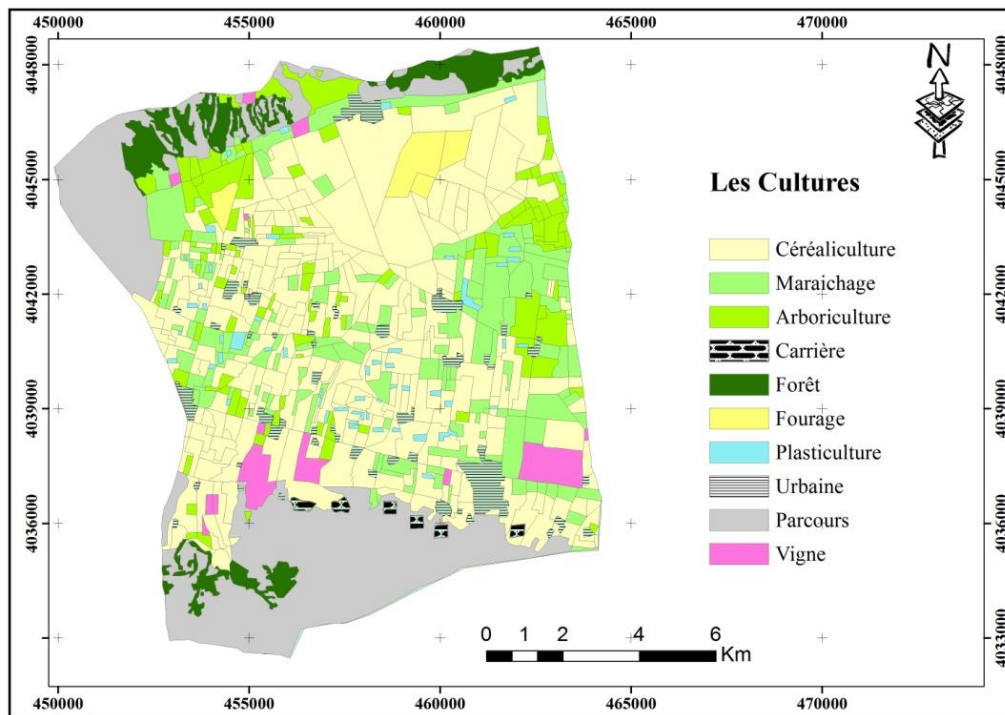


Figure 15. Répartition spatiale des cultures dans le bassin de Sidi Rached (Projet Qualiwater2008-2009)

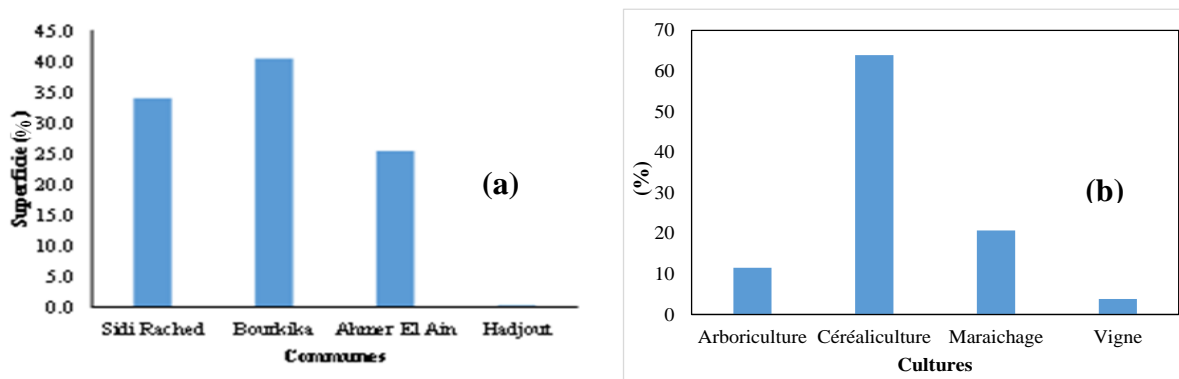


Figure 16. Répartition des surfaces agricoles (a) et des cultures (b) dans le bassin de Sidi Rached pour la campagne agricole 2008-2009.

Le bassin versant de Sidi Rached est considéré comme agricole par excellence, 70.6% (11007.2 ha) de la surface totale est consacrée aux productions agricoles (Tableau 8).

Les cultures principales étant le blé d'hiver et le maraichage (respectivement 63.8% et 21.4% de la surface agricole). Elles sont concentrées à Bourkika et à Sidi Rached. L'arboriculture qui représente 11.3% est concentrée à Sidi Rached. Tandis que le vignoble qui représente 3.5% est concentré à Bourkika (Figure 16). Le bassin de Sidi Rached est dominé par des exploitations de grandes cultures, avec des tailles très variables. La succession blé-maraichère-blé est très répandue sur le bassin. En moyenne, la part des céréales dépasse 50 %, mais elle varie dans une fourchette allant de 21.5 % à Ahmer El Ain, 32.8 % à Sidi Rached à 46.6 % à Bourkika. La figure 16 montre le taux de la répartition spatiale des zones agricoles basée sur des données recueillies sur le terrain dans le cadre du projet « Qualiwater ».

**Tableau 8.** Répartition des superficies par culture et par commune

Cultures	Superficies par commune (ha)				Sup.Total (ha)
	Sidi Rached	Bourkika	AhmerEl Ain	Hadjout	
Céréales	2325.07	3234.51	1471.67	6.75	7038.02
Maraichage	635.19	698.46	927.71	17.82	2279.18
Arboriculture	705.76	314.79	248.5	1.27	1270.32
Vigne	71.52	203.67	144.49	-	419.68
<b>Total</b>	<b>3737.54</b>	<b>4451.43</b>	<b>2792.39</b>	<b>25.84</b>	<b>11007.20</b>

### III .10. Apports d'azote sur le bassin de Sidi Rached

#### III .10. 1. Apports d'engrais sur le bassin de Sidi Rached

Deux types d'engrais sont utilisés dans le bassin de Sidi Rached :

##### a) NPK (15-15-15)

Le NPK (15-15-15) est un engrais complet, il est particulièrement adapté à une fertilisation équilibrée pour les cultures maraichères et les arbres fruitiers. Sa composition permet un apport identique des éléments Azote, Phosphore et Potasse. Il va apporter simultanément :

- de l'azote ammoniacal à l'état de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  et  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (14%) et de l'azote nitrique à l'état de  $\text{KNO}_3$  et  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (1%) pour une alimentation progressive et une croissance régulière ;
- du phosphore à l'état  $\text{P}_2\text{O}_5$  (anhydride phosphorique) pour un meilleur enracinement et une meilleure floraison,
- de la potasse à l'état  $\text{K}_2\text{O}$  (oxyde de potassium) pour une plus grande résistance à la sécheresse.

**b). Urée (46%)**

Avec 46% d'azote sous forme ammoniacale, l'urée est l'engrais sec le plus riche en azote et il est complètement soluble à l'eau. Il agit moins rapidement que les nitrates, et son effet, dure plus longtemps. L'hydrolyse de l'urée dépend de la température du sol. Elle ne nécessite que de trois à cinq jours en sol froid tandis que quelques heures suffisent en sol réchauffé. Son application est recommandée avant une pluie et il doit être enfoui afin d'éviter d'éventuelles pertes par volatilisation.

La consommation d'engrais minéral de type Urée 46% est plus importante au niveau de la commune de Bourkika avec 40.6% suivi par la commune d'Ahmar El Ain et Sidi Rached avec respectivement 31.2 et 27.8%.

L'enquête a porté, également sur les types d'engrais, les doses apportées et les périodes d'apports (Tableau 9) pour les principales cultures cultivées dans la zone d'étude.

- Les céréales bénéficient de deux à trois apports d'engrais seulement, du semis jusqu'à la récolte;
- La culture de pomme de terre de saison ne bénéficie que de deux apports d'engrais de la plantation jusqu'à la récolte et la pomme de terre d'arrière-saison, bénéficie de trois apports ;
- Par contre, un fractionnement périodique est constaté pour les cultures maraichères sous serre, où on effectue pratiquement cinq apports, soit un apport par mois durant toute la période allant de la plantation jusqu'à la récolte ;
- L'arboriculture et la vigne comme elles sont des cultures permanentes, reçoivent chaque année des apports en NPK 15-15-15 respectivement 1100kg/ha et 630kg/.

Ces modes d'apport correspondent à une majorité de pratiques et sont en accord avec une efficacité maximale de l'azote sur le rendement de ces cultures. Berrouard et al., (2001) indiquent qu'un fractionnement dans l'épandage des doses d'azote selon les besoins de la plante permet une croissance optimale de la plante. Les engrais NPK 15.15.15 sont prédominants pour la quasi-totalité des parcelles avec des doses moyennes annuelles de 800 kg/ha pour le maraîchage, et jusqu'à 1300 kg/ha pour la pomme de terre, utilisé comme engrais de fond. Tandis que l'urée (46%) qui est utilisé comme engrais de couverture avec des doses allant de 180 kg/ha pour les céréales à 400 kg/ha pour le maraîchage. Les cultures maraichères comme de la pomme de terre restent la plus grande consommatrice de fertilisants azotés, suivi de l'arboriculture. Tandis que les céréales montrent une plus faible consommation d'engrais. Ces



pratiques de fertilisation sont similaires pour la majorité des agriculteurs de la zone d'étude selon nos enquêtes.

Le tableau 10 présente les quantités d'engrais apportées aux principales cultures de chaque commune du bassin de Sidi Rached. Concernant les engrais de fond, l'exploitation maximale est quantifiée au niveau de la commune de Sidi Rached où on enregistre 20656.53qx/an, étant une grande superficie agricole (46.6% de la surface agricole du bassin), elle est plus importante que les autres communes, raison à laquelle on enregistre un tel chiffre malgré la faible superficie qui est consacrée aux cultures maraichères. Par contre pour l'engrais de couverture (Urée 46%), l'exploitation maximale est quantifiée au niveau de la commune de Bourkika où on enregistre 7917.49qx/an, cela s'explique par le fait que la céréaliculture est prédominante dans cette commune elle représente 45.96% de la surface céréalière globale du bassin. Pour la consommation globale d'engrais à base d'azote (NPK et Urée), la commune de Bourkika est la plus exigeante suivi de Sidi Rached et d'Ahmer El Ain. A l'échelle du bassin de Sidi Rached, l'utilisation totale des engrais de fond et de couverture est de l'ordre de 8842.02T/an.

**Tableau 9. Calendrier de fertilisation des cultures**

Culture	Engrais (kg/ha)	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Janv.	Févr.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Aout	Total
Blé d'hiver	NPK (15-15-15)	/	/	/	180	/	/	/	/	/	/	/	/	180
	Urée 46%	/	/	/	/	/	60	60	60	/	/	/	/	180
Pomme de terre de saison	NPK (15-15-15)	/	/	/	/	/	800	400-600	400-600	/	/	/	/	1200-1400
	Urée 46%	/	/	/	/	/	/	200-400	200-400	/	/	/	/	200-400
Pomme de terre arrière-saison	NPK (15-15-15)	/	500	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	500
	Urée 46%	/	140	60	/	/	/	/	/	/	/	/	/	200
Poivron sous serre	NPK (15-15-15)	/	/	/	25-75	25-50	25-50	25-50	25-50	25-50	25-50	25	/	125-250
	Urée 46%	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Vigne	NPK (15-15-15)	360	/	/	/	/	/	/	360	510	/	/	/	1230
	Urée 46%	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Arboriculture	NPK (15-15-15)	360	/	/	/	/	/	/	360	540	/	/	/	1260
	Urée 46%	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/

Source : résultats de nos enquêtes, 2007-2009 (projet Quaiwater)

**Tableau 10.** Quantités d'engrais (NPK-15-15-15 et Urée 46%) apportées au niveau de Sidi Rached

<b>NPK (15-15-15)</b>						
Cultures	Dose d'engrais (kg/ha)	Dose d'engrais apportée (qx/an)				Dose d'engrais totale (T/an)
		Sidi Rached	Bourkika	Ahmer El Ain	Hadjo ut	
Céréales	180	4185.13	5822.12	2649.04	12.15	1266.84
Maraichage	1300	8257.47	9079.98	12060.23	231.66	2962.93
Arboriculture	1100	7763.36	3462.69	2733.50	13.97	1397.35
Vigne	1230	450.57	1283.12	910.28	/	264.40
Total (NPK)	-	<b>20656.53</b>	<b>19647.90</b>	<b>18353.05</b>	<b>257.78</b>	<b>5891.53</b>
<b>Urée (46%)</b>						
Cultures	Dose d'engrais (kg/ha)	Dose d'engrais apportée (qx/an)				Dose d'engrais totale (T/an)
		Sidi Rached	Bourkika	Ahmer El Ain	Hadjo ut	
Céréales	180	4185.13	5822.12	2649.04	12.15	<b>1266.84</b>
Maraichage	300	1905.57	2095.38	2783.13	53.46	<b>683.75</b>
Arboriculture	-	-	-	-	-	-
Vigne	-	-	-	-	-	-
Total (Urée 43%)	-	<b>6090.69</b>	<b>7917.49</b>	<b>5432.17</b>	<b>65.61</b>	<b>1950.6</b>
<b>Total (NPK 15-15-15 et Urée 46%)</b>						
Total	-	<b>26747.22</b>	<b>27565.40</b>	<b>23785.23</b>	<b>323.39</b>	<b>8842.02</b>

**III.10.2. Apports d'azote par les engrais sur le bassin**

Les quantités d'azote apportées par les engrais appliqués dans le bassin de Sidi Rached sont calculées comme suit :

$$Q_i(N_{NPK}) = 0.15 * q_i(NPK) * S_i$$

$$Q_i(N_{Urée}) = 0.46 * q_i(NPK) * S_i$$

Avec :  $Q_i$  est la quantité d'azote apportée par l'engrais NPK (15-15-15) pour la culture  $i$ ;

0.15 et 0.46 sont respectivement les 15% et 46% d'azote ;

$q_i(NPK)$  est la dose d'engrais apportée pour la culture  $i$ ;

$S_i$  est la surface d'épandage correspondante à la culture  $i$ .

Les quantités d'azote apportées par épandage d'engrais sur le bassin de Sidi Rached sont présentées sur le tableau 11. Ce dernier montre que les communes de Bourkika et de Sidi Rached reçoivent de plus grandes quantités d'azote (37% et 33.1% respectivement) par rapport à la commune d'Ahmer El Ain (29.5%). En effet les concentrations des eaux souterraines en nitrates dans ces zones sont élevées à très élevées. Ceci peut s'expliquer par l'interaction de plusieurs facteurs à savoir la superficie, le type de culture, la perméabilité du sol...etc. A travers ces

résultats nous pouvons classer les communes par ordre décroissant selon le degré de risque de pollution par les nitrates à savoir ; Bourkika > Sidi Rached > Ahmar El Ain.

**Tableau 11.** Quantités d'azote apportées par les engrais (NPK -15-15-15 et l'Urée 46%) au niveau de la zone d'étude

NPK (15-15-15)						
Cultures	Dose d'engrais (kg/ha)	Quantité d'azote apportée (qx/an)				Quantité d'azote totale apportée (T/an)
		Sidi Rached	Bourkika	Ahmer El Ain	Hadjout	
Céréales	180	627.77	873.32	397.36	1.82	190.03
Maraichage	1300	1238.62	1362.00	1809.03	34.75	444.44
Arboriculture	1100	1164.50	519.40	410.03	2.10	209.60
Vigne	1230	67.59	192.47	136.54	-	39.66
<b>Total</b>	-	<b>3098.48</b>	<b>2947.19</b>	<b>2752.96</b>	<b>38.67</b>	<b>883.73</b>
Urée (46%)						
Cultures	Dose d'engrais (kg/ha)	Quantité d'azote apportée (qx/an)				Quantité d'azote totale apportée (T/an)
		Sidi Rached	Bourkika	Ahmer El Ain	Hadjout	
Céréales	180	1944.41	2704.96	1230.74	5.64	588.58
Maraichage	300	885.33	973.51	1293.04	24.84	317.67
Arboriculture	-	-	-	-	-	-
Vigne	-	-	-	-	-	-
<b>Total</b>	-	<b>2829.74</b>	<b>3678.47</b>	<b>2523.78</b>	<b>30.48</b>	<b>906.25</b>
<b>Total (NPK et Urée 46%)</b>		<b>5928.22</b>	<b>6625.66</b>	<b>5276.75</b>	<b>69.15</b>	<b>1789.98</b>

### III.11. Le bilan en eau de la nappe de la Mitidja

#### III.11.1. Entrées

Les apports en eau à la nappe ont plusieurs origines :

- L'infiltration sur l'ensemble des affleurements perméables et l'infiltration concentrée dans le lit des oueds
- Les apports latéraux d'autres aquifères (Atlas et Sahel)
- Les apports par drainance de l'aquifère profond (Astien)

Les apports en année moyenne ont été estimés à 300 millions de m<sup>3</sup>/an à l'issue d'une modélisation conduite par SOGREAH pour le compte de l'ANRH (PNE, 2010, voir tableau 12).

**Tableau 12.** Apports en année moyenne à la nappe de la Mitidja

Apports	Hm3
Infiltration par précipitation	129.03
Infiltration par oueds	74.30
Apport par l'Atlas	97.02
Apport latéral par Astien (Sahel)	3.28
Apport Astien par drainance	21.53
<b>Total Apports</b>	<b>307.16</b>

Source : étude SOGREAH citée dans le PNE, 2010 et la présentation ANRH, 2011

### III.11.2. Sorties

Les sorties d'eau de la nappe sont de plusieurs types :

- les prélèvements par pompage pour l'AEP (forages exploités par SEAAL et par l'ADE) ;
- les prélèvements pour l'irrigation (puits et forages, privés dans la majorité des cas) ;
- les prélèvements pour l'industrie (forages, privés dans la majorité des cas) ;
- le flux latéral vers la mer ;
- les flux latéraux vers d'autres aquifères (Atlas et Sahel), vraisemblablement très limités.

Les prélèvements pour l'AEP sont les mieux connus, grâce aux données fournies par SEAAL et l'ADE. Par contre, les prélèvements pour l'irrigation et l'industrie sont très mal connus.

### III.11.3. Bilan en eau

Le bilan en eau de l'aquifère est fortement négatif (les sorties dépassent nettement les entrées). Ceci est démontré par la baisse du niveau piézométrique depuis 40 ans. Le rapport PAC de mars 2005 mentionne que sur la période de 1971 à 2003, le stock d'eau de la Mitidja diminuait en moyenne annuelle de 109 Mm<sup>3</sup>/an (ABH / EGIS - BCEOM. 2010).

### III.11.4. Multiplication des forages d'irrigation non déclarés

Pour compenser le manque d'eau dans les réseaux d'irrigation, de nombreux exploitants agricoles de la plaine de la Mitidja ont creusé des forages équipés de pompes électriques. Le nombre des forages s'est accru particulièrement rapidement, passant de moins de 1500 à plus de 4000 entre 1973 et 2001 (voir Tableau 13).

**Tableau 13.** Evolution du nombre de forages et puits dans le temps

	Puits	Forages	Total	Irrigation	AEP + AEI	Source
1973		1462				BCEOM, 2009
1990	738	3026	3764	3702	62	Mac Donald, 1992
1997						
2001	172	4193	4365	3777	588	ANRH, 1997-2005
2009	2861			3516		SOGREAH, 2009

Lors des entretiens menés durant cet état des lieux, l'idée de fermer, contrôler et limiter les pompages dans la nappe a été plusieurs fois évoquée. Il faut cependant garder à l'esprit que les forages privés assurent actuellement l'irrigation de 90% des terres effectivement irriguées dans la Mitidja (dix fois plus que les GPI) et qu'ils garantissent 90 % de la production dans cette zone d'une importance stratégique pour l'approvisionnement de la capitale en produits maraîchers et fruitiers (Bernard C., 2011).

**III.12. Conclusion**

Le bassin de Sidi Rached est une plaine de forme ramassée située à l'extrême ouest de la Mitidja, formé d'un réseau hydrographique bien développé, caractérisé par un ensemble de cours d'eaux naturels et artificiels. La quasi-totalité de la région (à l'exception des reliefs) est caractérisée par une très faible pente comprise entre 0 et 2%. Il est en général à vocation agricole avec prédominance de la céréaliculture et le maraichage. Il est soumis à un climat Méditerranéen. L'aquifère de Sidi Rached est exposé à diverses sources de pollution liées principalement à l'agriculture, à l'élevage et aux rejets urbains et industriels, ce qui cause la contamination des eaux de cet aquifère par différents polluants notamment les nitrates. Notre intérêt portera tout particulièrement dans ce qui suit dans les chapitres qui succéderont à l'analyse spatiale et temporelle ainsi qu'à la définition des facteurs qui régissent le transfert de cet élément de la surface du sol jusqu'à l'horizon aquifère.

# CHAPITRE IV

## **PRELEVEMENTS ET OUTILS D'ANALYSES**

## **CHAPITRE IV. Prélèvements et outils d'analyses**

### **IV.1. Travaux de terrain**

#### **IV.1.1 Mesure des niveaux d'eau**

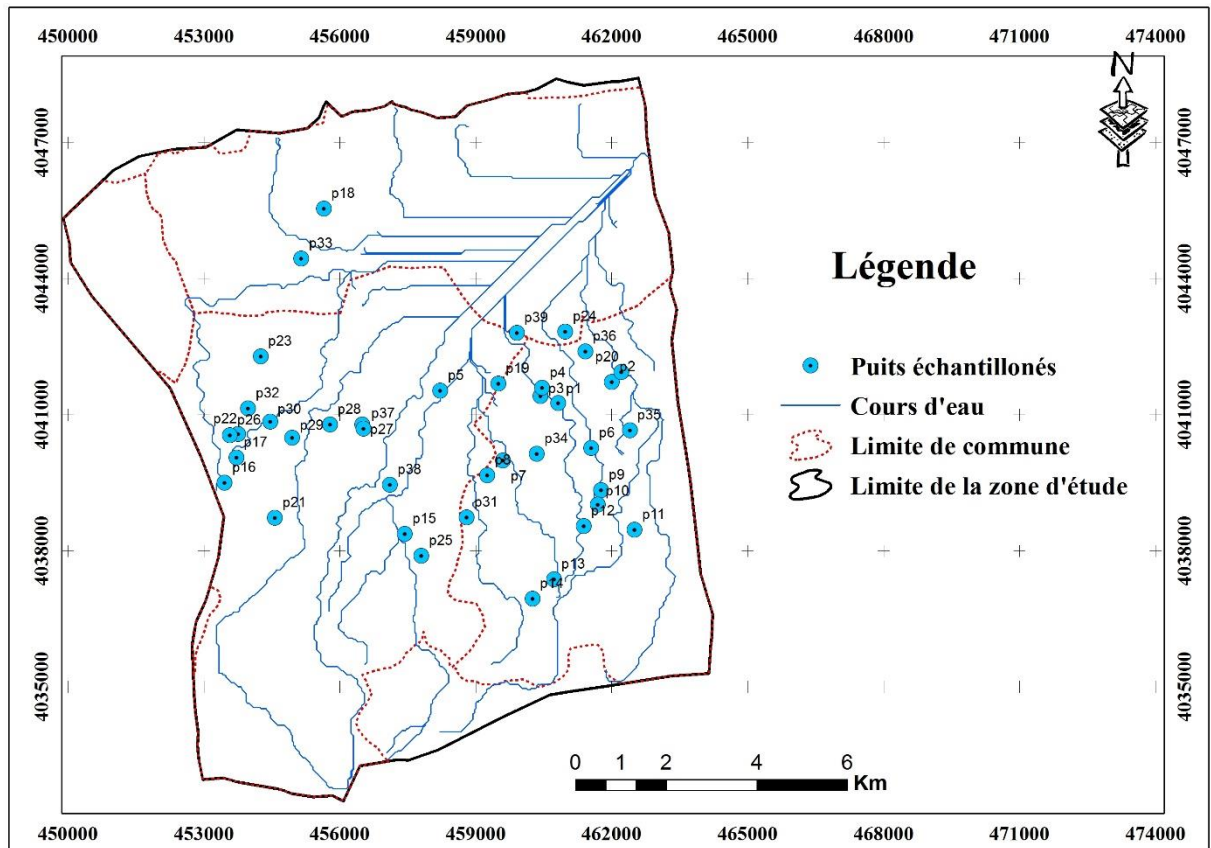
Une carte piézométrique de l'aquifère alluviale de Sidi Rached a été produite à partir de 38 prises de mesures de niveaux d'eau dans des forages et puits situés à l'intérieur de la zone à l'étude englobant les communes de Sidi Rached, Bourkika et Ahmer el Ain. Deux relevés piézométriques ont eu lieu : (i) un a eu lieu en juin 2009 (hautes eaux) ; (ii) et le second a eu lieu en Septembre 2009 (basses eaux). Les niveaux d'eau étaient mesurés directement à l'aide d'une sonde lumineuse à niveau d'eau. Son principe de fonctionnement est simple, une détection lumineuse, et sonore incorporée au dévidoir de la sonde lumineuse vous informe que la surface de l'eau est atteinte, la lecture de la profondeur est alors très facile sur le ruban gradué en millimètres.

#### **IV.1.2. Prélèvements des échantillons d'eau souterraine et analyse physico-chimiques**

L'étude des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines de la zone étudiée est basée sur l'échantillonnage et l'analyse des eaux de trente-huit (38) points d'eau correspondant à des puits et forages dans le cadre d'un projet de recherche Euro Maghrébin (Qualiwater). Le projet fut lancé en année 2006 et a pour objectif d'établir des bilans Entrée - Sortie de l'eau, des sels et d'azote dans des périmètres irrigués représentatifs du bassin méditerranéens, et d'évaluer les effets de la gestion agricole actuelle à l'échelle du champs (salinisation – sodification) et à l'aval du système agricole (lixiviation des sels et nitrates).

Un ensemble de quatre (04) campagnes hydrochimiques a été effectué pendant la période 2007/2009 (échelonné de Mars 2007 à Mars 2009) sur un total de 38 points d'eau. Les points analysés sont inventoriés sur la carte (Figure 17).





**Figure 17.** Carte d'inventaire des points analysés

Les méthodes analytiques utilisées sont :

-méthode colorimétrique pour les éléments ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ).

-méthode de spectrophotométrie d'absorption atomique : ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Na}^+$ ). Les prélèvements ont été effectués durant trois années à raison de cinq campagnes par an (mars, avril, mai juin et juillet). On signale que les analyses ont été effectuées aux laboratoires de l'Agence Nationale des Ressource Hydriques (ANRH).

#### IV.1.3. Echantillons d'eau et d'azote mesurées à l'exutoire du bassin

Les débits ont été mesurés toutes les heures au niveau de la station de jaugeage située à l'exutoire bassin versant. Des échantillons d'eau (0.25 L en volume) ont été prélevés quotidiennement avec l'échantillonneur automatique d'eau installé dans la station de jaugeage. Les concentrations en nitrate dans ces eaux, exprimées en azote nitrique ( $\text{N-NO}_3^-$ ), ont été analysées par colorimétrie avec un analyseur de flux continu (AA3, Bran + Luebbe, Norderstedt, Allemagne). La charge de l'azote a été calculée quotidiennement à partir du volume de drainage et de sa concentration en  $\text{N-NO}_3^-$ , et les charges de l'azote mensuelles et annuelles ont été obtenues en additionnant les valeurs journalières correspondantes. Les précipitations ont été mesurées aux stations météorologiques automatiques situées dans les communes d'Ahmer El Ain et de Sidi Rached.

#### IV.1.4. Les enquêtes pour l'acquisition d'informations sur les pratiques agricoles

Des enquêtes ont été réalisées sur un ensemble des exploitations agricoles de la zone d'étude (identifiées à partir d'une carte topographique). Nos enquêtes ont ciblé les responsables des exploitations et des EAC. Elles ont été menées, avec la collaboration d'un technicien de la subdivision de Bourkika dans la wilaya de Tipaza durant la période 2007-2010, sur la base d'un questionnaire portant identification des exploitants et des structures des exploitations, recensement des problèmes spécifiques à l'irrigation, rotation des cultures, l'utilisation des engrais, impact des engrais sur les rendements et sur la qualité des eaux souterraines.

#### IV.2. L'acquisition des données

Les paramètres utilisés par la méthode DRASTIC ont été extraits des documents disponibles soit à l'ANRH (Agence Nationale des Ressources Hydrauliques) ou à la DHWT (Direction de l'hydraulique de Tipaza) (Tableau 14).

Les facteurs de pondération (notes et poids) des sept paramètres ont été déterminés en fonction des propriétés hydrogéologiques de la zone d'étude. Une base de données a été créée et enregistrée en tant que couches de données avec un système de coordonnées commun.

Les paramètres qualitatifs tels que D, R et C ont été interpolés par la méthode de krigeage afin de déduire les valeurs aux emplacements non échantillonnés, la géostatistique a été faite à l'aide du logiciel ArcGIS 10.2.2. L'ensemble de données a été formé à partir de ceux-ci pour produire des cartes thématiques, y compris la carte de vulnérabilité globale de la zone d'étude.

**Tableau 14.** Type et source des données utilisées dans la présente étude.

Paramètres	Source d'information	Résumé du processus suivi	Unités
Epaisseur de la zone non saturée (D)	Profils de puits rapportés par l'équipe Qualiwater et ANRH montrant les niveaux statiques et dynamiques de la nappe phréatique dans les bassins versants.	Les niveaux statiques ont été interpolés en utilisant Arcgis 10.2.2 pour la zone du bassin versant	Profondeur en mètres
Nette Recharge (R)	Les données pluviométriques (ANRH) ; Carte géologique, étude hydro-géologique (Achi et al., 1973) et étude du développement hydro-agricole de la plaine de la Mitidja (Mac Donald, 1992).	La recharge nette a été estimée en fonction des précipitations.	mm/an
Lithologie de l'aquifère (A)	Carte géologique et Coupes lithologiques des forages (DRC et DHW).	La roche qui sert d'aquifère, de pores ou de fractures liées à la vulnérabilité à la pollution.	Lithologie
Sol (S)	Etude pédologique de la plaine de la Mitidja (Ecrement et Seghir, 1971).	Les sous-groupes de taxonomie des sols étaient liés à la texture et traduits en évaluations de vulnérabilité.	Texture
Topographie (T)	Cartes topographiques de Tipaza N°40 et de Marengo (Hadjout) N°62 au 1/50 000. MNT de la zone d'étude	Les lignes de contour ont été traitées dans un modèle numérique d'élévation. En utilisant ArcGis 10.2.2, la pente a été calculée et traduite en notes de vulnérabilité.	Pente (%)
Impact de la zone vadose (I)	Profils des forages fournis par l'ANRH et la carte géologique de la Mitidja.	Lecture de profils de l'ANRH et confirmation avec carte géologique.	Lithologie
Conductivité Hydraulique (C)	Etudes géophysique (CGG, 1967) et hydrogéologie déjà citées.	les valeurs de la conductivité hydraulique ont été interpolées en utilisant Arcgis 10.2.2 pour la zone du bassin versant	m/j

### IV.3. Système d'Information Géographique SIG

#### IV.3.1. Définition et structure des SIG

Le SIG est un système de bases de données conçu pour saisir, stocker, manipuler, analyser et afficher les données à référence spatiale en vue de résoudre des problèmes complexes de gestion et de planification. D'une manière simple, les SIG sont des systèmes informatiques de traitement d'informations localisées. Le SIG est généralement présenté comme un outil d'aide à la décision. En effet, grâce au croisement des données spatiales et alphanumériques, le SIG permet par l'intermédiaire d'une analyse spatiale de produire les informations nécessaires en vue de prévention, d'intervention ou d'optimisation. L'information disponible est alors valorisée car son organisation autorisera une consultation poussée, permettant la réalisation de produits à valeur ajoutée (Marmonier, 2002). Par exemple, le SIG

peut servir à repérer les zones sensibles aux crues, à identifier les secteurs à risques industriels, à localiser les quartiers manquant d'infrastructures ou encore d'améliorer les réseaux de transport, etc. En bref, les SIG peuvent être employés dans de nombreux domaines tels que la recherche, l'environnement, l'aménagement, l'économie ou le social.

Les SIG sont généralement constitués de deux séries d'éléments fonctionnant en relation étroite (Steinberg, 2000). D'un côté, ils sont composés d'un système de gestion de base de données (SGBD) qui gère la description des attributs et de l'autre une base de données géographiques qui permet de localiser les objets reliés au SGBD (figure 17).

Le SGBD (figure 19) assure le stockage et la description des données de toute sorte, puis effectue la recherche, l'extraction et la présentation des informations nécessaires aux traitements demandés (Marmonier, 2002). Le SGBD contient différentes tables attributaires contenant les attributs descriptifs et est relié à la base graphique pour permettre une représentation de la nature des objets ou une visualisation des traitements statistiques.

Dans la base de données géographique (figure 17), les données peuvent être représentées sous forme vectorielle (point, ligne, polygone) ou sous forme raster (pixels). Le mode vecteur tente de représenter un objet de manière aussi exacte que possible. Pour éviter toute erreur lors du croisement des couches, ce mode de représentation implique que les objets soient correctement construits ; par exemple, un polygone ne doit pas rester ouvert ou chevaucher un autre sur la même couche.

En mode raster, le secteur géographique est découpé selon une grille régulière (matrice), chaque élément de la grille constitue le pixel élémentaire dont la valeur est représentative du secteur géographique couvert par la cellule (Gourmelon, 2003).

Le géoréférencement de la base graphique (géographique) dans une projection (longitude, latitude par exemple) permet de localiser précisément et spatialement en x et y les objets graphiques et les attributs du SGBD.

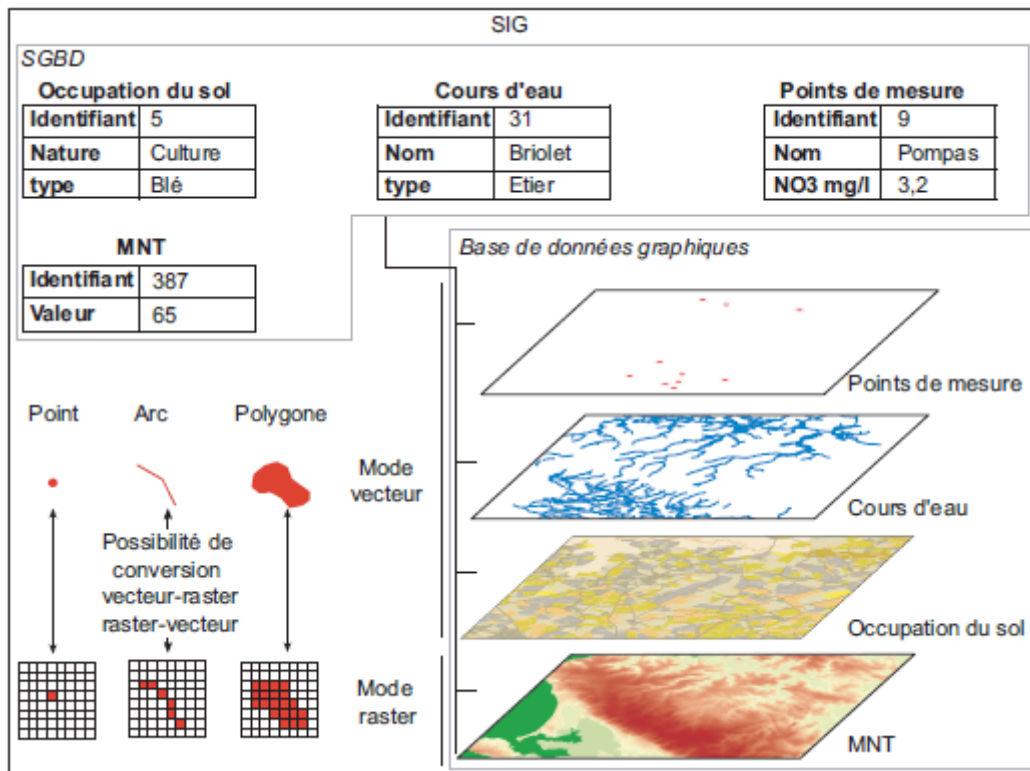


Figure 18. Structure partielle d'un SIG (adapté de Lemay, 2004).

### IV.3.2. Mise en place et fonctions des SIG

La mise en place d'un SIG s'effectue en différentes étapes (figure 19) :

**La première étape** consiste à faire une étude de faisabilité (Pornon, 1995). Il faut effectuer une analyse de l'existant, définir les attentes des futurs utilisateurs afin de dimensionner le SIG.

**La deuxième étape** est l'acquisition des données ou de collecte (Pornon, 1995). C'est la phase de constitution de documents primaires, tableaux de données, cartes thématiques ou enquêtes de terrain. Sans nul doute, c'est la phase la plus longue. Il est parfois difficile de rassembler l'information et ceci freine de manière générale son utilisation et parfois gêne l'obtention de résultats utilisant des éléments d'information disséminés auprès de plusieurs possesseurs (Marmonier, 2002). D'ailleurs la plupart du temps l'obtention des données nécessite la signature de convention d'utilisation et certains organismes ont beaucoup de difficulté à fournir leurs informations. Cette phase comprend également la numérisation des cartes afin qu'elles puissent être reliées au SGBD.

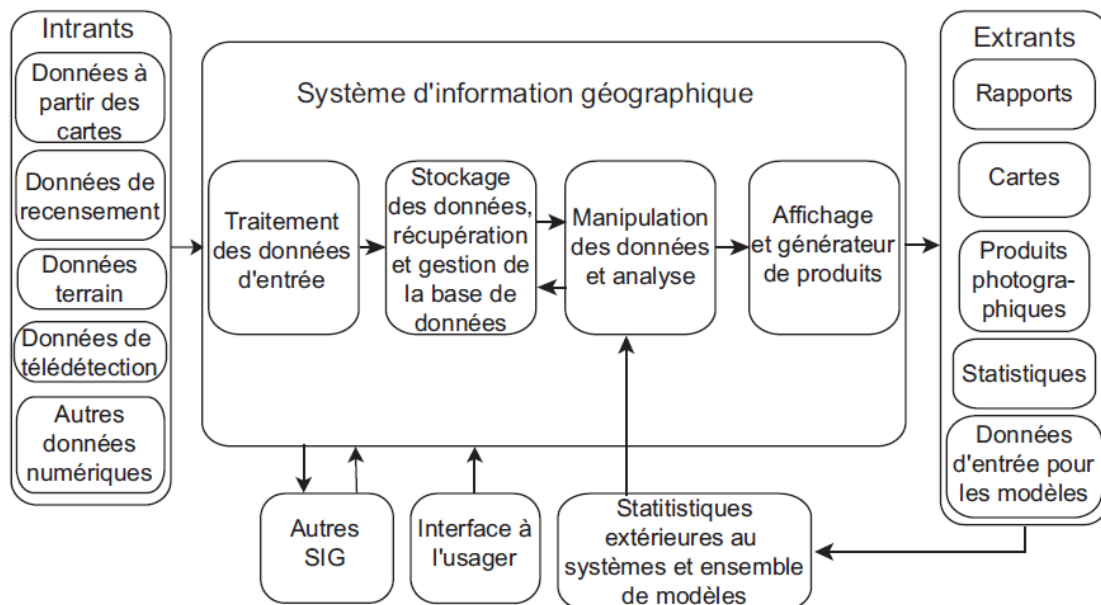
**La troisième étape** est la gestion et la mise en forme des données de manière cohérente. C'est la phase où les cartes graphiques sont reliées à la base de données et où est réalisé le Modèle

Conceptuel de Données (MCD). Le MCD se définit comme l'ensemble de règles de structuration ou de modélisation de l'information (Didier et Bouveyron, 1993).

**La quatrième étape** est la manipulation et l'analyse des données. La plupart des fonctions d'analyse spatiale donnent lieu à la création d'une nouvelle couche d'informations. Ces fonctions se caractérisent par la possibilité : de créer des zones tampons (zone de proximité ou buffer) ;

- d'effectuer des jointures spatiales ;
- de croiser des couches entre elles ;
- d'extraire suivant des critères géométriques ;
- de fusionner des couches en fonction d'attributs ;
- de fusionner des couches entre elles.

**Enfin, la cinquième étape** est la production cartographique de documents représentant la synthèse de l'analyse spatiale et la constitution de données d'entrée pouvant être utilisable par un modèle. Les documents finaux sont le plus souvent des cartes, mais cela peut aussi être des tableaux et des graphiques de statistiques ainsi que des animations.



**Figure 19.** Composante d'un SIG (Laaribi, 2000)

### IV.3.3. Intérêt des SIG

De nombreuses organisations qui ont intégré l'usage d'un SIG ont constaté qu'un des principaux bénéfices obtenus, concerne la gestion de leurs propres ressources. Le SIG permet de lier entre elles toutes sortes d'informations par le biais de la géographie. Il offre une multitude d'avantages à savoir :

- Une rapidité de restitution des données et établissement des cartographies (gain de temps)
- Une capacité et fiabilité de stockage des informations
- Une Intégration et combinaison de données de sources différentes
- Une précision des processus cartographiques
- Une production rapide de cartes (bon rapport qualité /prix)
- Une analyse des relations spatiales (Intégration, requête spatiale, Combinaison et superposition de cartes).
- Un meilleur partage de l'information et une meilleure communication entre les différents services.
- Une compréhension des phénomènes, prévoir les risques (simulations),
- Facilité de mise à jour (Outils de suivi)
- Associer un plus grand nombre de partenaires aux choix d'aménagement....etc.

#### IV.4. Technique géostatistique

##### IV.4.1. Construction d'un Variogramme

La géostatistique a été définie par Matheron (Matheron, 1970) comme « l'application de méthodes probabilistes à variables régionalisées », indiquant que n'importe quelle variable dans une zone a deux propriétés aléatoires et spatiales (Journel et Huijbregts, 1978). Cette technique a été développée pour créer des modèles mathématiques pour une structure de corrélation spatiale (Matheron, 1970, Journel et al., 1978, Isaaks et Srivastava, 1989) avec un variogramme qui quantifie la variabilité spatiale des variables aléatoires entre deux points (Antunes et Albuquerque, 2013). Le semi-variogramme empirique,  $\gamma(h)$ , est calculé comme la moitié de la différence quadratique moyenne entre les points de données séparés par le vecteur de distance  $h$  :

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [z(x_i + h) - z(x_i)]^2 \quad (5)$$

où  $n(h)$  est le nombre total de paires de variables séparées par cette distance ; et  $z(x)$  est la valeur de la variable.

Le variogramme expérimental est monté dans un modèle théorique, qui comprend onze fonctions différentes : circulaire, sphérique, tétra sphérique, pentasphérique, exponentielle, gaussienne, rationnelle quadratique, l'effet de trou, K-Bessel, J-Bessel et stable. L'estimation de validation croisée est appliquée en tant que procédé de qualité d'ajustement pour la sélection du meilleur modèle de variogramme. Pour la prédiction exacte, l'erreur moyenne

(ME) et l'erreur quadratique moyenne réduite par krigeage (KRMSE) sont calculées comme suit :

$$ME = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Z_{0,i} - Z_{p,i}) \cong 0 \quad (6)$$

$$KRMSE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left[ \frac{(Z_{0,i} - Z_{p,i})^2}{S^2} \right] \cong 1 \quad (7)$$

où  $Z_{0,i}$  est la valeur observée à l'emplacement  $i$ ;  $Z_{p,i}$  est la valeur prédite à l'emplacement  $i$ ; et  $N$  est le nombre d'observations;  $S$  est l'écart-type de la valeur observée. Le seuil correspondant ( $C0 + C$ ), la pépité ( $C0$ ) et les valeurs de distance du modèle théorique le mieux adapté sont observés. Le rapport pépité-seuil est utilisé dans la classification de la dépendance spatiale des paramètres de qualité des eaux souterraines (Uyan et Cay ; 2010).

Le variogramme peut être calculé dans différentes directions pour détecter toute anisotropie de la variabilité spatiale. Un modèle anisotrope comprend généralement une anisotropie géométrique et une anisotropie zonale (Deutsch et Journel ; 1998).

#### IV.4.2. Le krigeage

##### IV.4.2.1. Krigeage ordinaire (KO)

Le krigeage ordinaire est la méthode la plus générale et la plus couramment utilisée. Il s'agit également de la méthode par défaut. Elle part du principe que la moyenne constante est inconnue. Il s'agit là d'une hypothèse a priori valide, à moins qu'une raison scientifique aille à l'encontre de cette dernière. La forme la plus simple de cette technique est celle du krigeage linéaire.

La modélisation de la fonction d'intérêt  $z(s)$  de cette technique est :

$$Z(s) = \mu + \delta(s), \quad \forall s \in D \quad (8)$$

Ou :

$\mu$  est une constante inconnue

$\delta(s)$  est une fonction aléatoire SI-0 d'espérance nulle et de structure de dépendance connue.

On note :

$r$  : la matrice  $n_0 \times n_0$  dont l'élément  $(i, j)$  de  $\delta$  est  $\gamma (s_i, s_j)$

$\gamma_0$  : le vecteur  $n_0 \times 1$  dont l'élément  $i$  est  $\gamma(s_i, s_0)$

le modèle s'écrit alors :

$$Z^* = \mu_1(n_0+1) + \delta^* \text{ tel que } \left\{ \begin{array}{l} m = \text{constante inconnue} \\ E(\delta^*) = 0 \\ r \text{ et } \gamma_0 \text{ connus} \end{array} \right\} \quad (9)$$



#### IV.4.2.2. Krigeage d'indicatrice (KI)

Le krigeage d'indicatrices, suggéré par Journel (1983), il permet d'estimer la probabilité que la fonction aléatoire dépasse un certain seuil, et ce pour plusieurs seuils prédéterminés. Il est appliqué en tant que procédé géostatistique non paramétrique pour approcher la fonction de répartition conditionnelle de distribution en un point non échantillonnée sur la base de la structure de corrélation de points de données indicatrices transformée (Journel , 1983). L'analyse spatiale par ce type de krigeage se fait non pas sur la variable elle-même mais sur la transformée de cette variable par codage binaire dite fonction indicatrice prenant la valeur 0 et 1 selon des seuils choisis de la variable (Walter, 1993). La procédure de mise en œuvre du krigeage d'indicatrices se fait suivant quatre étapes. Elles supposent une stationnarité stricte de la propriété étudiée (CRES SIE, 1991) :

**1. Le choix des différentes valeurs-seuil** : le choix des seuils conditionne l'ensemble des estimations pouvant être faites par la suite et dépend des objectifs poursuivis. Si le but réside dans l'estimation des valeurs d'une propriété, les différentes valeurs-seuils doivent correspondre aux caractéristiques majeures de l'histogramme de la propriété.

**2. Calcul du variogramme** : la seconde étape réside dans le calcul du variogramme des fonctions indicatrices définies par le choix des valeurs-seuil. Le variogramme de cette fonction s'écrit :

$$\gamma(h, Z_c) = \frac{1}{2} E\{[I(x, Z_c) - I(x + h, Z_c)]^2\} \quad (10)$$

$$\gamma(h, Z_c) = P(Z(x) \leq Z_c) - P(Z(x) \leq Z_c \text{ et } Z(x + h) \leq Z_c) \quad (11)$$

Où :  $h$  est la distance géographique séparant les points,  
 $Z_c$  est la valeur seuil retenue.

Ce variogramme peut être estimé à partir des observations par :

$$\gamma^*(h, Z_c) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [I(x_i, Z_c) - I(x_i + h \pm \Delta h, Z_c)]^2 \quad (12)$$

Où  $n(h)$  est le nombre de couples d'observations distants de  $h \pm \Delta h$ .

**3. L'estimation dans l'espace de la fonction indicatrice I** : pour chacune des valeurs seuil retenues, se fait en ajustant un modèle sur le variogramme empirique défini par l'équation (12) et en employant ce modèle dans une procédure de krigeage linéaire. En un point  $x_a$ , on estime donc la valeur de l'indicatrice  $I^*(z_a, z_c)$  suivant:

$$I * (X_0, Z_c) = \sum_{i=1}^n \lambda_i I(X_i, Z_c) \quad (13)$$

Où : n est le nombre de points expérimentaux pris en compte dans l'estimation,  $\lambda_i$  est le poids affecté au point expérimental  $X_i$ .

Ainsi, du fait de la définition de la fonction indicatrice, on calcule par (13) une valeur comprise en théorie entre 0 et 1 qui est une estimation en un point donné de la probabilité que la valeur de Z soit inférieure ou égale à la valeur seuil  $Z_c$  choisie. Si on fait varier les valeurs-seuil entre les classes minimales et maximales, on estime ainsi en tout point la fonction de la répartition de la variable Z étudiée ;

**4. La dernière étape** consiste à estimer la valeur  $Z(x_0)$  de la propriété Z en un point quelconque  $x_i$  connaissant sa fonction de densité. Cela peut se faire par le calcul de l'espérance mathématique de la valeur de la propriété en suivant la procédure suivante :

- La différence entre les estimations des fonctions indicatrices pour deux valeurs seuil consécutives permet de calculer la probabilité correspondant en tout point. Ces points étant la réalisation d'une variable aléatoire discrète notée X, comme les seuils ont été calculés aux valeurs supérieures, le calcul se fait alors :

$$\text{Probabilité (X=c)} = \text{Probabilité (X} \geq Z_c) - \text{Probabilité (X} \geq Z_{c+1}) \quad (14)$$

Où :  $Z_c$  et  $Z_{c+1}$  : sont les valeurs seuil consécutives

- En combinant les valeurs seuils correspondants aux différentes classes, on obtient une version discrétisée de la fonction de répartition qui représente l'espérance mathématique du rang du seuil de la variable au point échantillonné. L'espérance mathématique est calculée comme suit :

$$E(Z) = Z_c + 2Z_{c+1} + 3Z_{c+2} + 4Z_{c+3} + 5Z_{c+4} + \dots \quad (15)$$

#### IV.4.3. Méthode d'interpolation déterministe (IDW)

La méthode de l'inverse des distances prend en compte un plus grand nombre de données, en affectant une pondération plus élevée aux valeurs proches qu'aux valeurs éloignées. Cette méthode présente en théorie plusieurs points faibles, car les valeurs interpolées sont toujours comprises entre la valeur minimale et la valeur maximale, et elle ne tient compte que de la distance entre les sites d'observation et le point à estimer, et non de la configuration géométrique des sites d'observation entre eux. Cela implique que la représentativité de l'interpolation est directement corrélée à la densité du réseau.

#### IV.4.4. Interpolation triangulaire (TIN)

L'interpolation TIN est un outil populaire en SIG. Un algorithme TIN commun est appelé **Triangulation de Delaunay**. Il tente de créer une surface de triangles formés par des points voisins les plus proches. Pour faire ceci, les cercles circonscrits autour des points d'échantillon sélectionnés sont créés et leurs intersections sont connectées à un réseau de triangles non-superposés et aussi compacts que possible. Ce type d'interpolation a été appliqué, dans ce présent travail, pour établir la carte des pentes.

#### IV.5. Cartographie

La cartographie est l'aboutissement final de la géostatistique. Elle est en général une forme de représentation très utilisée et très commode pour présenter les différents résultats des diverses méthodes d'évaluation. La représentation des degrés de vulnérabilité en classes (fourchettes de valeurs) permet une visualisation rapide du risque concernant une zone donnée, et la comparaison aisée du risque de différentes zones. En général, on procède à l'estimation de la propriété étudiée aux nœuds d'une fine grille carrée couvrant le domaine d'étude. Les résultats obtenus sont alors visualisés :

- Soit en traçant des courbes d'iso valeurs entre les points de la grille ;
- Soit en construisant un bloc-diagramme ;
- Soit en construisant une carte maillée en niveaux gris ou en couleur.

En plus de la carte d'estimation de la propriété, on peut représenter la carte de la variance d'estimation pour visualiser les secteurs où les estimations sont précises de ceux où elles le sont moins (Walter, 1990 ; Aubry, 2000 ; Douaoui, 2005).

#### IV.6. Evaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines

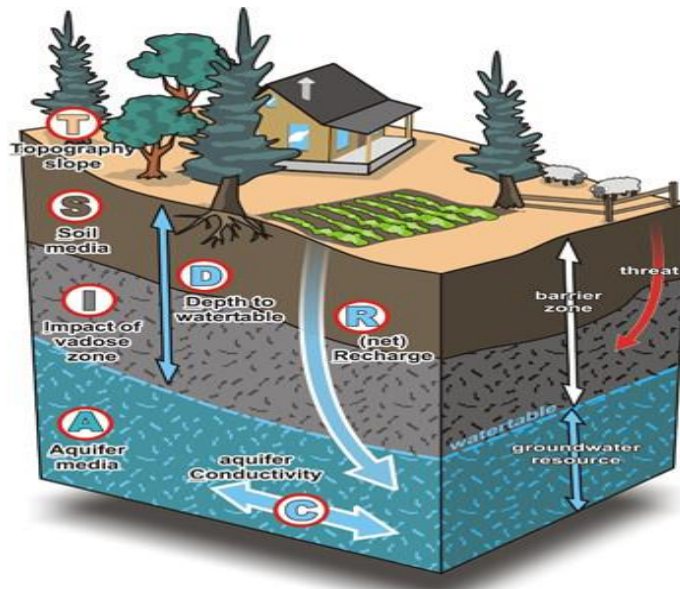
Parmi les différents modèles d'évaluation présentés au chapitre II de la 1<sup>ère</sup> partie, il apparaît que les types de méthodes pouvant répondre aux préoccupations et aux objectifs visés pour notre problématique sont ceux des modèles à indices avec pondération DRASTIC (intrinsèque et spécifique).

##### IV.6.1. Le modèle DRASTIC

###### IV.6.1.1. Description du modèle DRASTIC

Le modèle DRASTIC est un modèle de superposition et d'indexation qui a été développé par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (Aller et al. 1987) comme modèle pour évaluer le potentiel de la pollution des eaux souterraines. Ce modèle permet l'établissement de

cartes de vulnérabilité qui constituent la synthèse des connaissances lithologiques, pédologiques et hydrogéologiques d'une région. L'acronyme DRASTIC correspond aux initiales des sept paramètres hydrogéologiques : profondeur de l'eau, la recharge net, les médias de l'aquifère, les supports de sol, la topographie, l'impact des milieux de zone vadose, et la conductivité hydraulique de l'aquifère. La figure 20 montre le diagramme schématique des paramètres du modèle DRASTIC.



**Figure 20.** Définition des paramètres du modèle DRASTIC (Source : [www.frakturmedia.net](http://www.frakturmedia.net))

Chaque paramètre est assigné d'un poids de 1 à 5 et d'une note allant de 1 à 10 qui définit le degré de vulnérabilité (tableau 15 et 16) :

1. une note de 1 correspond aux conditions de moindre vulnérabilité alors qu'une note de 10 reflète les conditions les plus propices à la contamination (Tableau 15).
2. un paramètre assigné par un poids de 5 correspond à un paramètre prépondérant alors qu'un paramètre assigné par un poids de 1 correspond à un paramètre ayant moins d'impact (Tableau 16).

On distingue deux types de modèles DRASTIC : DRASTIC classique (MDC) et DRASTIC pesticide (MDP) :

1. Le premier ne prend en compte que l'environnement physique naturel (vulnérabilité intrinsèque) ;
2. Le second introduit dans sa définition les caractéristiques des contaminants et leurs relations avec les diverses composantes de la vulnérabilité intrinsèque (vulnérabilité spécifique).

Le modèle DRASTIC pesticides utilise les mêmes paramètres, mais un schéma de pondération différent afin de souligner l'importance des activités agricoles (Aller et al. 1987). Les poids des paramètres MDC et MDP sont présentés au tableau 16.

**Tableau 15.** Notation des paramètres du modèle DRASTIC (Aller.1987).

<b>D</b> Distance de la nappe		<b>R</b> Recharge nette	
Classes (m)	Notation	Classes (cm)	Notation
0 - 2	10	0 - 5	1
2 - 4	9	5 - 10	3
4 - 6	8	10 - 15	6
6 - 8	7	15 - 25	8
8 - 11	6	>25	9
11 - 14	5		
14 - 18	4		
18 - 25	3		
25 - 33	2		
>33	1		
<b>A</b> Nature de la zone saturée		<b>S</b> Nature de sol	
Calcaire Karstique	10	Mince ou absent	10
Sable et gravier	9	sables	9
Grès massif	6	Limons sableux	6
Grès massif calcaire	6	Limons	4
Métamorphique altéré	4	Limons silteux	3
Métamorphique	3	Argiles	1
Schiste massive	2		
<b>T</b> Topographie (pente %)		<b>I</b> Impact de la zone vadose	
Classes (%)	Notation	Calcaire karstique	10
0 - 2	10	Sable et gravier	9
2 - 6	9	Sable et gravier avec silt et argile	8
6 - 8		Grés	6
8 - 10		Calcaire	6
10 - 12	5	schiste	3
12 - 18	3	Argile limoneuse	1
>18	1		
<b>C</b> Conductivité hydraulique			
Classes (m/s)	Notation		
$> 9.4 \times 10^{-4}$	10		
$4.7 \times 10^{-4} - 9.4 \times 10^{-4}$	8		
$32.9 \times 10^{-5} - 4.7 \times 10^{-5}$	6		
$14.7 \times 10^{-5} - 32.9 \times 10^{-5}$	4		
$4.7 \times 10^{-5} - 14.7 \times 10^{-5}$	2		
$4.7 \times 10^{-7} - 4.7 \times 10^{-5}$	1		

**Tableau 16.** Les poids des paramètres DRASTIC (Aller et al. 1987)

Paramètres	Poids des paramètres	
	DRASTIC classique (intrinsèque) MDC	DRASTIC pesticide (spécifique) MDP
D : Profondeur de la nappe	5	5
R : Recharge nette	4	4
A : Milieu aquifère	3	3
S : Type de sol	2	5
T : Topographie (pente)	1	3
I : Impact de la zone vadose	5	4
C : Conductivité hydraulique	3	2

La distinction entre ces deux types de vulnérabilités a été introduite par le comité de technique du « National Research Council (US) » pour l'évaluation des eaux souterraines en 1993. Cette classification a été approuvée, ensuite par Vrba et Zaporozec en 1994.

Enfin, des indices DRASTIC (ID) sont calculés en faisant la somme pondérée des poids par les côtes des sept paramètres pour chaque région hydrologiques comme suit :

$$ID = Dw.Dr + Rw.Rr + Aw.Ar + Sw.Sr + Tw.Tr + Iw.Ir + Cw.Cr \quad (16)$$

Où ID est l'indice DRASTIC ; D, R, A, S, T, I et C sont les sept paramètres du modèle DRASTIC ; w est le poids des paramètres ; r est la note attribuée aux paramètres.

L'indice de vulnérabilité est un indice et mesure relative adimensionnelle de la sensibilité à la pollution ; régions ayant une valeur d'indice DRASTIC plus élevé sont plus vulnérables que celles qui ont un indice inférieur. La gamme d'indice peut être de 23 à plus de 226 (Tableau 17). Son appréciation n'est possible que par l'analyse comparative entre différents sites ou unités hydrologiques.

A cet effet, un système de représentation a été développé permettant aux utilisateurs une visualisation immédiate du degré de vulnérabilité.

**Tableau 17.** Les classes de vulnérabilité selon le modèle DRASTIC

Indice de vulnérabilité (ID)	23-84	84-114	114-145	145-175	175-226
Appréciation	Très faible	faible	moyenne	élevée	Très élevée

#### IV.6.1.2. Description des paramètres du modèle DRASTIC

##### A. Profondeur à la nappe (D)

Le paramètre profondeur à la nappe représente la distance verticale traversée par un contaminant depuis la surface du sol jusqu'à la nappe. Il est déterminé par la différence d'altitude entre la courbe de niveau (MNT) et la courbe isopièze (niveau d'eau). La profondeur du plan d'eau est un paramètre important, elle détermine l'épaisseur des matériaux à travers lesquels un contaminant peut circuler avant d'atteindre le plan d'eau. D'après Vrba et Zaporozec (1994), les

principaux facteurs influençant l'atténuation des contaminants dans la zone saturée sont le type de matériel, la perméabilité verticale et l'épaisseur de la zone vadose. Ces deux derniers critères, bien qu'ils soient paramétrables, leurs effets sur les polluants s'avèrent difficilement prévisibles et quantifiables (Landreau, 1995).

### **B. Recharge nette (R)**

La recharge nette est le paramètre le plus difficile à évaluer à cause de sa dépendance de plusieurs processus et facteurs tels que les précipitations, les caractéristiques du sol, la végétation, l'utilisation des terres et la topographie. Elle est le flux d'eau qui atteint la nappe phréatique, formant un ajout dans le réservoir des eaux souterraines pendant une période de temps spécifiée. Cette eau permet de transporter le polluant, de la surface du sol vers la zone saturée en traversant la zone non saturée.

La quantité et la qualité de recharge affecte de manière significative les processus physiques et chimiques dans le système sol-roche souterraines (Vrba et Zaporozec, 1994). Elle peut être évaluée sur la base de mesures sur le terrain, dérivée de l'équation du bilan hydrologique, ou estimée à l'aide de photographies aériennes ou d'images satellites.

### **C. Nature de la zone saturée (A)**

Aller (1987) a défini l'aquifère comme une formation rocheuse dont le rendement en quantité suffisante d'eau pour utilisation. Aquifère médias désigne les roches consolidés et non consolidés (tels que le sable, le gravier ou calcaire) qui sert d'aquifère. Ce paramètre est essentiel pour contrôler la direction du trajet, la longueur du trajet et le déplacement des contaminants. La carte du paramètre aquifère médias (A) pourrait être préparée en utilisant des informations géologiques.

### **D. Type de sol (S)**

Le sol a un impact considérable sur la quantité et la qualité de l'eau susceptible de s'infiltrer pour atteindre la nappe et par conséquent sur la migration verticale des polluants à travers la zone non saturée (Sener et al., 2009). Cela est dû à sa capacité de traitement des polluants avant leur passage vers la zone non saturée, ce qui engendre une série de réactions réalisées par des micro-organismes. Le sol influence ainsi, le temps de migration des contaminants vers la nappe (Al Hallaq et Elaish, 2011). Les différentes données relatives au paramètre sol sont généralement disponibles auprès de divers organismes. On peut les obtenir par des mesures sur le terrain, à partir des études et documents publiés, des photographies aériennes et des images satellites.

**E. Topographie (T- pente%)**

Le terme de topographie fait référence à la pente et à sa variation sur la surface du sol. Ce paramètre traduit l'aptitude au ruissellement et à l'infiltration des eaux superficielles vers la nappe et reflète donc la capacité de ces eaux à introduire des agents polluants vers la nappe..

**F. Nature de la zone non saturée ou zone vadose (I)**

La zone vadose est une zone insaturée située entre la surface du sol et la nappe phréatique (Kabera et Zhaohui, 2008). Elle est composée d'une zone d'évapotranspiration, d'une zone de transition et la frange capillaire. La nature de cette zone constitue un paramètre important dans l'estimation de la vulnérabilité, car elle influe sur des processus de biodégradation, de filtration, de volatilisation, de dispersion et d'atténuation du polluant. Son impact est déterminé à partir de la lithologie des terrains qui la constituent.

**G. Conductivité hydraulique (C)**

La conductivité hydraulique est l'aptitude d'un aquifère à permettre le mouvement de l'eau, sous l'effet d'un gradient hydraulique donné dont la direction diffère généralement de celle de l'écoulement. Elle s'exprime par le flux qui traverse une unité de section orthogonale à la direction de l'écoulement de la nappe sous l'effet d'une unité de gradient hydraulique. (Tableau 10).

**IV.6.2. Etablissement de la carte de vulnérabilité (Aller et al., 1987)**

L'établissement d'une carte de vulnérabilité selon la méthode DRASTIC se réalise selon les étapes suivantes :

1. Construction d'une base de données de la zone d'étude à partir des cartes (pédologique, géologique, hydrogéologique, MNT...), des études (d'aménagement..), document publiés (article, thèses....), essais de pompages, piézométrie...etc.
2. Attribution d'une note à chaque paramètre ;
3. Construction d'une carte thématique pour chaque paramètre ;
4. Délimitation des classes pour chaque paramètre en fonction des intervalles établies par le système de cotation
5. Superposition de sept cartes thématiques relatives aux sept paramètres DRASTIC sous le Système d'information géographique et calcul de l'indice de vulnérabilité.
6. Définition des classes de vulnérabilité selon le système de représentation.



### IV.6.3. Techniques de pondération

Dans cette étude, les poids des méthodes DRASTIC classique et DRASTIC pesticide (MDC et MDP) sont optimisés par deux techniques d'ajustement de la pondération de la vulnérabilité, à savoir : (i) analyse de sensibilité (SPSA) et (ii) analyses de procédé hiérarchique (AHP).

#### IV.6.3.1. Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité fournit des informations utiles sur l'influence des valeurs de notation et de pondération attribuées à chaque paramètre et aide l'analyste à juger de l'importance des éléments subjectifs (Gogu et Dassargues 2000). Il existe deux types d'analyse de sensibilité qui peuvent être effectuées : « the map removal sensitivity analysis » introduite par Lodwik et al. (1990). Et «the single parametre sensitivity analysis» introduite par Napolitano et Fabbri (1996).

**Le 1<sup>er</sup> test** (map removal sensitivity analysis) permet d'identifier la sensibilité de la carte de vulnérabilité, en supprimant un ou plusieurs calques de la carte, il est calculé par l'équation suivante :

$$S = \left( \frac{\left| \frac{V}{N} - \frac{V'}{n} \right|}{V} \right) * 100 \quad (17)$$

Avec :

$S$  est la sensibilité mesurée exprimée en termes d'indice de variation.

$V$  est l'indice de vulnérabilité DRASTIC non perturbé

$V'$  est l'indice de vulnérabilité perturbé

$N$  et  $n$  est le nombre de calques utilisés dans le calcul des indices.

**Le second test** (single parameter sensitivity analysis) est utilisé pour évaluer l'impact des sept paramètres sur l'indice de vulnérabilité. Il est basé sur la comparaison entre les poids théoriques attribués aux paramètres DRASTIC avec les poids effectifs. Il fournit des informations utiles sur l'influence des valeurs de classement et de pondération attribuées à chaque variable et aide l'analyste à juger de l'importance des éléments subjectifs (Gogu, Hallet et Dassargues, 2003 ; Huanet al. 2012). Les poids effectifs sont calculés par l'équation suivante :

$$W_i = \left( \frac{P_{i_w} \cdot P_{i_r}}{ID_i} \right) \cdot 100 \quad (18)$$

$W_i$  : est le poids effectif du paramètre (i) (%).

$P_{i_w}$  et  $iP_r$  sont les poids et la valeur de l'intervalle (note) attribués au paramètre (i).

$IDi$  est l'indice de vulnérabilité DRASTIC relatif au paramètre (i).

Ensuite le poids effectif moyen de chaque paramètre est calculé comme suit :

$$Wi_{moy} = \frac{1}{p} \sum_1^p (Wi) \quad (19)$$

Avec :

$Wi$  : poids effectif du paramètre (i) calculé précédemment par l'équation 18.

p : est le nombre de point d'eau.

$Wi_{moy}$  : est le poids effectif final du paramètre (i).

Dans cette étude, l'analyse de sensibilité à un seul paramètre (SPSA) a été choisie pour évaluer l'impact de chaque paramètre DRASTIC sur l'indice de vulnérabilité en comparant leurs poids effectifs avec leurs poids théoriques.

#### IV.6.3.2. La méthode hiérarchique multicritères (AHP)

Le processus de hiérarchie analytique (AHP, Analytic Hierarchy Process) est l'une des méthodes de prise de décision multicritères développées à l'origine par le Prof. Thomas L. Saaty en 1980, elle a pour but la résolution des problèmes d'aide à la décision multicritères. AHP peut servir comme un outil puissant pour résoudre des problèmes complexes qui impliquent plusieurs objectifs interdépendants (Chuang 2001). Les poids des critères spécifiques sont établis en fonction de leur importance (Sener et al, 2009). En outre, l'AHP incorpore une technique utile pour vérifier la cohérence des évaluations du décideur, réduisant ainsi le biais dans le processus de prise de décision. Le processus de modélisation AHP comprend quatre étapes, à savoir :

**La première étape** : elle vise à décomposer un problème de décision en ses parties constituantes. Dans sa forme la plus simple, cette structure comprend un objectif ou une focalisation au niveau le plus élevé, des critères (et des sous-critères) aux niveaux intermédiaires, tandis que le niveau le plus bas contient les options ;

**La deuxième étape** : elle consiste à établir des priorités des critères par comparaison par paire, pour chaque paire de critères. L'évaluation de la «priorité» relative des critères est effectuée en assignant un poids entre 1 (importance égale) et 9 (importance extrême) selon l'échelle de comparaison de Saaty (1987) (Tableau18). Le chiffre 9 est attribué au critère le plus important, tandis que l'inverse de cette valeur (1/9) est attribué à l'autre critère de la paire.

Les pondérations sont ensuite normalisées et moyennées afin d'obtenir un poids moyen pour chaque critère.

**La troisième étape :** consiste à comparer par paire des options sur chaque critère (notation). Pour chaque appariement dans chaque critère, la meilleure option reçoit un score, encore une fois, sur une échelle entre 1 (tout aussi bien) et 9 (absolument meilleur), tandis que l'autre option dans l'appariement est affectée d'une note égale à la réciproque valeur. Ensuite, les notes sont normalisées et moyennées. La comparaison des éléments par paires nécessite qu'ils soient homogènes ou proches de l'attribut commun ; sinon, des erreurs significatives peuvent être introduites dans le processus de mesure ;

**Tableau18.** Échelle de comparaison binaire d'après Saaty (1987)

Echelle numérique ou intensité	Echelle Verbale ou Définition	Commentaire
1	Importance égale des deux éléments : Egalement important	Les deux éléments concurrents de la même manière à l'objectif
3	Un élément est un peu plus important que l'autre : Légèrement plus important	L'expérience et le jugement personnel favorisent légèrement un élément par rapport à l'autre
5	Un élément est plus important que l'autre : Fortement important	L'expérience et le jugement personnel favorisent vraiment un élément par rapport à l'autre
7	Un élément est beaucoup plus important que l'autre : Très fortement plus important	Un élément est largement dominant et cette dominance est démontrée dans la pratique
9	Un élément est absolument plus important que l'autre	La dominance d'un élément par rapport à un autre est démontré et absolue
2, 4, 6 et 8	Valeurs intermédiaires entre deux jugements	Utilisées pour affiner son jugement
Réciprocité	Si l'élément i se voit attribuer l'un des chiffres précédents lorsqu'il est comparé à l'élément j. j aura donc la valeur inverse lorsqu'on le compare à i.	

Source : Saaty 1984.

**La dernière étape :** dans une dernière étape, les scores d'option sont combinés avec les poids des critères pour produire un score global pour chaque option. La mesure dans laquelle les options satisfont aux critères est pondérée en fonction de l'importance relative des critères. Ceci est fait par simple sommation pondérée.

Saaty (1980) a proposé d'utiliser l'indice de cohérence (CI) et le rapport de cohérence (CR) pour vérifier la cohérence de la matrice de comparaison. CI et RI sont définis comme suit :

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (20)$$

Où RI est la valeur moyenne de CI obtenue à partir d'un ensemble de matrices de comparaison à paires réciproques positives dont les entrées ont été générées de manière aléatoire en utilisant l'échelle de 1 à 9. Où CI est donné par :

$$CI = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad (21)$$

Où :

CI : l'indice de cohérence.

$\lambda_{max}$ : Principal vecteur de la matrice ;

n : nombre d'éléments comparés.

Saaty considère qu'une valeur de CR inférieure à 0,10 indique que le décideur est suffisamment cohérent. Le tableau 19 donne les valeurs du RI moyen pour différentes valeurs de n.

**Tableau 19.** Indice de cohérence aléatoire (Saaty; 1987).

Nombre de critère	2	3	4	5	6	7	8	9	10
indice aléatoire (RI)	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49

Dans cette étude, la technique AHP a été utilisée pour calculer les poids de tous les paramètres utilisés dans les modèles DRASTIC classique (MDC) et DRASTIC pesticide (MDP), afin d'améliorer les poids initiaux des paramètres participant à l'évaluation de l'équation de vulnérabilité. Deux autres indices de vulnérabilité (IV) ont été calculés en utilisant de nouvelles valeurs de poids pour chacun des sept paramètres et deux nouvelles cartes de vulnérabilité ont été préparées en utilisant les modèles DRASTIC (MDC et MDP) et AHP avec les techniques SIG mentionnées précédemment. Pour cette étude, CR = 0,04 pour le modèle DRASTIC classique ; et 0,02 pour le modèle DRASTIC pesticide. Au stade final, les notations locales ont ensuite été multipliées par les poids des critères et agrégées pour déterminer les notations globales (Bhushan et Rai, 2004). L'indice de cohérence aléatoire a été déterminé à partir du tableau 15. Une fois la hiérarchie est établie, une comparaison de chaque élément de matrice à l'intérieur de chaque niveau est réalisée.

#### IV.6.4. Validation des cartes de vulnérabilité

Toute carte de vulnérabilité élaborée doit être testée et validée par des mesures et d'analyse de données chimiques des eaux souterraines (Isabel et al., 1990; Jourda et al., 2006 et Hamza et al., 2007). Toutefois, les valeurs minimales et maximales des différents indices de vulnérabilité calculée ne sont pas similaires ; par conséquent, la normalisation des données doit être faite (de 0% et 100%) selon l'équation suivante :

$$X_{norm} = \frac{X - X_{min}}{X_{max} - X_{min}} \times 100 \quad (22)$$

Ou,

$X_{norm}$ : valeur normalisée ;

$X_{min}$  : indice minimal de vulnérabilité ;

$X_{max}$  : indice maximal de vulnérabilité.

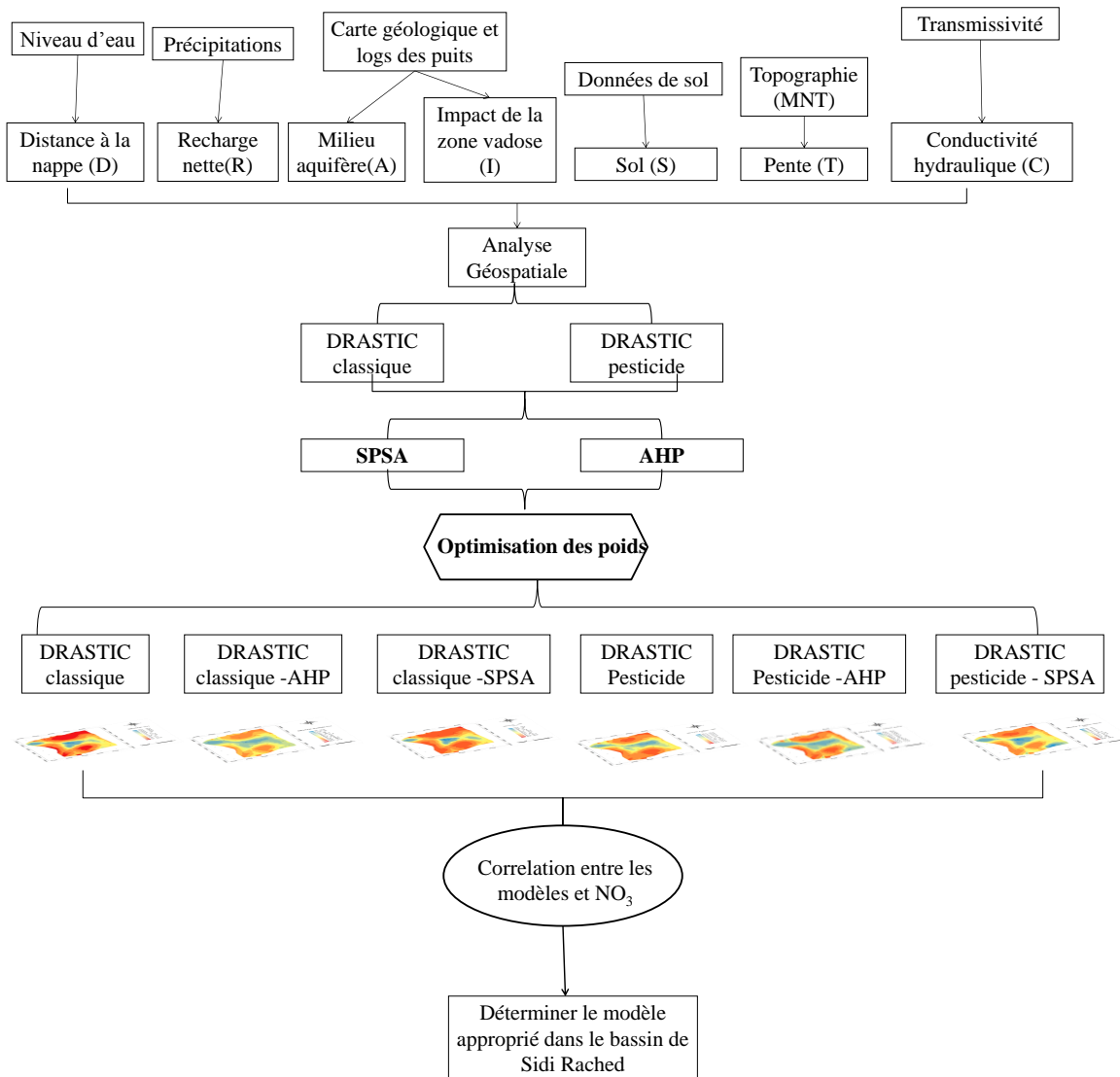
Les cartes de vulnérabilité intrinsèque (DRASTIC classique) et spécifique (DRASTIC pesticide) aux nitrates dans la zone de Sidi Rached ont été testés et validée par les valeurs des concentrations des nitrates observées dans les eaux de la nappe alluviale lors de la campagne d'échantillonnage effectuée en 2009 par une corrélation et comparaison de la répartition spatiale des nitrates dans ces eaux avec la distribution des classes de vulnérabilité.

#### IV.7. Méthodologie utilisée

Des ajustements ont été effectués sur les poids des sept paramètres par l'application de deux techniques d'ajustement : (i) processus hiérarchique d'analyse (AHP) et (ii) analyse de sensibilité à un seul paramètre (SPSA). Les poids modifiés calculés par ces deux techniques sont exprimés sur différentes échelles et pour cette raison tous les poids modifiés ont été harmonisés à un intervalle de 1 à 5 en fonction de l'importance relative des paramètres (l'intervalle DRASTIC original) afin qu'une comparaison correcte puisse être faite. Les indices de vulnérabilité de différents modèles ont été évalués et des cartes ont été établies.

Des comparaisons ont été faites entre les indices de vulnérabilité des deux modèles originaux (MDC et MDP) et les quatre modèles résultants des ajustements après les avoir normalisés de 0% à 100%. Une autre comparaison a été faite entre les poids estimés par les deux techniques (SPSA et AHP) par rapport aux valeurs originales de DRASTIC afin de déterminer le modèle de vulnérabilité le plus approprié pour la zone de Sidi Rached (ouest de la Mitidja). Les modèles DRASTIC classiques et DRASTIC pesticides (MDC et MDP) ont été testés. Des échantillons d'eau prélevés dans 38 forages ont été analysés pour la teneur en nitrate et les paramètres statistiques de base ont été calculés. Les coordonnées des emplacements d'échantillons ont été enregistrées par GPS (Garmin Trex Legend) puis exportées dans le logiciel ArcGis 10.2.2 (ESRI : Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, États-Unis) pour produire une carte du système. Les corrélations entre les concentrations en nitrates des échantillons d'eau souterraine et les différents indices ont été établies par le coefficient de corrélation de Pearson. La figure 21 illustre les étapes méthodologiques adoptées. Chaque échantillon d'eau a été géoréférencé et caractérisé en fonction de la faible variation de la pente, de l'utilisation des

terres, du taux d'épandage et des caractéristiques du sol. L'extension géostatistique «*spatiale analyste*» d'ArcGIS10.2.2 a été utilisée pour l'estimation d'interpolation dans cette étude.



**Figure 21.** Organigramme d'analyse de la vulnérabilité

SPSA : Analyse de sensibilité à un seul paramètre, AHP : processus de hiérarchie analytique

# CHAPITRE V

## ÉVALUATION DES NITRATES DANS L'AQUIFÈRE DE SIDI RACHED

## CHAPITRE V : Evaluation des nitrates dans l'aquifère de Sidi Rached

### V.1. Description sommaire des paramètres chimiques

La composition chimique des eaux souterraines dans l'aquifère de Sidi Rached est contrôlée par de nombreux facteurs, dont la structure géologique et la minéralogie des bassins versants et des aquifères, les processus géochimiques dans l'aquifère ainsi que les conditions climatiques (une température élevée provoque l'évaporation et les précipitations engendrent le lessivage et la dissolution des roches).

L'interaction de tous les facteurs conduit à divers faciès aquatiques. Afin de montrer la répartition spatiale des éléments chimiques, on a procédé à l'établissement de la cartographie hydrochimique par l'utilisation du logiciel **ArcGIS 10.2.2**. La cartographie hydrochimique a été illustrée par l'interpolation par l'inverse de la distance ou "Inverse Distance Weighting (IDW), en utilisant l'application « analyse géostatistique » d'ArcGis10.2.2.

Les paramètres statistiques moyens tels que l'écart minimum, maximum, moyen, et écart type mesurés dans les eaux souterraines de l'aquifère de Sidi Rached, pendant la période d'observation, sont présentés dans le tableau 20.

**Tableau 20.** Statistiques descriptives des variables hydrochimiques de l'aquifère de Sidi Rached (campagne 2008).

Éléments	Normes	Max	Min	Moyenne	Écart-type	CV (%)
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	250	636	206	327.1	60.5	18.5
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (mg/L)	250	346.5	52	134.3	61.2	45.6
Cl <sup>-</sup> (mg/L)	250	608	131	236.4	92.6	39.2
Ca <sup>+2</sup> (mg/L)	100	332	62	136.7	41.7	30.5
Mg <sup>+2</sup> (mg/L)	50	90.3	27	46.1	15	32.5
Na <sup>+</sup> (mg/L)	150	195	63	114.8	33.7	29.4
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	50	115	13.9	49.7	25.2	50.7
pH	6.5<pH<8.5	7.5	6.9	7.2	0.2	2.8
CE (μ.S.cm <sup>-1</sup> )	2500	2650	1020	1562.6	392.7	25.1

Cv : Coefficient de variation exprimé en %.

Afin que la moyenne soit réellement représentative de l'ensemble des données, il convient que les données ne présentent pas grand écart autour de sa valeur. Le coefficient de variation (CV), également appelé indice de dispersion relative, permet de calculer le pourcentage de variation dans un groupe par rapport à sa moyenne ; il est exprimé par le rapport de l'écart-type ( $\sigma$ ) à la moyenne (M) :

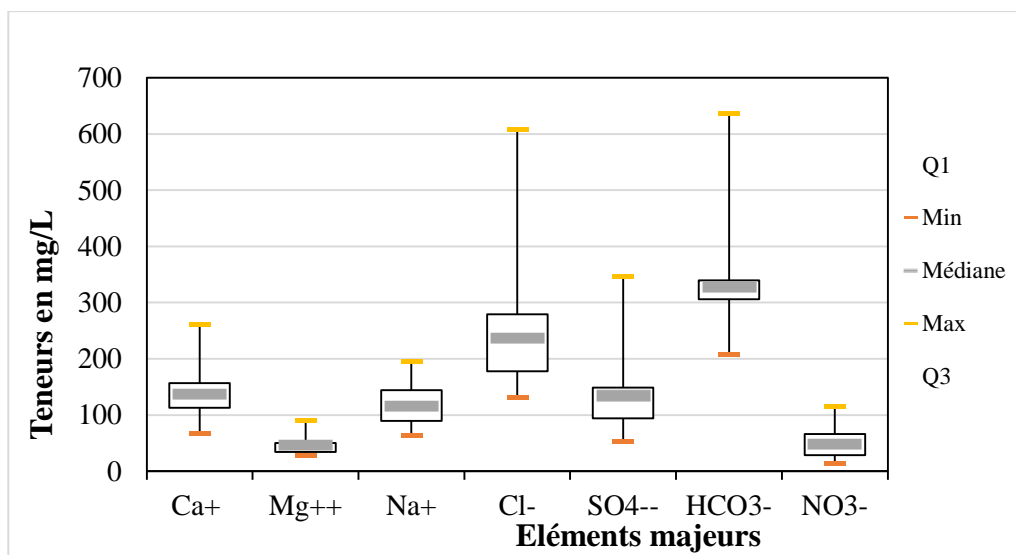
$$CV (\%) = \frac{\sigma}{M} \cdot 100 \quad (23)$$



Comme indiqué dans le tableau 20, le paramètre pH présente un coefficient de variation très faible (2.8%) ce qui nous permet de dire que le pH montre des variations mineures dans le temps et dans l'espace. Alors que pour  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$  et le  $\text{Na}^{+}$  présentaient une dispersion autour de la moyenne équivalente (30.5, 32.5 et 29.4% respectivement). Or en comparant les coefficients de variation des neuf paramètres, le constat est bien différent : le paramètre nitrates est plus dispersé que les autres avec un coefficient de variation de 50.7%.

### V.1.1. La chimie des ions majeurs

Dans la figure 22, le chimisme des eaux souterraines de Sidi Rached est résumé dans une boîte à moustache montrant ainsi le minimum, maximum, moyenne et les 25% et 75% des quartiles.



**Figure 22.** Boîte à moustache des concentrations des éléments majeurs des eaux souterraines de la nappe alluviale de Sidi Rached

La figure 22 fait ressortir le caractère dominant du faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien suivi du faciès chloruré sodique et potassique. Cette figure donne une idée sur la dispersion spatiale des teneurs, en effet, les chlorures présentent une grande variabilité, suivi des sulfates, ceci peut s'expliquer par des origines diverses des eaux (gypse, dolomie), c'est-à-dire que ces ions sont acquis lors du passage des eaux par plusieurs formations à savoir les dolomies, le gypse et les marnes. Par contre, nous remarquons que la boîte du magnésium ou des bicarbonates est plus étroite indiquant ainsi une origine unique qui est celle des formations jurassiques carbonatées.

## V.1.2. Variation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines

### V.1.2.1. Paramètres physiques (pH et CE) :

- Le pH détermine l'acidité ou l'alcalinité. Habituellement, les valeurs du pH se situent entre 6.5 et 8.5 dans les eaux naturelles (Chapman et al., 1996). Les mesures du pH des eaux souterraines de Sidi Rached varient entre 6.8 et 8.2, ceci ne montre pas de variation notable et que tous les puits se trouvent dans l'intervalle de normes de potabilité fixée par L'OMS, ce qui indique une faible alcalinité des eaux souterraines. Il est connu que les processus de mise en tampon de la calcite et de la dolomite, sont dominants pour des pH allant de 6.5 à 7.5 (Blowes et al., 1994 ; Gelle et al., 2000). La quasi-totalité (94%) des échantillons d'eaux souterraines analysés présentent des pH dans cette fourchette (Tableau 21). La tendance du pH montre des variations mineures dans le temps et dans l'espace.

- La conductivité électrique traduit le degré de minéralisation globale des eaux de la nappe, sa mesure nous renseigne sur le taux de salinité des eaux de la nappe. Les valeurs de la conductivité électrique montrent que dans la plupart des puits échantillonnés restent inférieures à la norme recommandée relative à la potabilité des eaux ( $2500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Les résultats de mesures de l'ensemble des échantillons montrent que les valeurs sont comprises entre 1020 et  $3410 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Les concentrations les plus élevées ont été observées durant les mois de mai, juin et juillet avec  $2650$ ,  $3410$  et  $2590 \mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivement (Tableau 21). Ces concentrations sont localisées au niveau de la commune de Sidi Rached et au sud de Bourkika (Annexe VI (a)). ceci pourrait être dû à la dissolution du gypse, de la halite et des carbonates qui forment les terrains géologiques ainsi qu'à la dissolution des minéraux silicatés. Globalement on peut dire que les eaux souterraines du bassin de Sidi Rached, ont une faible minéralisation et que ces minéraux solubles, même en petite quantité, ont une influence nette sur la qualité des eaux.

**Tableau 21.** Variation des des paramètres physiques (pH et CE)

	Paramètre	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet
pH	Min	6.9	7.1	6.9	6.8	6.8
	Max	7.5	7.5	7.8	7.5	8.2
	Moyenne	7.1	7.2	7.1	7.1	7.3
Norme : $6.5 < \text{pH} < 8.5$						
CE(en $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Min	1020	1210	1060	1140	1040
	Max	2330	2560	2650	3410	2590
	Moyenne	1367	1666	1605	1670	1607.3
	Ecart type	355	469.7	413.5	415.1	453.6
	CV (%)	26.0	28.2	25.8	24.9	28.2
Norme : 2500						

### V.1.2.2. Paramètres chimiques

#### V.1.2.2.1. Les cations ( $\text{Ca}^{+2}$ , $\text{Mg}^{+2}$ et $\text{Na}^{+}$ )

- La présence des ions  $\text{Ca}^{+2}$  dans l'eau est liée principalement à deux origines naturelles : soit à la dissolution des formations carbonatées ( $\text{CaCO}_3$ ), soit à la dissolution des formations gypseuses ( $\text{CaSO}_4$ ). La plupart des puits (77.1 %) présentent des teneurs supérieures à la norme de potabilité des eaux. La carte de répartition spatiale de la concentration de calcium (Annexe VI (b)) montre que Les valeurs les plus élevées avec un maximum moyen de 260 mg/L sont observées au Sud-Est de la nappe (Bourkika) et au Nord entre Hadjout et Sidi Rached. Les valeurs les plus faibles avec un minimum moyen de 67 mg/L sont observées au Sud Est de Ahmer El Ain et concernent les puits limitrophes des bordures calcaires (Tableau 22).

- Les origines des ions de magnésium sont comparables à celle du calcium, car il provient de la dissolution des formations carbonatées à fortes teneurs en magnésium (magnésite et dolomite). Les moyennes enregistrées oscillent entre 44.2 et 67.8 mg/L. Les variations de concentration sont faibles (Tableau 22), les valeurs de l'écart type le confirment sauf pour le mois d'avril où on enregistre des concentrations plus au moins élevées (67.8 mg/L). L'évolution du magnésium est très différente par rapport à celle du ( $\text{Ca}^{2+}$ ), car ce dernier possède de très fortes teneurs provenant de deux origines qui sont mentionnées plus haut. La carte de distribution spatiale de la concentration de magnésium (Annexe VI (c)) montre que les valeurs les plus élevées (90 mg/L > Mg > 65 mg/L) sont situées au centre du bassin et les plus faibles (35 mg/L > Mg > 25 mg/L) au niveau d'Ahmer El Ain et de Bourkika.

- Les concentrations en sodium varient entre 63 et 220 mg/L (Tableau 22). La carte montre que les concentrations sont importantes dans la zone centrale de la plaine, cela peut être expliqué par le fait que les pointements des dolomies triasiques masqués sous le recouvrement du remplissage sont à leur origine. On signale que les faibles concentrations se localisent en amont de la nappe, là où les eaux souterraines sont au début de leur cheminement, c'est-à-dire ne sont pas encore trop minéralisées. Les argiles du Crétacé, qui se trouvent dans la nappe, peuvent donner du sodium par le phénomène d'échange de base et ce en fixant un ion  $\text{Ca}^{+2}$  après libération de deux ions  $\text{Na}^{+}$ . La carte des teneurs en sodium (Annexe VI (d)) montre que le secteur Nord-Ouest présente des eaux à faibles teneurs en cet ion. L'évolution du sodium met en évidence une augmentation des concentrations qui se fait à mesure que l'on se dirige vers le centre du bassin. Toutefois, les fortes concentrations sont observées au centre du bassin et au Sud d'Ahmer El Ain. Ces fortes concentrations sont observées en période de basses eaux (juin et juillet) au cours de laquelle la circulation des eaux est faible. Dans 07.7 % des puits,

seulement, dépassant la norme (250 mg/L) de potabilité. Les plus faibles valeurs sont enregistrées à Sidi Rached et Ahmer El Ain, là où les marnes gypseuses sont absentes. Les teneurs en sulfates varient d'un mois à autre durant les campagnes de mesure (CV varie entre 49.2 et 83.8 mg/L).

**Tableau 22.** Variation des paramètres chimiques (Cations :  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$  et  $\text{Na}^{+}$ )

	Paramètre	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet
$\text{Ca}^{+2}$ (mg/L)	Min	81	92.8	86.8	75	62
	Max	192.7	288.6	278.7	289.7	235
	Moyenne	125.6	153.2	148.2	133.7	129.8
	Ecart type	28	58.8	48.1	47.5	44.9
	CV (%)	22.3	38.4	32.5	35.5	34.6
Norme : 100						
$\text{Mg}^{+2}$ (mg/L)	Min	24.5	26.3	24.6	27	30
	Max	106	261	75.7	110.5	98
	Moyenne	44.2	67.8	44.7	47.5	49.3
	Ecart type	20.1	57.5	14.4	14.5	17.2
	CV (%)	45.5	84.8	32.2	30.5	34.9
Norme : 50						
$\text{Na}^{+}$ (mg/L)	Min	70	63	65	61	68
	Max	183	175	213	215	220
	Moyenne	92.3	95.3	119.9	123.9	129.2
	Ecart type	28.9	31.2	34.3	40	41.3
	CV (%)	31.3	32.7	28.6	32.3	32.0
Norme : 150						

#### V.1.2.2.2. Les anions ( $\text{Cl}^-$ , $\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{HCO}_3^-$ et $\text{NO}_3^-$ )

- Les chlorures sont des anions inorganiques importants contenus en concentrations variables dans les eaux naturelles, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl). Ils sont souvent utilisés comme un indice de pollution. Ils ont une influence sur la faune et la flore aquatique ainsi que sur la croissance des végétaux. Les concentrations en ions de chlorures relevées dans les eaux souterraines de Sidi Rached s'échelonnent entre 105 mg/L (mai-juin) et 2650 mg/L (avril). Les valeurs dépassant la norme sont enregistrées dans 28.8% des forages (Tableau 23).

D'après la carte de distribution des chlorures (Annexe VI (e)) nous pouvons entrevoir l'existence d'un gradient de concentration des chlorures. Avec l'existence d'un gradient de concentration des chlorures. Il est possible de voir que les concentrations les plus faibles s'observent à l'Est des communes de Sidi Rached et d'Ahmer El Ain ainsi qu'au Nord de Bourkika (valeurs de 131 à 210 mg/L environ). Et les concentrations en chlorures croissent régulièrement en direction du nord et de l'ouest. Les concentrations les plus fortes sont rencontrées au sud-ouest de la zone

d'étude, au niveau de la commune de Bourkika. On peut dire que les teneurs en chlorure augmente selon la direction générale de l'écoulement de la nappe (du SE vers le NW).

Les concentrations les plus élevées sont localisées au niveau de la commune de Sidi Rached et au sud de Bourkika, alors que les faibles concentrations se situent au centre.

- La présence des ions sulfatés dans l'eau est liée à la dissolution de formations gypseuses contenues dans les marnes et au lessivage des dépôts évaporitiques selon la relation :



Les concentrations moyennes de sulfate enregistrées varient de 50 à 247 mg/L (Tableau 23). La valeur maximale est enregistrée durant le mois d'Avril avec 655mg/L.

La carte de distribution spatiale de la concentration moyenne de sulfate (Annexe VI (f)) montre que Les concentrations élevées sont situées au Sud de la nappe, au niveau des points d'eau P13, P14, P15 et P25. En effet, les sulfates présentent une grande variabilité, ceci peut s'expliquer par des origines diverses des eaux (gypse, dolomie) c'est-à-dire que ces ions sont acquis lors du passage des eaux par plusieurs formations à savoir les dolomies, le gypse et les marnes.

- La présence des bicarbonates dans l'eau est due à la dissolution des formations carbonatées (cipolin, calcaire) par des eaux chargées en gaz carbonique. La somme des équations de dissolution est donnée comme suit :



Les concentrations observées au niveau de la plaine sont présentées dans le tableau 23. Ce dernier indique que les valeurs moyennes calculées sont supérieures à la norme (250 mg/L), ce qui explique que le CO<sub>2</sub> est produit dans l'aquifère à partir de la minéralisation de la matière organique (Savadogo, 2002). Plus le processus d'altération avance, plus la teneur en HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> augmente. Cependant de faibles variations sont enregistrées autour des valeurs moyennes ce qui indique une homogénéité des origines des bicarbonates ou on enregistre un écart type entre 31 et 46 mg/L pour les mois de mars à juin. Les fortes teneurs sont enregistrées pendant la période des hautes eaux avec une moyenne de 327.1mg/L et un maximum de 635.6 mg/l, suite à la dissolution des calcaires. Les concentrations varient faiblement (écart type varie entre 31.1 et 46.9 mg/L) sauf pour le mois de juillet où on enregistre de fortes variations (74.5 mg/L).

La répartition spatiale des bicarbonates est présentée en annexe VI (g).

**Tableau 23.** Variation des paramètres chimiques (Anions : Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> et HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

	Paramètre	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet
Cl <sup>-</sup> (mg/L)	Min	158	141	<b>105</b>	<b>105</b>	161
	Max	406	<b>2650</b>	627.5	620	384
	Moyenne	216	398	245	235	239.2
	Ecart type	74.7	574.1	118.5	112.7	70.9
	CV (%)	34.6	144.2	48.4	48.0	29.6
	Norme : 250					
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (mg/L)	Min	58	80	77	85	44
	Max	349	<b>655</b>	391	352.5	358
	Moyenne	136.7	168	157.1	155.1	134
	Ecart type	86.6	140.7	91.1	76.3	68.5
	CV (%)	63.4	83.8	58.0	49.2	51.1
	Norme : 250					
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Min	221.7	277.6	231.5	211.4	205.9
	Max	356.5	378.8	397.4	403.2	635.6
	Moyenne	303.3	333.2	338.6	319.9	324.3
	Ecart type	46.9	31.1	40.7	46.0	74.5
	CV (%)	15.5	9.3	12.0	14.4	23.0
	Norme : 250					

### V.1.3. Les nitrates

L'azote est présent sous trois formes chimiques qui sont, le nitrate, le nitrite et l'ammonium. Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote, et représentent la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau. Les concentrations moyennes des eaux sont à la limite de la norme de potabilité. Les valeurs maximales enregistrées dépassent largement cette norme.

#### ➤ Analyse statistique descriptive des données

Les concentrations moyennes des nitrates, de la campagne 2008, dans les eaux souterraines sont comprises entre 43.6 et 58.5 mg/L (Tableau 24). Si la valeur minimale est égale à 13.9 mg/L, enregistrée au niveau du point d'eau P23 localisé au nord de Bourkika traduisant la présence d'une qualité d'eau optimale pour la consommation, il existe par contre des teneurs de nitrate excessivement élevées avec un maximum de 115 mg/L enregistré a un point d'eau (P14) situé au Sud-Ouest d'Ahmer El Ain. Il n'y a pas de différence significative entre les teneurs en nitrates enregistrées au cours des mois de mars, avril, mai, juin et juillet. Il est à noter que cette différence de l'écart type est probablement due à la dilution des eaux souterraines suite aux irrigations par les eaux de barrage qui sont moins chargées en nitrate. Plus de 35% des points d'eau présentent des concentrations supérieures à la norme internationale recommandée par l'OMS présentant des concentrations jusqu'à 115 mg/L. Les concentrations en nitrates pour les différentes périodes présentent des coefficients de variations élevés (compris

entre 43.8 et 63.4%), ce qui nous permet de dire qu'il existe une dispersion spatiale des valeurs autour de la moyenne et ce qui atteste de son origine anthropique liée principalement à l'application des engrais azotés. En effet, tout excès de nitrate au niveau du sol et non absorbé par la plante trouve son chemin vers les eaux souterraines quand les conditions pédoclimatiques y sont favorables.

**Tableau 24.** Variation des concentrations en nitrates (mg/L)

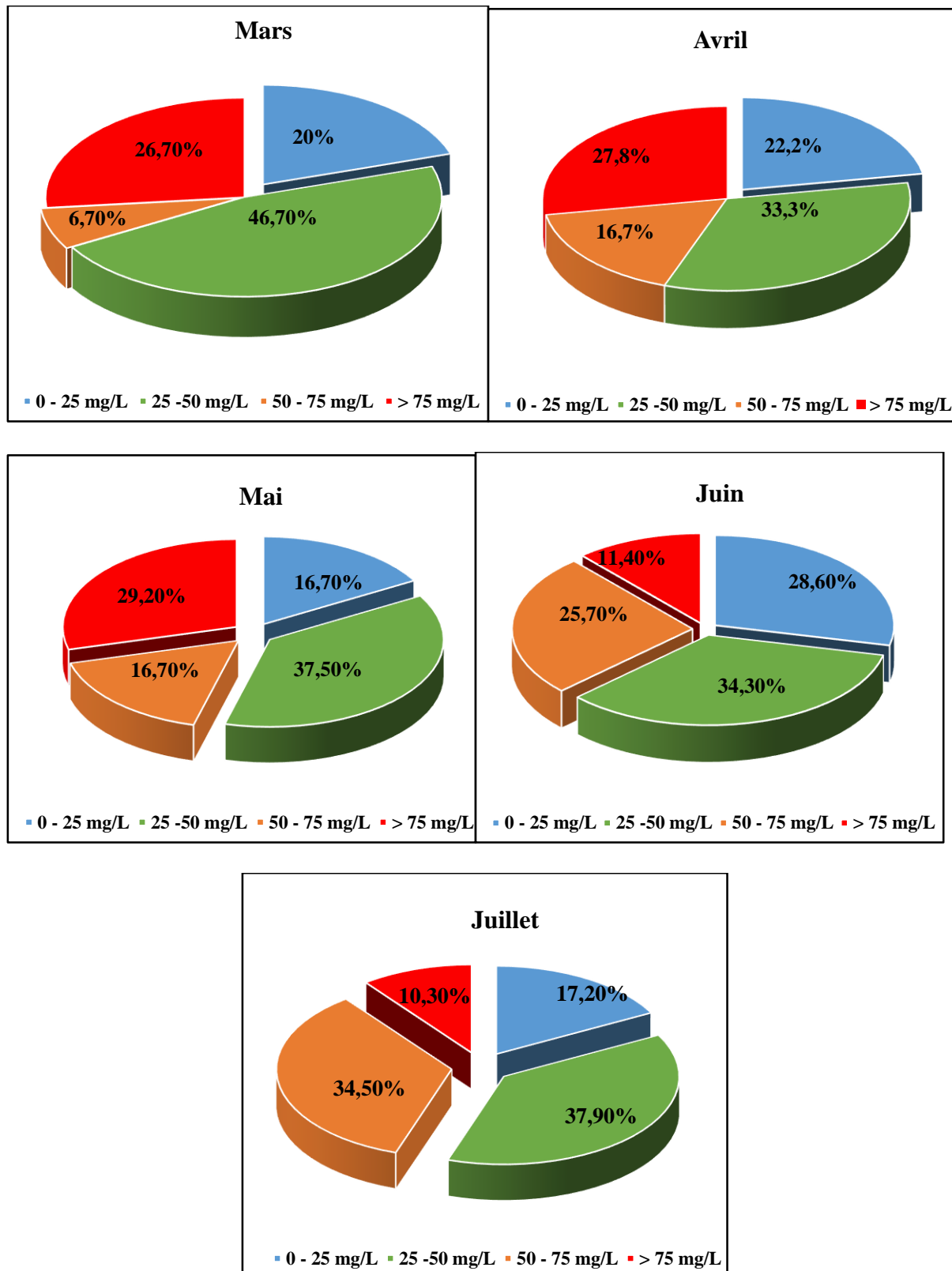
Paramètre	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet
Min	20.8	8.5	8.4	4.9	15.0
Max	132.3	99.9	142.3	102.4	86.0
Moyenne	53.2	47.9	58.5	43.6	46.6
Ecart type	31.0	28.8	37.1	27.5	20.4
CV (%)	58.3	60.1	63.4	63.1	43.8
Norme : 50					

➤ **Évolution spatio-temporelle du taux de nitrates dans les eaux de la nappe**

Quatre classes de concentrations en nitrate sont distinguées pour les données qui correspondent aux mesures effectuées durant les mois de mars, avril, mai, mars, juin et juillet de l'année 2008 (figure 23) :

- inférieures à 25 mg/L : eau de qualité optimale pour être consommée ;
- entre 25 et 50 mg/L : eau de qualité acceptable pour être consommée ;
- entre 50 et 75 mg/L : eau non potable, nécessite un traitement de potabilisation avant distribution ;
- supérieures à 75 mg/L : eau déconseillée pour toutes les catégories de population, la potabilisation est impossible.

La figure 23 montre des pourcentages de puits échantillonnés offrant des eaux de qualité optimale à acceptable pour la consommation qui varient respectivement de 21 à 38% en moyenne. Le pourcentage de puits dont les eaux sont chargées en nitrate offrant ainsi une qualité médiocre non acceptable pour la consommation (> 50 mg/L) pour l'ensemble est de 41% dont 7% sont excessivement chargés. Un pourcentage qui ne peut être négligé si on considère les divers usages de ces eaux liés principalement à l'alimentation en eau potable et à l'irrigation.



**Figure 23.** Taux de répartition des classes des nitrates dans le bassin de Sidi Rached.

L'examen de la figure 24, montre que les teneurs en nitrates dans les eaux des forages P5, P14, P15 et P18 sont nettement supérieures à la norme de potabilité admise par l'OMS



(50mg/L). La tendance globale de l'évolution des concentrations en nitrate des eaux de la nappe alluviale de Sidi Rached déduite d'un long suivi (1992/2008) traduit aussi une dégradation temporelle progressive de la qualité de ces eaux. En continuité à la description de l'évolution temporelle des nitrates dans la zone d'étude, une description spatiale s'avère importante. Dans ce but, les données des mesures de nitrate sur un ensemble de 39 points d'eau ont été exploitées pour mener l'analyse spatiale de ce paramètre par le biais de la géostatistique. Cette analyse permettra d'établir un zonage dans la région d'étude selon les différents degrés de contamination par les nitrates.

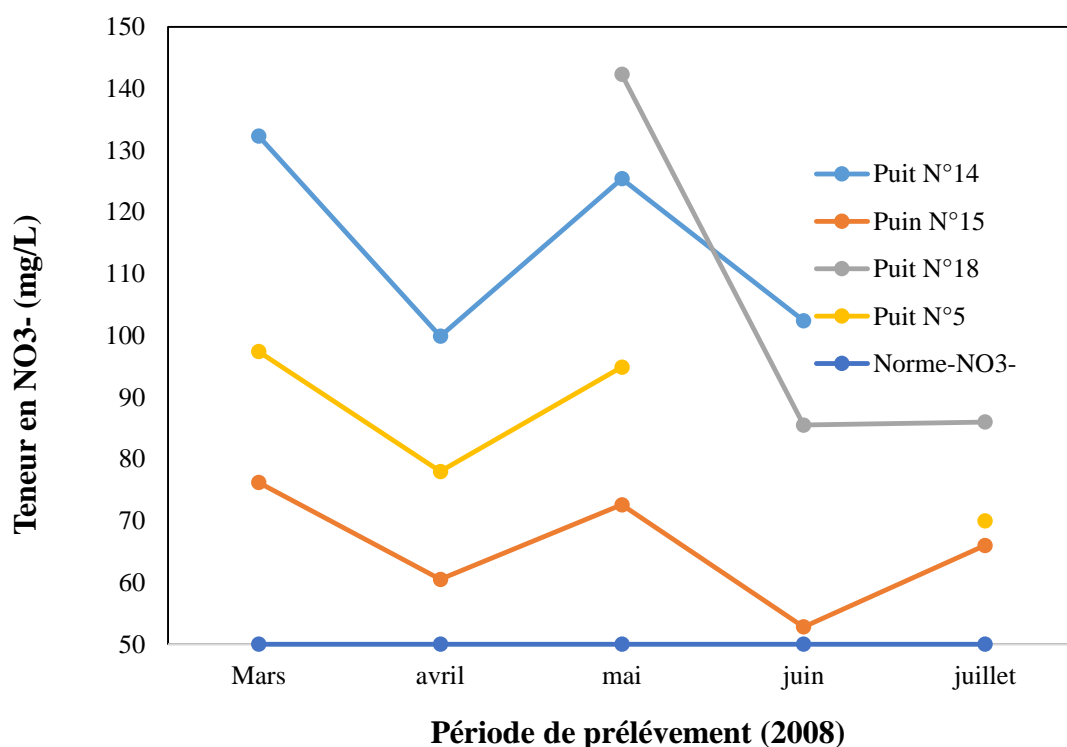


Figure 24. Évolution temporelle des nitrates dans les eaux souterraine

## V.2. Modélisation spatialisée de la pollution nitratée des eaux souterraine de Sidi Rached

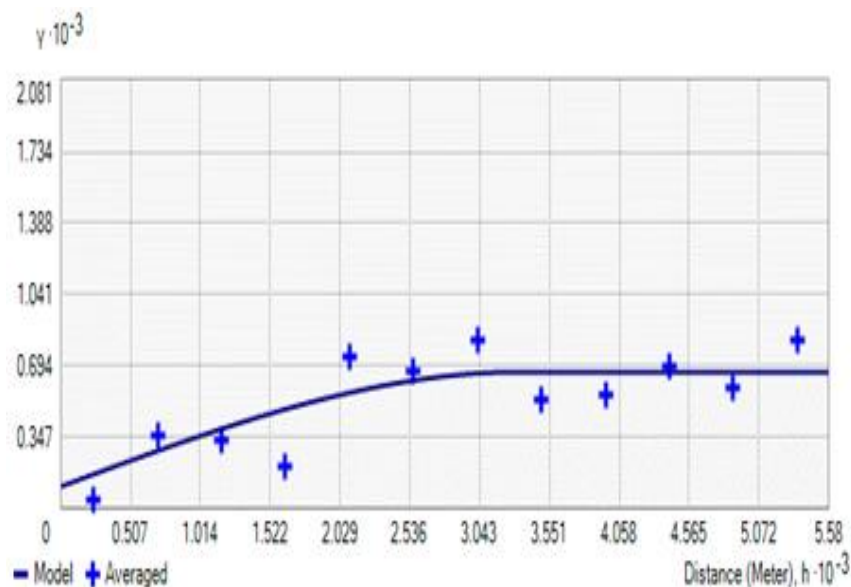
Pour l'estimation spatiale, la géostatistique qui est un outil de modélisation statistique et spatiale a été utilisée pour décrire la structure spatiale des nitrates dans le bassin de Sidi Rached. Les données sont collectées en des lieux dont on a relevé la position géographique dans le but d'utiliser cette information spatiale dans la modélisation statistique. En particulier, on cherche à modéliser ce que l'expérience courante nous enseigne sur le fait que deux données proches géographiquement tendent à être similaires en valeur. Cette modélisation va nous permettre de réaliser des prédictions spatiales ou de tester des hypothèses en intégrant

explicitement cette dépendance spatiale dans les calculs (voir le détail de la méthode en chapitre IV). Les objectifs visés sont :

- L'analyse de la variabilité spatiale des nitrates à l'échelle du bassin de Sidi Rached par le biais de la variographie ;
- L'application de deux approches géostatistiques d'estimation (Krigage ordinaire et krigage d'indicateur) pour la présentation cartographique des nitrates au niveau de la zone d'étude.

### V.2.1. Variographie

Le variogramme expérimental moyen  $\gamma(h)$  des nitrates a été établi avec l'ArcGIS 10.2.2. Une validation croisée a été entreprise pour déterminer la différence entre les valeurs de nitrate mesurées et estimées dans les eaux souterraines, et le modèle de semi-variogramme sphérique était le modèle le mieux adapté (figure 25 et tableau 25). La validation croisée, qui représente l'exactitude des prédictions, montre que l'erreur moyenne des nitrates dans l'eau souterraine est proche de 0 (0.037) et que le carré moyen normalisé est proche de un (1.03). L'allure de la courbe montre l'existence d'une bonne structure spatiale de façon générale avec une auto-corrélation qui s'étend sur une distance proche de 2.5 km.



**Figure 25.** Variogramme expérimental moyen des nitrates  $\text{NO}_3^-$ -estimé par l'ensemble des points et ajustement à un modèle sphérique

**Tableau 25.** Paramètres d'ajustement du variogramme expérimental du krigage ordinaire de nitrates

K.O.	Modèle	Nugget Effect	Sill (C0+C)	Moyenne	RMS	RMSS
	Sphérique		0.106	0.557	0.037	0.95

V.2.2. Cartographie des nitrates

V.2.2.1. Krigeage ordinaire

Les distributions spatiales des concentrations de nitrate établies par le krigeage ordinaire sont indiquées sur la figure 26 et le tableau 26. Cette dernière montre la répartition spatiale des nitrates dans les eaux souterraines de l'aquifère de Sidi Rached. Plus de 73% de superficie de la zone d'étude, leurs eaux souterraines ont une concentration en nitrates supérieure à la norme établie par l'organisation mondiale de la santé O.M.S (>50mg/L). Plus de 14% des échantillons montrent des teneurs qui excèdent les 75 mg/L. Cette contamination dans les eaux de la nappe alluviale de Mitidja est à l'origine de l'activité agricole intense à différentes spéculations et différentes pratiques (fertilisation et irrigation), la part de l'assainissement autonome et les rejets urbains n'est pas à négliger. Ceci contribue à l'augmentation de la concentration des nitrates en fragilisant l'environnement et en menaçant sérieusement la santé humaine.

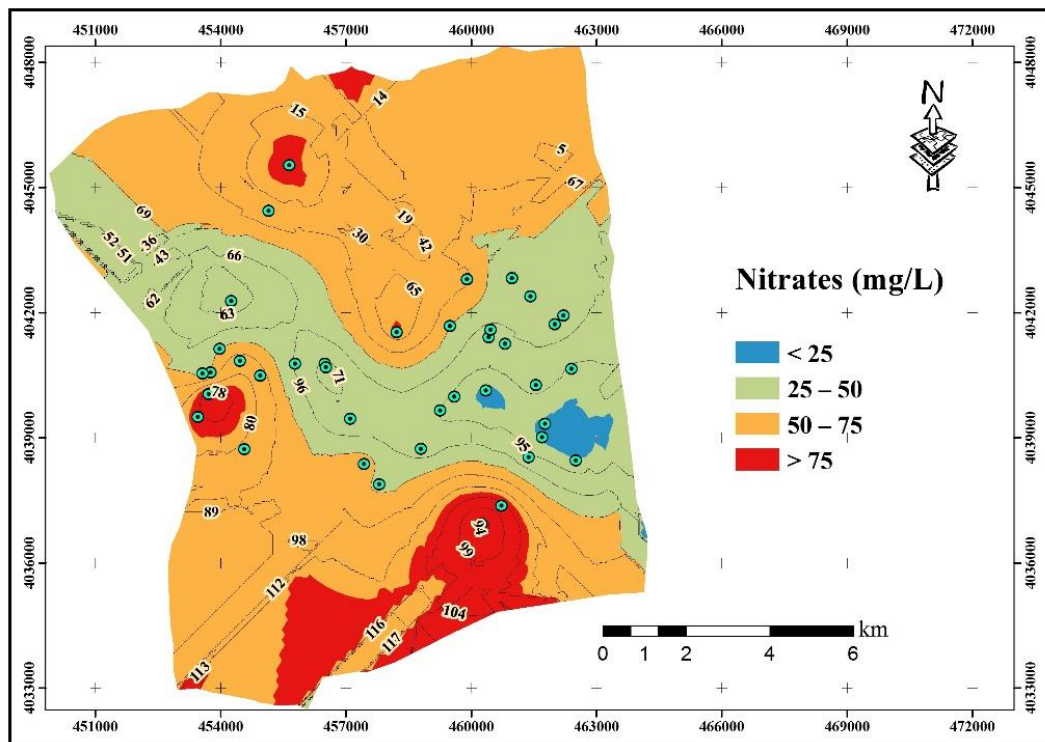


Figure 26. Carte des nitrates estimée par le krigeage ordinaire (K.O)

Tableau 26. Répartition des superficies par classes des nitrates

Classe de Nitrates (mg/L)	Description	Krigeage ordinaire	
		Superficie	
		(ha)	(%)
< 25	Très faible	136.6	0.9
25-50	Faible à moyen	4047.3	25.9
50-75	Elevé	9209.3	59.0
> 75	Très élevé	2206.8	14.1

La carte montre aussi que 26.8% de la superficie ou leurs concentrations des eaux en nitrates sont inférieures à 50mg/L caractérisant le centre de la plaine. Les sols dans cette zone sont de texture fine à perméabilité faible, ce qui pourrait jouer à la faveur de non propagation des nitrates en profondeur. On parle ici du pouvoir adsorbant des argiles (Bettahar, 2009 ; Richa et al., 2015). En terme de superficie, il ne reste que 4183,9 ha qui peut être considérée comme zones non polluées.

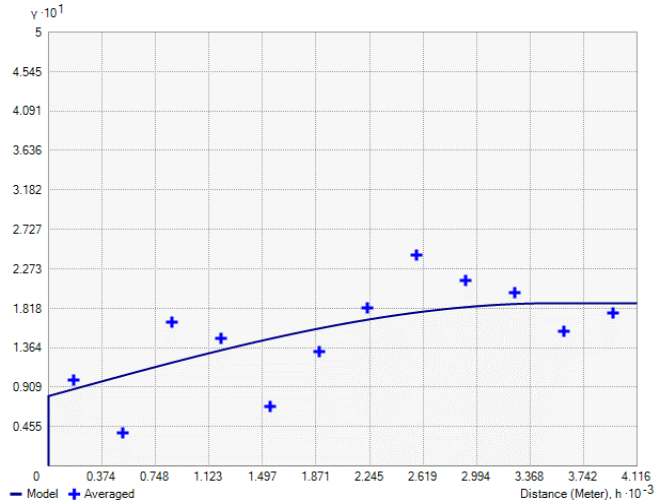
#### V.2.2.2. Krigeage d'indicatrice

Dans le but d'une meilleure estimation de la pollution nitratée dans la plaine de Sidi Rached, nous avons appliqué le krigeage d'indicatrice à l'aide du module de l'extension géostatistique d'ArcGIS 10.2.2 pour créer une carte de probabilité de la concentration de nitrate pour chaque seuil choisi.

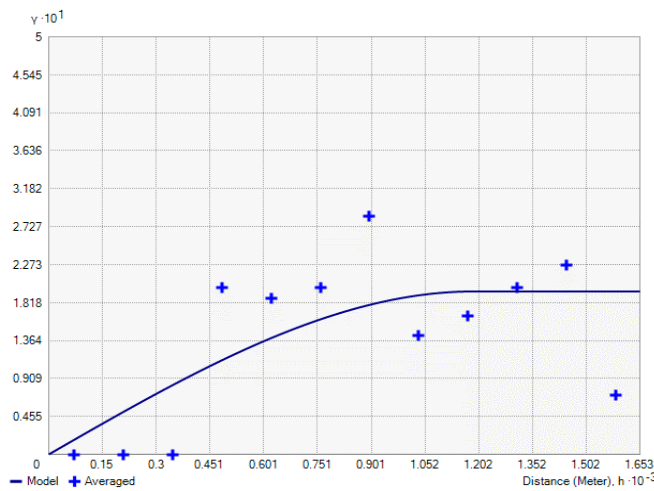
Les données mesurées à chaque point d'eau ont été soumises à une échelle continue et converties en une variable indicatrice discrète avec une valeur de "1" ou "0". La transformation des valeurs de  $\text{NO}_3^-$  en fonctions indicatrices a été faite pour trois valeurs seuils de  $\text{NO}_3^-$  : >25 mg/L, > 50 mg/L, > 75 mg/L. Les performances de prédiction ont été évaluées par validation croisée de onze modèles différents, qui examinent la précision du modèle théorique le mieux adapté et les paramètres de semi-variogramme associés afin d'obtenir l'estimation la plus précise.

#### A. Variographie des fonctions indicatrices

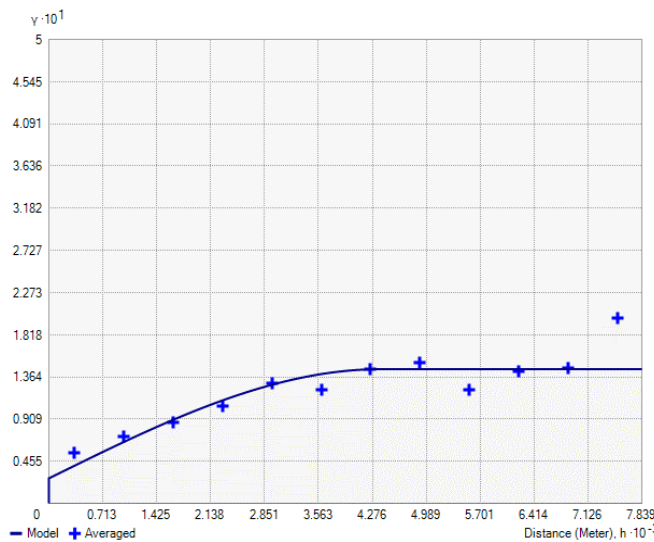
Les variogrammes moyens expérimentaux des fonctions indicatrices correspondant aux trois seuils retenus (Figure 27), ajustés chacun à un modèle après avoir appliqué différents modèles pour chaque seuil, l'erreur a été calculée en utilisant la validation croisée et les modèles donnant les meilleurs résultats ont été déterminés. Le tableau 27 montre les modèles les plus appropriés et leurs valeurs d'erreur de prédiction pour chaque seuil. La validation croisée, qui représente la précision des prévisions est présentée au tableau 27, elle montre que l'erreur moyenne de nitrate dans les eaux souterraines, pour les trois seuils ( $\text{NO}_3^-$  >25mg/L, >50% et >75mg/L) est proche de 0 (0.0005, -0.039 et -0.0151) et que la racine carrée moyenne normalisée est proche de un (0.99, 0.94 et 1.09).



a). Seuil supérieur à 25mg/L



b). Seuil supérieur à 50mg/L



c). Seuil supérieur à 75mg/L

**Figure 27.** Variogrammes expérimentaux moyens des fonctions indicatrices aux seuils de  $\text{NO}_3$  : > 25mg/L ; >50mg/L et >75mg/L.

Le variogramme ajusté présent à la figure 27b montre qu'il n'y a pas d'effet de pépite et que la fonction  $\gamma(h)$  est nulle. Ce qui explique qu'il y'a une bonne régularité spatiale de la

variable régionalisée. Le palier est atteint à une portée de 1186.7m après un accroissement linéaire.

**Tableau 27.** Paramètres d'ajustement du variogramme expérimental des fonctions indicatrices de nitrates

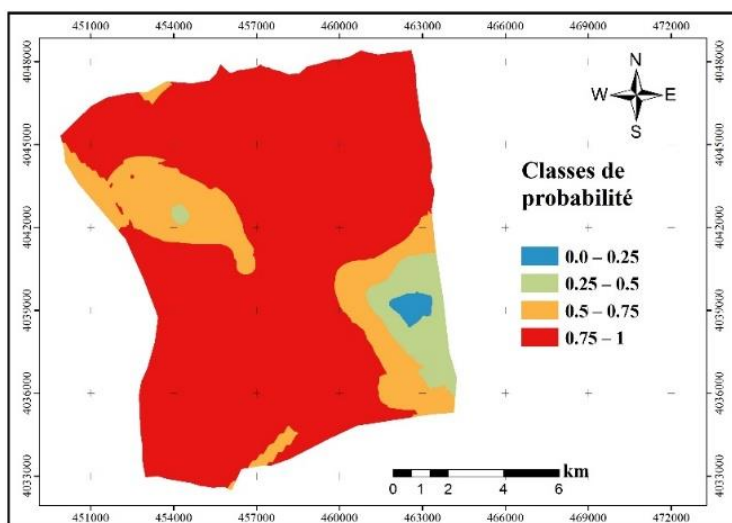
Seuils	Modèle	Nugget Effect	Sill (C0+C)	Moyenne	RMS	RMSS
>25mg/L	Sphérique	0.081	0.1065	-0.0005	0.368	0.993
>50mg/L		0.00	0.195	-0.039	0.415	0.941
>75mg/L		0.027	0.1176	-0.0003	0.324	1.095

RMS: Root mean square, RMSS: Root mean square standardized.

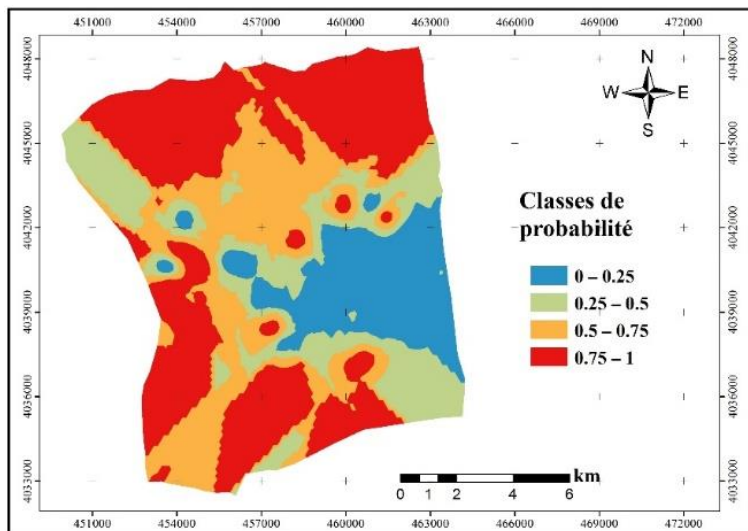
### B. Estimation spatiale des fonctions indicatrices

Nous avons vu dans le paragraphe précédent que selon nos données de nitrates, nous avons retenu trois valeurs seuils à savoir :  $\text{NO}_3^- > 25\text{mg/L}$  ;  $>50\text{mg/L}$  et  $>75\text{mg/L}$ . Ces seuils estiment pour chaque classe la probabilité de dépasser ce seuil. Les cartes des fonctions d'indicatrices réalisées (Figure 28) sont représentées par les fourchettes de probabilité retenues ; 0-0.25 mg/L (risque très faible), 0.25-0.50 mg/L (risque faible à moyen), 0.50-0.75 mg/L (risque élevé), 0.75-1 mg/L (risque très élevé).

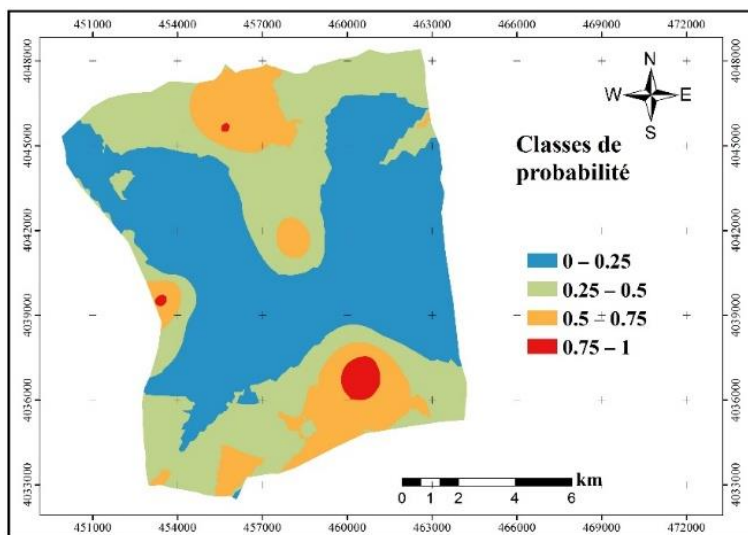
La figure 28 et le tableau 28 illustrent les estimations spatiales des fonctions indicatrices des trois seuils retenus ( $>25$ ,  $>50$  et  $>75$  mg/L). Ils montrent que pour le seuil  $\text{NO}_3^- > 25$  mg/L, le secteur à probabilité très élevée (entre 0.75 et 1) s'étend sur presque tout le bassin (12520.2 ha), ce qui explique que 80.3% de la zone d'étude abritent des eaux à teneur en nitrate conforme à la norme de potabilité. Tandis que pour les seuils  $\text{NO}_3^- > 50\text{mg/L}$  et  $\text{NO}_3^- > 75$  mg/L, les zones à probabilité très élevée couvrent des superficies de 7256 ha et 333.8 ha respectivement (46.5 % et 2.1 %) qui renferment des eaux à teneurs en nitrate non conforme à la norme de potabilité.



a). Seuil supérieur à 25mg/L



b). Seuil supérieur à 50mg/L



c). Seuil supérieur à 75mg/L

**Figure 28.** Estimation par krigeage d'indicatrices où la probabilité que les nitrates soient supérieurs : (a) 25mg/L ; (b) 50mg/L et (c) 75mg/L.

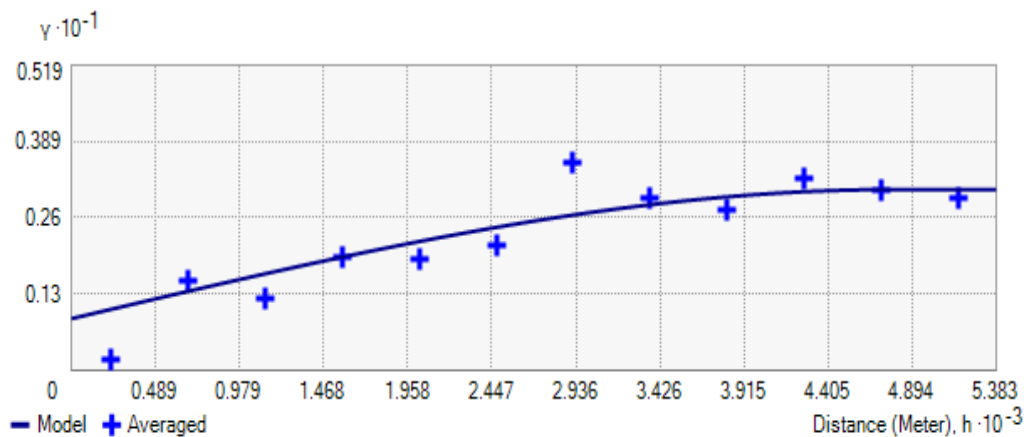
Ceci signifie aussi que lorsqu'un échantillon d'un point d'eau est pris dans cette zone, il y a plus de 5 chances sur 10 qu'il dépasse la norme en vigueur pour les nitrates (50mg/L). Le Nord du bassin qui constitue l'aval hydraulique de la zone d'étude pourrait avoir des accumulations des nitrates très importants. Le potentiel de lessivage des nitrates du sol vers les eaux souterraines dépend de la quantité d'eau de pluie, le type de sol et la profondeur du puits.



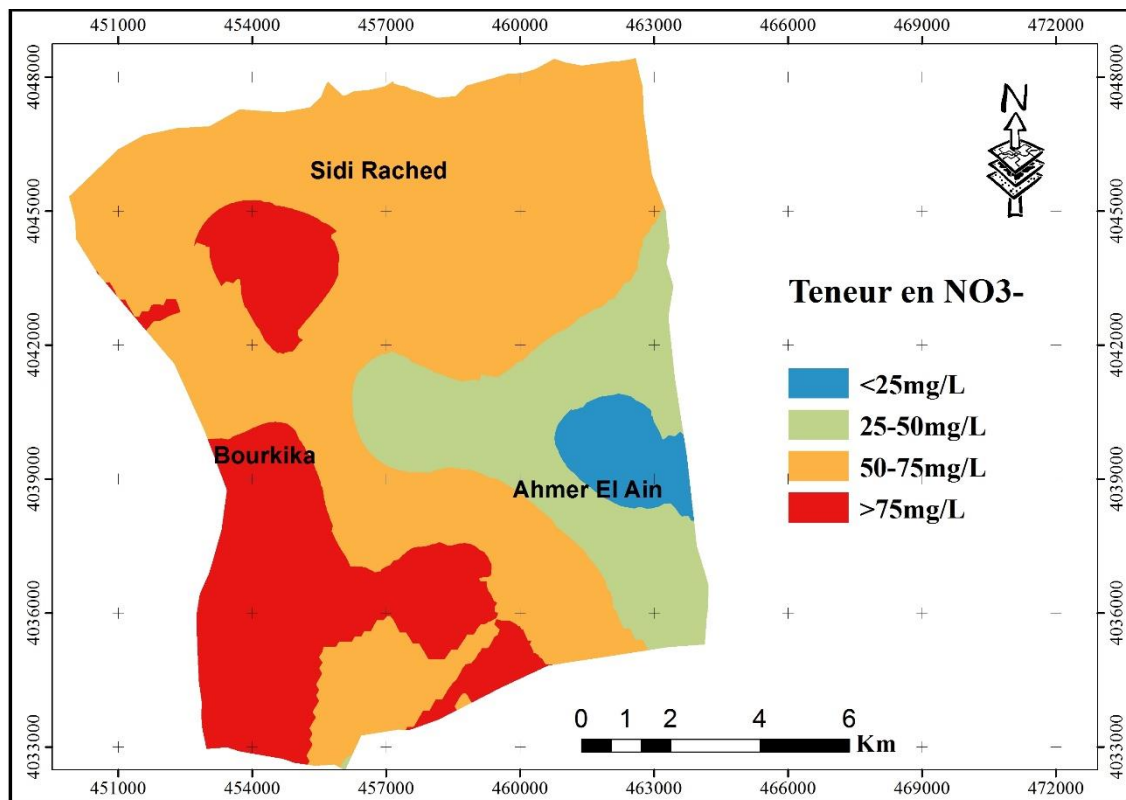
**Tableau 28.** Paramètres du modèle de validation croisée et de semi-variogramme pour la carte de probabilité de la concentration de nitrate.

Classe de probabilité	Description	Superficie	
		(ha)	(%)
<b>&gt;25 mg/L</b>			
0.0-0.25	Très faible	88.0	0.6
0.25-0.5	Faible à moyen	676.0	4.3
0.5-0.75	Elevé	2315.8	14.8
0.75-1	Très élevé	<b>12520.2</b>	<b>80.3</b>
<b>&gt;50 mg/L</b>			
0.0-0.25	Très faible	2109.5	13.5
0.25-0.5	Faible à moyen	2519.8	16.2
0.5-0.75	Elevé	3714.7	23.8
0.75-1	Très élevé	<b>7256.0</b>	<b>46.5</b>
<b>&gt;75 mg/L</b>			
0.0-0.25	Très faible	5960.9	38.2
0.25-0.5	Faible à moyen	6738.5	43.2
0.5-0.75	Elevé	2566.9	16.5
0.75-1	Très élevé	<b>333.8</b>	<b>2.1</b>

La combinaison de ces estimations donne, en tout point, la probabilité de la variable soit égale ou supérieure à la valeur seuil déterminée. L'estimation de la valeur  $\text{NO}_3\text{-}(x_0)$  de la propriété nitrate en un point quelconque  $x_0$  a été faite par le calcul de l'espérance mathématique du rang du seuil de  $\text{NO}_3\text{-}$  au point échantillonné. Un variogramme expérimental moyen est obtenu, ensuite ce dernier est ajusté au modèle sphérique (Figure 29).

**Figure 29.** Variogramme moyen de l'espérance mathématique des nitrates





**Figure 30.** Carte de  $\text{NO}_3^-$  estimée par le krigeage d'indicateur (KI)

La distribution spatiale des nitrates dans les eaux souterraines de la zone d'étude issue du krigeage d'indicateur est illustrée à la figure 30. Près de 82.8% de superficie de la zone d'étude renferme des eaux souterraines contaminées dont leurs concentrations en nitrates sont supérieures à la norme établie par l'organisation mondiale de la santé O.M.S ( $> 50\text{mg/L}$ ).

### C) Comparaison entre les deux krigeages (ordinaire et d'indicateur)

La carte des  $\text{NO}_3^-$  des eaux souterraines obtenue par le krigeage d'indicateur (KI) est comparée à celle estimée par le krigeage ordinaire (KO) afin d'évaluer la précision dans l'estimation. Le tableau 29 montre les surfaces par classes de  $\text{NO}_3^-$  estimées par KI et KO.

**Tableau 29.** Comparaison des surfaces pour les classes  $\text{NO}_3^-$  estimées en utilisant OK et celles de la prédiction IK

Classes $\text{NO}_3^-$	KO		KI	
	ha	%	ha	%
< 25mg/L	136.6	0.9	2746	2.8
26-50mg/L	4047.3	25.9	5586	14.4
50-75mg/L	9209.3	59.0	6934.2	53.9
>75mg/L	2206.8	14.1	333.8	<b>28.9</b>

Le tableau 29 montre des répartitions spatiales des classes presque semblables avec plus de détails pour celles réalisées avec KI. Une partie importante représente les classes  $\text{NO}_3^-$  élevées

en utilisant KI ( $\text{NO}_3^- > 75\text{mg/L}$ ) est clairement observée dans le nord et le sud de la zone d'étude qui n'est pas bien montrée dans le cas de la carte estimée par KO. En effet, la prédiction obtenue par KO révèle des sous estimations remarquables pour les valeurs des classes élevées qui présentent un grand danger.

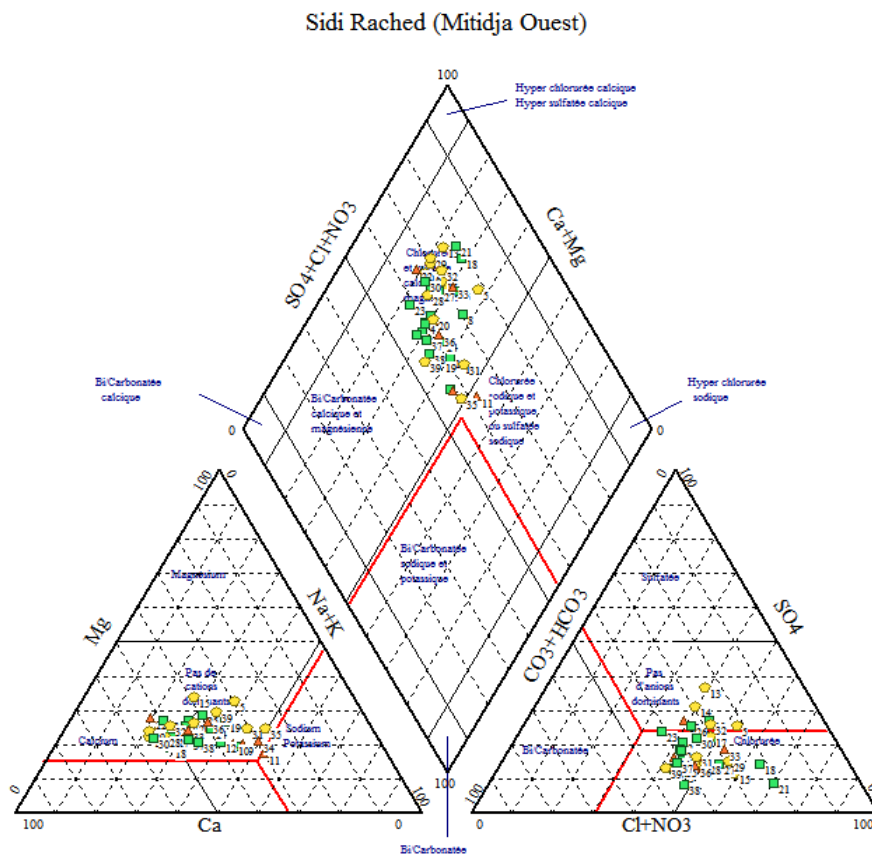
### V.3. Faciès hydrochimiques des eaux de la nappe alluviale

Les faciès hydrochimiques, d'après Jaeckli (1970), sont fréquemment utilisés en hydrogéologie pour décrire grossièrement la composition des eaux naturelles. L'influence des formations géologiques sur la nature des faciès est nettement visible. Parmi les outils qui restent incontournables, les diagrammes qu'on va présenter, vont permettre une meilleure identification des faciès et les aspects qualitatifs, des eaux souterraines, ainsi que leur évolution. Dans ce but, nous avons entrepris dans notre cas et choisi des démarches de représentation, tels que celui de Piper, Wilcox, Schoeller et Berkloff et Diverside avec le logiciel *DIAGRAMME* afin de mieux cerner les particularités des eaux étudiées.

#### V.3.1. Diagramme de Piper

Le report de résultats des analyses des eaux des aquifères sur le diagramme triangulaire de Piper (Figure 31), met en évidence l'incidence du faciès lithologique sur la qualité des eaux et permet aussi d'estimer les pourcentages des éléments chimiques et leur classification. L'observation du triangle des anions sur le diagramme de Piper (Figure 31) montre que 79.5% des points d'eau sont dans le pôle chloruré. Par ailleurs, on remarque sur le triangle des cations que 5.2% des puits tendent vers le pôle sodique, et le reste vers le faciès mixte. Ainsi, on peut conclure que le faciès chimique dominant de la nappe alluviale est chloruré sodique. Ainsi le Diagramme triangulaire de Piper permet ainsi de distinguer :

- Les eaux chlorurées et sulfatées calciques et magnésiennes, se manifestant au niveau de 94.9% des points d'eau étudiés ;
- Les eaux chlorurées et sodiques et potassiques ou sulfatés sodiques se manifestant au niveau de 5.1%, des puits étudiés (P11 et P35).



**Figure 31.** Classification des eaux souterraines à partir du diagramme de Piper.

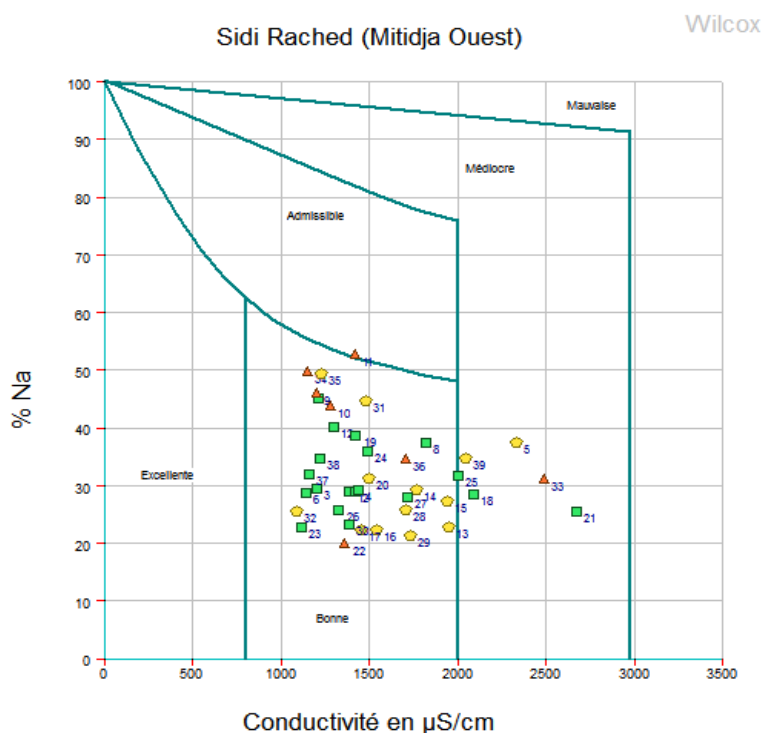
### V.3.2. Diagramme de Wilcox

Les plantes tolèrent mal les sols saturés en sodium. La classification de Wilcox fondée sur la conductivité électrique et la teneur en sodium dans l'eau qui est exprimée en pourcentage. Cette classification définit cinq classes d'eau : excellente, bonne, admissible, médiocre, mauvaise. L'interprétation des résultats des analyses portés sur le diagramme de Wilcox (Figure 32), montrent la répartition des forages dans différentes classes. Les trois classes trouvées représentent les caractéristiques suivantes :

Classe de **bonne** qualité : on trouve la majorité des points (82.1%)

Classe de qualité **admissible** : on trouve le p11 seulement (2.5%)

Classe de qualité **médiocre** : on trouve p5, p18, p21, p25, p33 et p39 (15.4%).



**Figure 32.** Diagramme de Wilcox des eaux de la nappe de Sidi Rached

### V.3.3. Diagramme de Schoeller et Berkaloff

Le diagramme de Schoeller et Berkaloff permet entre autres de reconnaître simplement le faciès d'une eau souterraine, en utilisant les concentrations des éléments majeurs et en les reportant sur un graphique en colonnes à échelles logarithmiques. Celui-ci représente chaque analyse par une ligne brisée, profil caractéristique de la concentration de chaque ion majeur en solution dans l'eau, les six échelles logarithmiques à égale distance les unes des autres, étant décalées de façon à aligner les valeurs unitaires des Milliéquivalents des différents anions et cations.

L'allure du graphique obtenu permet de visualiser le faciès de l'eau, comme pour le diagramme de Piper, et facilite sa comparaison (Yao et *al.*, 2010, Kouassi et *al.*, 2012). Il est aussi possible de visualiser la minéralisation de l'eau (sa charge dissoute), ce qui est appréciable (Gouaidia, 2008).

L'application de cette méthode aux eaux de l'aquifère de Sidi Rached laisse apparaître (voir Figure 33) ;

- deux faciès chimiques : le faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien et le faciès chloruré et sodique et potassique.

- les ions dominants sont les chlorures pour les anions et le sodium et le potassium pour les cations. Les concentrations s'ordonnent comme suit :  $Cl^- > HCO_3^- > SO_4^{2-}$  et  $Ca^{+2} > Na^+ > Mg^{+2}$ .

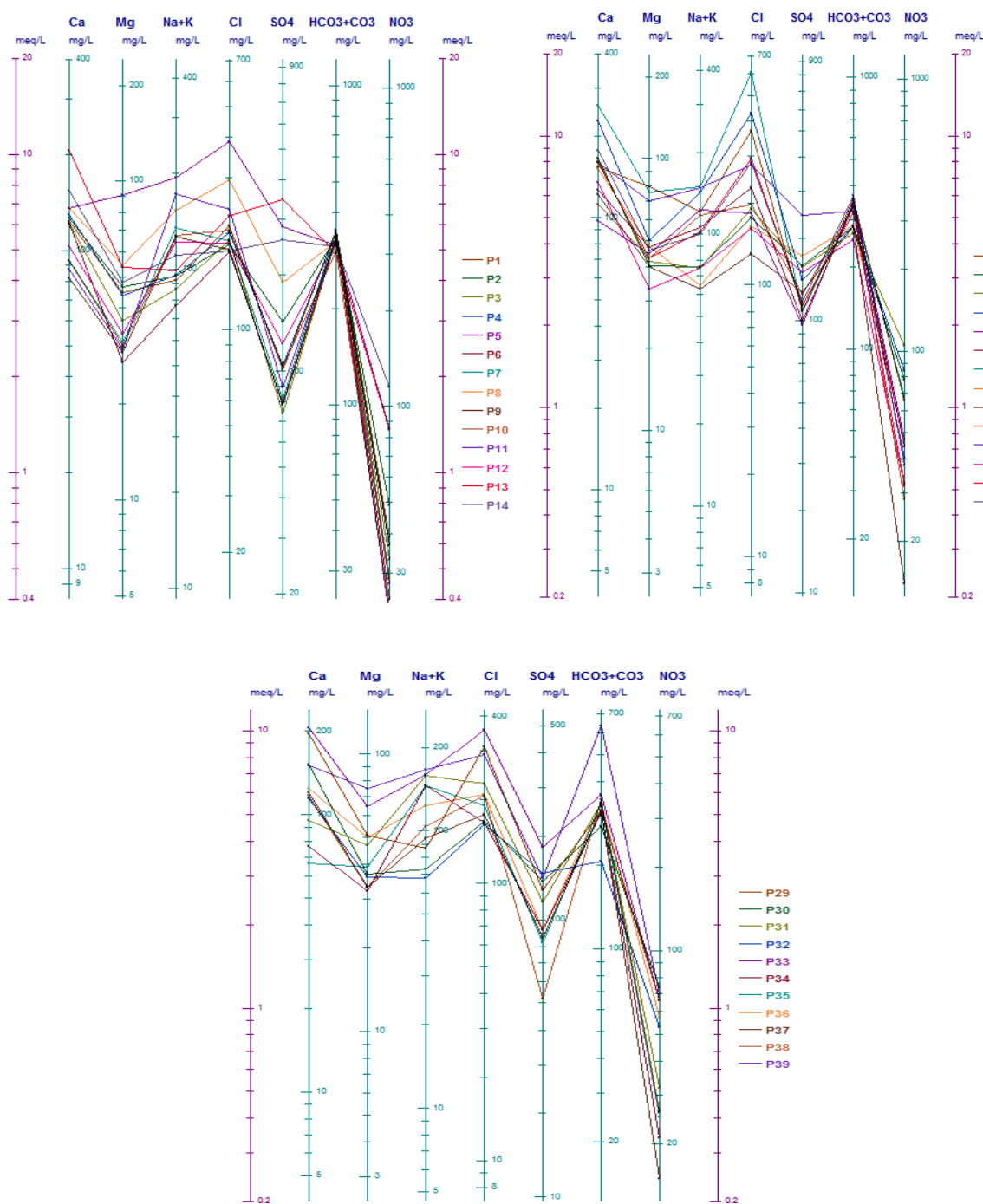


Figure 33. Diagramme de Schoeler et berkalloff des eaux souterraines de Sidi Rached

#### V.3.4. Diagramme de Richard (aptitude des eaux à l'irrigation)

Les eaux de Sidi Rached sont utilisées pour la consommation et l'irrigation des périmètres agricoles, l'évolution des paramètres physico-chimiques des eaux influant sur les

caractéristiques du sol aura des répercussions sur le rendement de l'activité agricole. L'étude chimique des eaux pour l'irrigation est nécessaire pour mettre en évidence le danger que présente certains éléments chimiques, pour les plantes qui supportent mal les sols saturés en sodium, une classification des eaux en fonction du pourcentage du sodium absorbé par l'eau (méthode de Richards) permet de bien classer les eaux en fonction de la conductivité électrique et le SAR (Sodium Adsorption Ratio) dans l'eau. Ce dernier est un indicateur de l'adéquation de l'eau à l'irrigation agricole, déterminée à partir des concentrations des principaux cations alcalins et alcalino-terreux présents dans l'eau. Il est également un paramètre de diagnostic standard pour la teneur en sodium danger d'un sol, tel que déterminé à partir de l'analyse de l'eau interstitielle extraite du sol.

La formule pour calculer le taux d'adsorption de sodium (SAR) est comme suit :

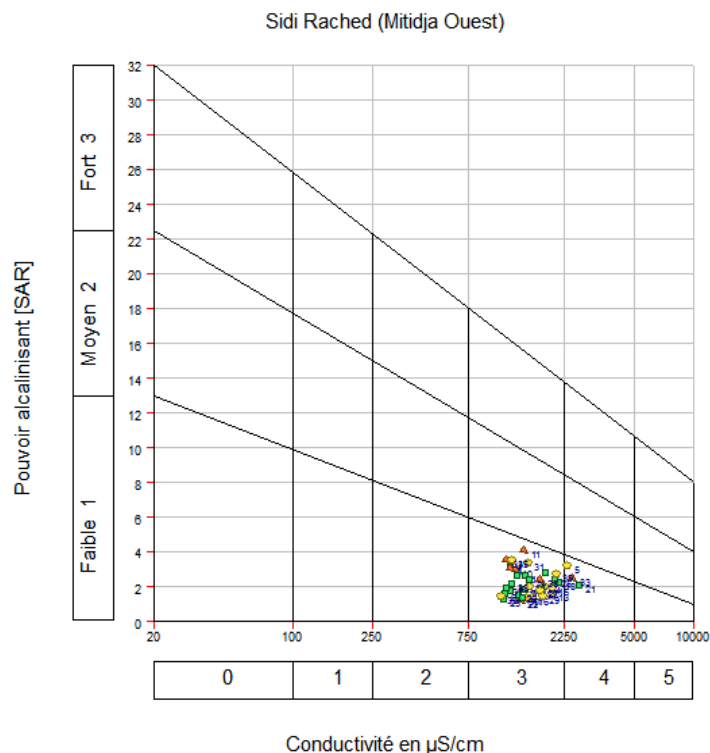
$$S. A. R = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{1}{2}(Ca^{+2} + Mg^{+2})}} \quad (24)$$

Les résultats des analyses portés sur le diagramme de Richards (Figure 34) montrent la répartition des forages dans deux classes. Les deux classes trouvées représentent les caractéristiques suivantes :

Classe C3S1 : représente des eaux de qualité admissibles pour l'irrigation des cultures tolérantes aux sels, sur des sols bien drainés ou de bonne perméabilité. Tous les forages appartiennent à cette classe à l'exception les points p5, p21 et p33.

Classe C4S1 : elle représente les eaux médiocres fortement minéralisées, susceptibles de convenir à l'irrigation de certaines espèces bien tolérantes aux sels et sur des sols bien drainés et lessivés. Les forages appartenant à cette classe sont p5, p21 et p33. A partir du diagramme de Riverside, on conclue que le degré de salinité des eaux est faible.

La composition chimique des eaux montre à l'évidence une pollution que nous allons mieux cerner dans le détail ultérieurement en étudiant la nature chimique des eaux de la nappe.



**Figure 34.** Diagramme de Richards (Riverside) des eaux de la nappe de Sidi Rached

#### V.4. Analyse statistique multivariée

L'analyse statistique multivariée est une approche quantitative et indépendante de la classification des eaux souterraines permettant le regroupement des échantillons d'eau souterraine et l'établissement des corrélations entre les paramètres chimiques relatives aux eaux souterraines. La classification ascendante hiérarchique (CAH) et l'analyse en composantes principales (ACP) offrent une meilleure compréhension de la qualité de l'eau et permet d'interpréter et de représenter les données chimiques relatives aux eaux souterraines et de surface. De nombreux chercheurs ont appliqué ces méthodes et ont obtenu de bons résultats dans l'interprétation de divers processus hydrochimiques, on peut citer :

- Olmezet *et al.* (1994), Mahlkecht *et al.* (2003) et Farnhamet *et al.* (2003) ont utilisé l'ACP pour discuter l'évolution géochimique, la minéralisation et la contamination des eaux souterraines.
- Suk et Lee (1999), Reghunath *et al.* (2002) et Kim *et al.* (2005) ont utilisé la méthode CAH en plus de l'ACP pour interpréter les données hydrochimiques afin de faire ressortir les différents groupes au sein d'un même aquifère.
- Briand C. (2014) a appliqué l'ACP pour distinguer les eaux souterraines contaminées ou non, l'origine de la contamination humaine ou animale, voir même, du type d'animaux (ruminants ou porcins).

Dans cette partie de l'étude, à la fois la classification ascendante hiérarchique (CAH) et l'analyse en composantes principales (ACP) ont été réalisées afin de mieux contraindre l'interprétation des données en utilisant le logiciel d'analyse statistique XLSTAT-2018. Les données correspondent aux mesures moyennes effectuées durant les mois de mars, avril, mai, juin et juillet 2009.

#### V.4.1. Matrice de corrélation

L'importance des corrélations linéaires entre les variables sont déterminées par des coefficients dans l'intervalle (-1, 1). La relation entre les deux paramètres est plus importante lorsque le coefficient se rapproche des valeurs extrêmes de -1 et 1. Un coefficient positif indique un point commun entre les éléments corrélés, tels que les modèles évolutifs similaires. Un coefficient négatif indique que les variables en question évoluent dans des directions opposées.

#### V.4.2. Analyse en composantes principales (ACP)

L'ACP est une méthode statistique multidimensionnelle descriptive utilisable comme outil d'aide à l'interprétation d'une matrice de données *et* qui a pour objectif de présenter, sous forme graphique, le maximum de l'information contenue dans un tableau de données (Philippeau, 1986). Pour une meilleure interprétation des résultats d'analyses des données hydro-chimiques des hydro-systèmes, nous les avons traitées par l'ACP. L'ACP et le CAH comportent 39 descripteurs et 9 variables qui sont : le pH et les ions tels que  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{NO}_3^-$ . Elle a été réalisée à l'aide du logiciel XLSTAT2018.1.49205.

#### V.4.3. Classification ascendante hiérarchique (CAH)

L'analyse de classification hiérarchique consiste à définir un critère d'agrégation des classes qui peut être défini par la mesure du degré de ressemblance ou de dissemblance qui existerait entre les échantillons. CAH est un outil puissant pour analyser des données de la chimie d'eau et pour la formulation de modèles géochimiques (Meng et Maynard, 2001). Il existe plusieurs mesures pour évaluer la distance ou le degré de ressemblance entre les échantillons. La distance **euclidienne** demeure la mesure de similarité la plus utilisée. Les partitions sont représentées par un arbre de classification ou un «**Dendrogramme**». Le nombre de classes obtenues dépend du niveau de la coupure de l'arbre choisi «phenonline». Les critères d'agrégation sont utilisés pour la détermination des classes et reviennent à rassembler les échantillons suivant plusieurs méthodes. En comparant les solutions trouvées par les différentes méthodes, la méthode de **Ward** semble avoir donné les résultats les plus pertinents (Cloutier et al., 2008).



Les comparaisons fondées sur des paramètres multiples à partir d'échantillons différents ont été faites et des échantillons ont été regroupés en fonction de leurs paramètres est connue comme les classifications **Q-mode**. Dans la présente étude Q-mode CAH a été utilisée pour classer les échantillons en groupes hydrochimiques distincts. La méthode de Ward (Ward, 1963) a été utilisée dans cette analyse. Un schéma de classification (CE, Ca<sup>+</sup>, Mg<sup>+2</sup>, Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ont été utilisés dans cette analyse à la fois pour les variables et pour les observations.

### V.5. Résultat de l'analyse statistique multivariée

Les résultats de l'analyse des principaux paramètres physico-chimiques Ca<sup>+2</sup>, Na<sup>+</sup>, Mg<sup>+2</sup>, Cl<sup>-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, pH et CE ont été obtenus par le logiciel XLSTAT-2018. Le calcul nous a donné :

- une matrice de corrélation des variables prises deux à deux,
- les valeurs propres (variance sur les axes principaux) et la contribution des axes choisis à la variance totale(en pourcentage),
- un tableau des coefficients de corrélation entre les variables et les axes factoriels.
- dans l'espace des individus, un tableau des coordonnées des individus sur les axes factoriels et les cosinus des angles individu-axe factoriels.

Le but de cette ACP est de tirer des conclusions concernant l'association des éléments physico-chimiques, géochimiques et de caractériser la répartition des individus.

#### V.5.1. Matrice de corrélation

L'utilisation de l'analyse multivariée pour l'étude globale des eaux souterraines permet une différenciation sur leurs particularités chimiques, une détermination de leurs variations d'ensemble (facteurs) suivant les axes principaux et surtout une caractérisation des différents pôles d'acquisition de la minéralisation. Les coefficients de corrélation entre les éléments sont reportés dans le tableau 30.

**Tableau 30.** Matrice de corrélation

	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CE	pH
Ca <sup>+2</sup>	1.00								
Mg <sup>+2</sup>	<b>0.554</b>	1.00							
Na <sup>+</sup>	-0.059	0.479	1.00						
Cl <sup>-</sup>	<b>0.697</b>	<b>0.726</b>	<b>0.531</b>	1.00					
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	0.445	<b>0.518</b>	0.118	0.163	1.00				
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.005	0.371	0.444	0.222	-0.148	1.00			
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0.633</b>	<b>0.508</b>	-0.007	0.340	<b>0.602</b>	-0.027	1.00		
CE	<b>0.768</b>	<b>0.866</b>	<b>0.528</b>	<b>0.868</b>	<b>0.517</b>	0.287	<b>0.575</b>	1.00	
pH	-0.266	0.011	0.357	-0.004	0.005	-0.143	-0.018	-0.004	1.00

La matrice des coefficients de corrélation montre que les fortes corrélations entre les variables sont positives donc leurs concentrations évoluent dans le même sens

- une bonne corrélation entre la conductivité, calcium, magnésium et le chlore ;
- une bonne corrélation entre le magnésium et le chlore ; une assez bonne corrélation entre le calcium, le chlore et le magnésium ;
- une assez bonne corrélation entre le sodium, le chlore et la conductivité (CE).
- une assez bonne corrélation entre les nitrates, le calcium, les sulfates et le magnésium à un degré moindre.
- une assez bonne corrélation entre les nitrates et les sulfates.

Les ions nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) sont présents dans la nature où ils font partie du cycle de l'azote. Ils représentent la forme la plus soluble de l'azote. Principalement utilisés comme engrais inorganiques pour la croissance des plantes et la synthèse de composés azotés organiques, les nitrates en excès peuvent se retrouver rapidement dans les eaux souterraines.

### **V.5.2. Application de la méthode CAH aux données des eaux de l'aquifère de Sidi Rached**

Nous avons appliqué la CAH aux données chimiques des eaux de l'aquifère de Sidi Rached, afin de rassembler ces eaux en un nombre limité de clusters. Pour ce faire, nous avons utilisé le logiciel XLSTAT – 2018, pour regrouper les points d'eau ayant des profils chimiques similaires. Le nombre d'individus est de 39 (forages et puits) et les variables au nombre de 09 ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$ , pH et CE). C'est la méthode de *distance euclidienne* et la méthode d'agrégation de *Ward* qui ont été appliquées. Ensuite un arbre, appelé « *dendrogramme* » a été construit. Et enfin on a coupé le dendrogramme au niveau où cela crée la meilleure répartition des points du nuage en classes bien distinctes entre elles.

#### **V.5.2.1. Statistiques des nœuds**

Nous avons réuni dans le tableau 31, les résultats concernant les nœuds successifs et les pertes d'inertie lors du passage d'une classe à une autre classe.

**Tableau 31.** Nœuds successifs du dendrogramme

Nœud	Niveau	Poids
1	0.812	39
2	0.276	18
3	0.109	10
4	0.107	21
5	0.092	12
6	0.074	6
7	0.055	8
8	0.034	7
9	0.031	9
10	0.018	8
11	0.018	4
12	0.017	5
13	0.017	6
14	0.014	2
15	0.013	3
16	0.013	7
17	0.011	4
18	0.008	4
19	0.008	4
20	0.008	3
21	0.007	3
22	0.007	2
23	0.007	2
24	0.006	3
25	0.006	4
26	0.005	3
27	0.005	3
28	0.004	3
29	0.004	2
30	0.003	3
31	0.003	2
32	0.003	2
33	0.003	2
34	0.003	2
35	0.002	2
36	0.001	2
37	0.001	2
38	0.001	2

La meilleure partition est celle où les dissimilarités entre les individus d'une même classe sont les plus faibles et les dissimilarités entre individus de classes différentes sont les plus fortes. Dans ce contexte, l'indice de la hiérarchie va nous aider à déterminer la meilleure partition (figure 35).

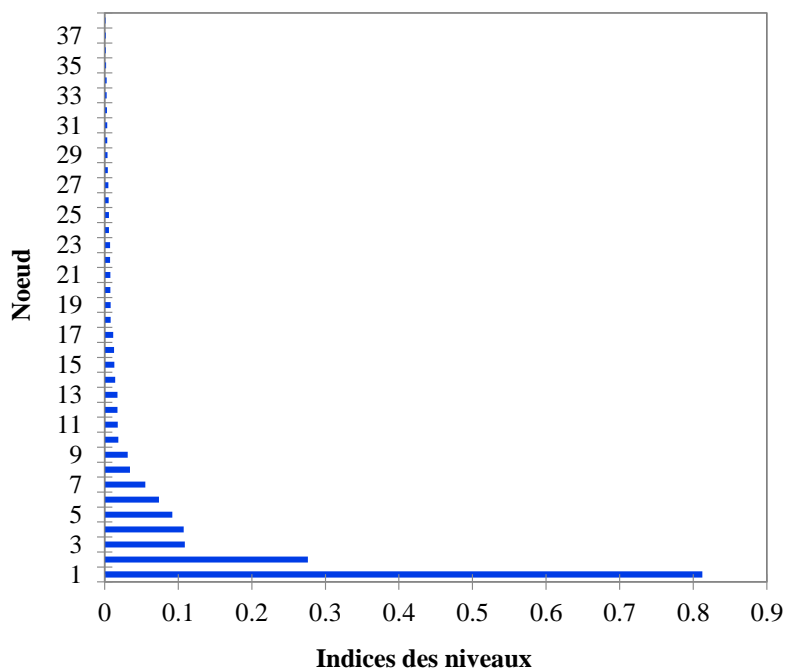


Figure 35. Diagramme des niveaux

V.5.2.2. Dendrogramme

Le dendrogramme permet de visualiser le regroupement progressif des puits. Si une troncature a été demandée, un trait en pointillé marque le niveau auquel est effectuée la troncature, cette dernière permet de visualiser les classes. Dans notre cas, nous distinguons six classes (Figures 36 et 37).

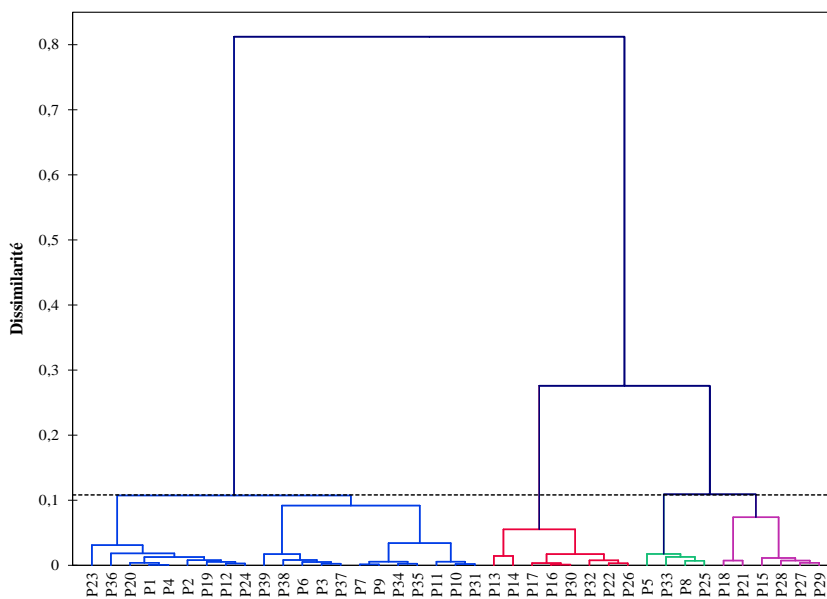
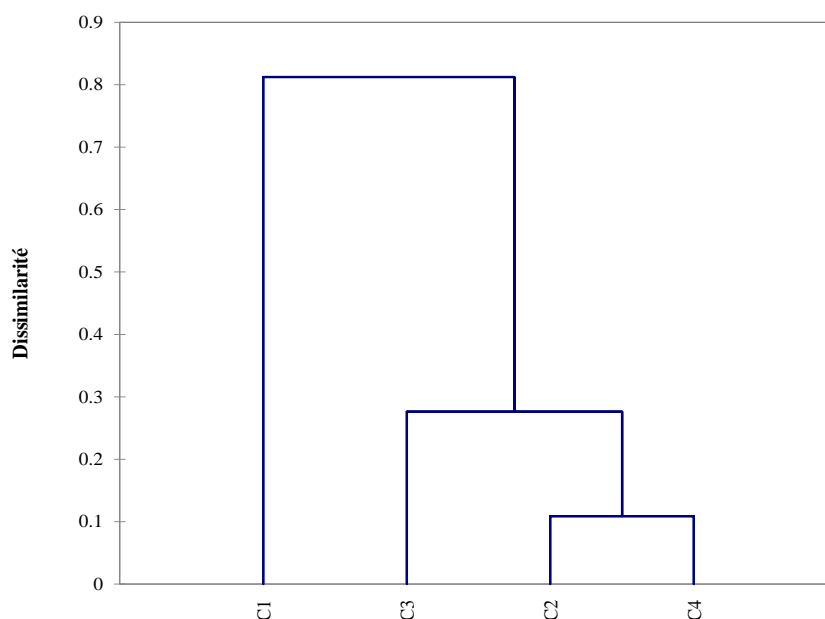


Figure 36. Dendrogramme des eaux de l'aquifère de Sidi Rached.



**Figure 37.** Hiérarchie des partitions obtenues par CAH (dendrogramme)

Nous distinguons quatre classes pour une troncature correspondant à une inertie de 0.11. L'analyse du dendrogramme met en évidence les différentes classes. Le tableau 32 indique pour chaque point d'eau sa classe d'affectation dans l'ordre initial des individus selon leurs teneurs en ions majeurs.

**Tableau 32.** Répartition des points d'eau de chaque classe par la CAH

Classes	1	2	3	4
Les points d'eau	P1, P2, P3, P4, P6, P7, P9, P10, P11, P12, P19, P20, P23, P24, P31, P34, P35, P36, P37, P38 et P39	P5, P8, P25 et P33	P13, P14, P16, P17, P22, P26, P30 et P32	P15, P18, P21, P27, P28 et P29

Nous avons extrait les intra classes à partir des quatre classes déjà obtenues par le dendrogramme, les résultats sont présents dans les tableaux ci-dessous (Tableaux 33 à 36).

**Tableau 33.** Classification des intra classes de la classe 1

Intra classes	Points d'eau													
1	P1, P2, P4, P12, P19, P20, P23, P24 et P36					P3, P6, P37, P38 et P39,			P7, P9, P10, P11, P31, P34 et P35					
2	P23	P1, P2, P4, P12, P19, P20, P24 et P36				P3 9	P3, P6, P37 et P38		P10, P11 et P31		P7, P9, P34 et P35			
3		P36	P1, P2, P4, P12, P19, P20 et P24					P38	P3, P6 et P37		P11	P10 et P31	P7 et P9	P34 et P35
4		P1, P4, et P20		P2, P12, P19 et P24			P6	P3 P37						
5		P20	P1 et P4	P2	P12, P19 et P24									

**Tableau 34.** Classification des intra classes de la classe 2

Intra classes	Points d'eau		
1	P5	P8, P25 et P33	
2		P38	P25 et P33

**Tableau 35.** Classification des intra classes de la classe 3

Intra classes	Points d'eau			
1	P13 et P14	P16, P17, P22, P26, P30 et P32		
2		P16, P17 et P30		P22, P26 et P32
3		P17	P16 et P30	P32 et P26

**Tableau 36.** Classification des intra classes de la classe 4

Intra classes	Points d'eau		
1	P18 et P21	P15, P27, P28 et P29	
2		P15	P27, P28 et P29
3		P28	P27 et P29

Chacune des classes retenues comprend des points semblables en au moins un composant, par exemple pour les P1 et P4 de la classe 1 ont les mêmes teneurs en ion  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$  et le  $\text{Ca}^+$  et presque les mêmes valeurs en ion  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  et le  $\text{Cl}^-$ .

La ressemblance des teneurs entre les points de chaque classe diminue à chaque fois que la distance augmente.

### V.5.3. Analyse en composantes principales (ACP)

Les résultats des analyses des éléments chimiques ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$ , pH et CE), ont été traités à l'aide du logiciel XLSTAT -2018. Le programme de calcul a fourni :

- une matrice de corrélation des variables prises deux à deux.
- les valeurs propres (variance sur les axes principaux) et la contribution des axes choisis à la variance totale (en %).
- un tableau des coefficients de corrélation entre les variables et les axes factoriels Ainsi que leurs carrés
- dans l'espace des individus, un tableau des coordonnées des individus sur les axes Factoriels et les cosinus des angles individu-axe factoriels.

Le but de cette ACP est de tirer des conclusions concernant l'association des éléments chimiques, géochimiques et de caractériser la répartition des individus.

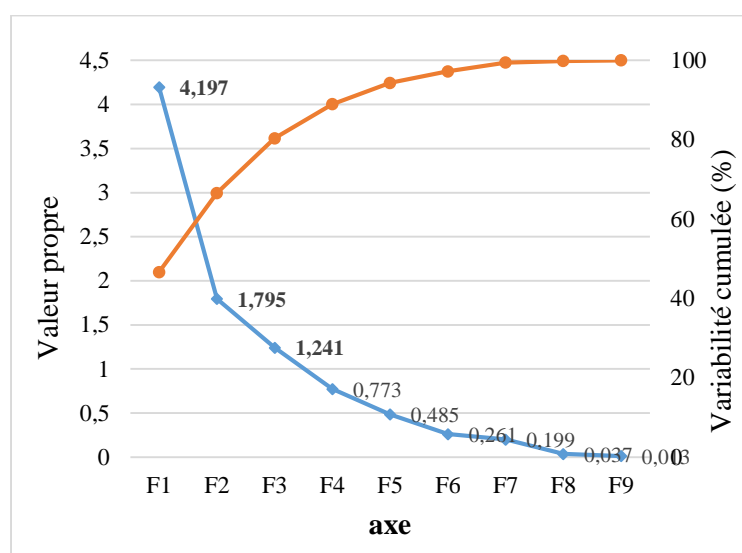
L'étude statistique à partir de l'ACP donne de nombreux résultats qui sont présentés dans les Tableaux 37 et 38. Dans le Tableau 37 sont consignés les valeurs propres, les variances exprimées pour chaque facteur ainsi que leurs cumuls. On ne retient que les trois premiers axes

principaux puisqu'ils expriment 80.36 % de la variance totale avec une variance exprimée de 46.63% pour le 1<sup>er</sup> facteur (F1), est le plus important de tous, ensuite viennent le 2<sup>eme</sup> et le 3<sup>eme</sup> facteur (F2 et F3), avec respectivement 19.95% et 13.79% de la variance exprimée.

**Tableau 37.** Valeurs et pourcentages exprimés pour les axes principaux

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9
Valeur propre	4.20	1.80	1.24	0.77	0.49	0.26	0.20	0.04	0.01
Total de la variance(%)	46.63	19.95	13.79	8.59	5.40	2.90	2.21	0.41	0.14
Cumul de la variance (%)	46.63	66.58	80.36	88.95	94.34	97.24	99.45	99.86	100

La figure 38 extraite du tableau 38, présente une courbe décroissante du pourcentage de l'ensemble des facteurs, c'est une représentation graphique qui permet aussi de déceler le nombre de facteurs nécessaires pour mieux visualiser les résultats.



**Figure 38.** Évolution de la valeur propre et de la variabilité cumulée des variables

### V.5.3.1. Analyse des graphiques

Nous utilisons les composantes principales les plus intéressantes en termes de pourcentage de variabilité, pour observer la distribution des variables et des individus.

Dans notre cas d'étude, trois axes principaux ont été considérés. Le plan principal (F1- F2) qui explique 66.58% de l'information et le plan (F1- F3) qui représente 80.42%, les trois axes ensemble expliquent 80.36 % de l'information.

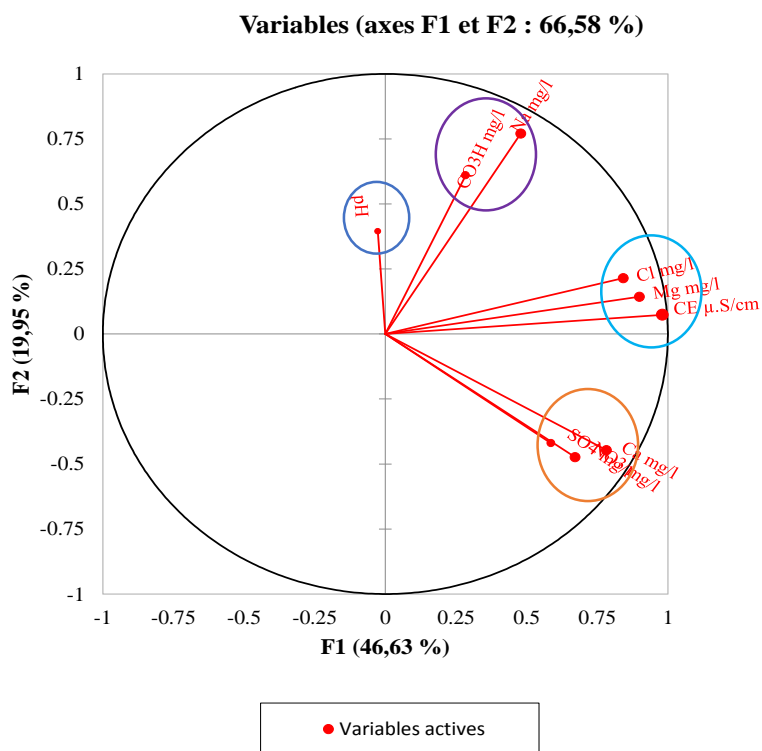
#### a. Espace des variables

Le tableau 38 permet de visualiser la corrélation entre les facteurs et les variables et il nous permet de montrer que :

- Le facteur F1 est très bien corrélé positivement avec les chlorures, le magnésium, le calcium, les nitrates et la conductivité électrique. Il est moins bien corrélé avec les sulfates.
- Le facteur F2 est bien corrélé positivement avec le sodium, mais l'est légèrement moins avec les carbonates.
- Le facteur F3, est très bien corrélé avec le pH par contre est moyennement corrélé négativement avec les carbonates comme le montre les figures 39 et 40.

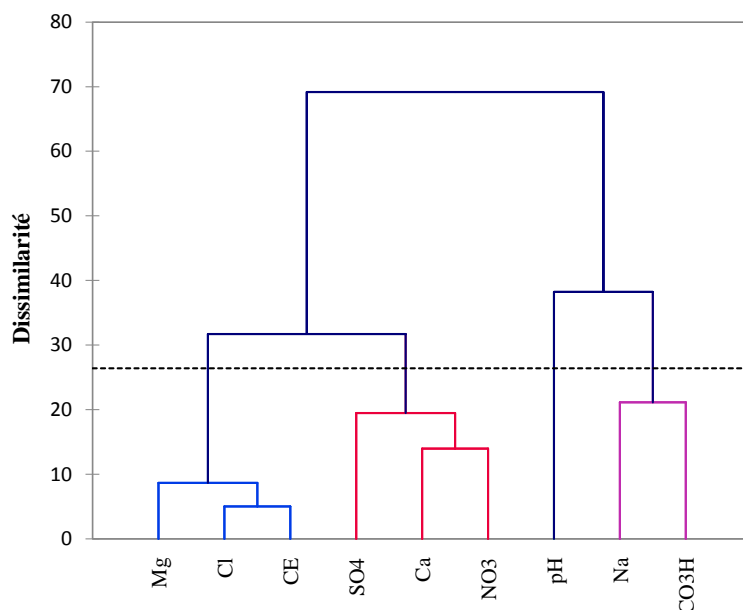
**Tableau 38.** Corrélations entre les variables et les facteurs.

Variables	F1	F2	F3
Calcium Ca <sup>+2</sup> (mg/L)	<b>0.782</b>	-0.447	-0.204
Magnésium Mg <sup>+2</sup> (mg/L)	<b>0.899</b>	0.143	-0.004
Sodium Na <sup>+</sup> (mg/L)	0.479	<b>0.771</b>	0.215
Chlore Cl <sup>-</sup> (mg/L)	<b>0.842</b>	0.215	-0.134
Sulfates SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (mg/L)	<b>0.587</b>	-0.420	0.387
Carbonate HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0.284	<b>0.610</b>	<b>-0.501</b>
Nitrate NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	<b>0.671</b>	-0.474	0.186
CE (u.S/cm)	<b>0.981</b>	0.074	-0.014
pH	-0.027	0.395	<b>0.836</b>



**Figure 39.** Projection des variables sur le plan factoriel (F1-F2)





**Figure 40.** Dendrogramme des variables des eaux de l'aquifère de Sidi Rached

On remarque que sur l'axe F1 (46.63 %) sont regroupés :  $\text{SO}_4^-$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{NO}_3^-$ , Cl- et  $\text{Mg}^+$ . Dans ce regroupement, l'association de ces ions correspond au pôle anthropique de la minéralisation de l'eau. Dans notre cas, il traduit l'importance de la pollution domestique et agricole. En effet, dans ce regroupement, on peut dire que F1 est l'axe de la pollution.

L'axe F2 bien que peu représentatif (19.95 %) regroupe les bicarbonates, le sodium et le pH. Il traduit la minéralisation naturelle de l'eau ainsi que le degré d'altération des roches.

### b. Espace des individus

La projection des variables et des individus sur le plan factoriel F1 et F2 permet d'extraire la figure 41. L'analyse de la projection des individus sur le plan factoriel (F1-F2) montre que nous pouvons subdiviser les points de mesure en cinq groupes (figure 41).

- Le 1<sup>er</sup> groupe englobe 23 points d'eau à savoir : P1, P2, P3, P4, P6, P7, P8, P9, P10, P11, P12, P19, P20, P23, P24, P27, P28, P31, P34, P35, P36, P37 et P38. Ce sont des forages et puits caractérisés par des teneurs élevées en  $\text{Na}^+$  et  $\text{Mg}^{+2}$ .

- Le 2<sup>ème</sup> groupe englobe six points : P16, P17, P22, P26, P30 et P32.

- Le 3<sup>ème</sup> groupe renferme six points d'eau à savoir : P5, P15, P18, P21, P25 et P33. Ce groupe est caractérisé par des teneurs élevées en  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , la CE et les teneurs les plus élevées en Cl-

- Le 4<sup>ème</sup> groupe est composé des P13, P29 et 14. Ces points d'eau sont caractérisés par des teneurs très élevées en  $\text{SO}_4^{-2}$  et  $\text{NO}_3^-$ .

- le 5<sup>ème</sup> groupe est composé du point P38 qui est caractérisé par la teneur la plus élevée en  $\text{HCO}_3^-$ .

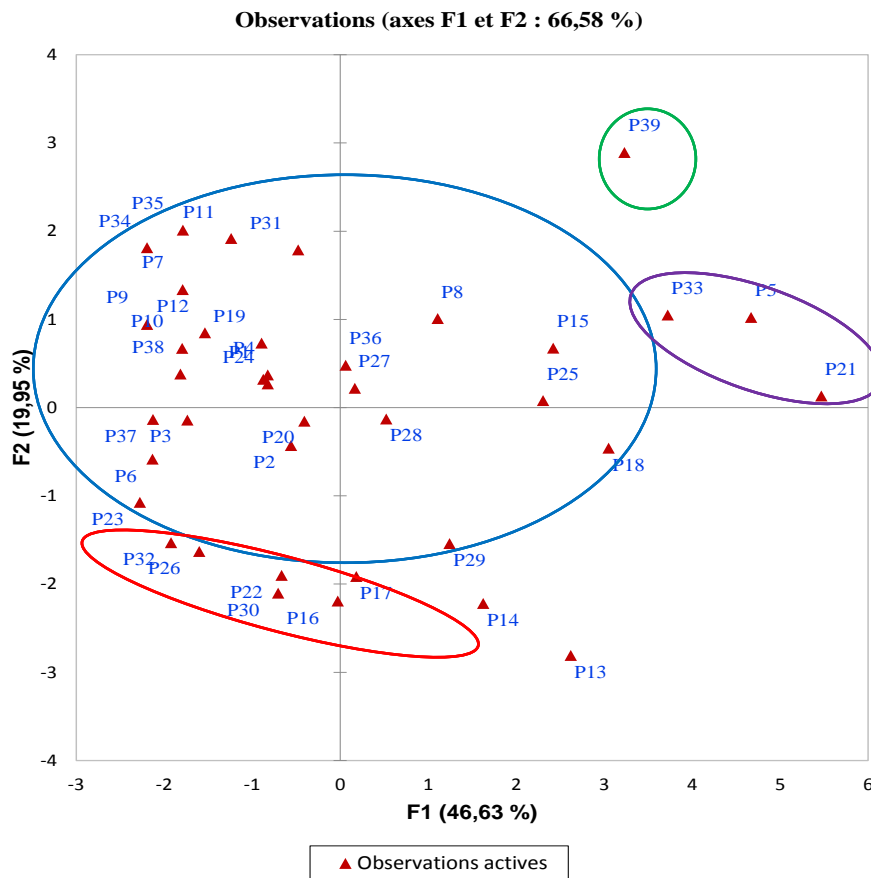


Figure 41. Projection des points d'eau selon le plan (F1 – F2)

### V.5.3.2. Comparaison entre CAH et ACP

La comparaison entre les résultats fournis par les deux méthodes CAH et ACP, montre une analogie dans la classification à l'exception certains points :

- Les points P8 et P25 se sont éloignés de la classe 2 pour atteindre la classe 1.
- Nous remarquons que la CAH a dissocié les points P8 et P25 du grand cercle pour l'intégrer à la classe 2 ; et qu'il a associé le P39 au grand cercle (peut-être à cause de la minéralisation élevée ( $\text{Ca}_{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$  et  $\text{HCO}_3^-$ )).
- Nous remarquons aussi que la CAH a dissocié les points P15, P27, P28 et P29 du grand cercle pour l'intégrer à la classe 4.

**V.6. Conclusion**

Ce chapitre nous a permis d'établir un aperçu sur la qualité chimique de l'eau, dans la région de Sidi Rached, les eaux de la nappe du quaternaire ont montrées la dominance du faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien se manifestant au niveau de 94.9% des points d'eau étudiés. Ainsi que l'évolution des concentrations en nitrate des eaux de la nappe alluviale de Sidi Rached qui traduit une dégradation de la qualité de ces eaux destinées pour la consommation et/ou pour l'irrigation. Plus de 73% de la superficie de la zone d'étude abritent des eaux souterraines de concentration en nitrates supérieure à la norme établie par l'organisation mondiale de la santé O.M.S (>50mg/L) dont plus de 14% renferment des eaux de teneur en nitrates excédant les 75mg/L.

La carte des nitrates établie par krigeage d'indicatrices au seuil supérieur à 50 mg/L montre que les zones qui ont un risque élevé à très élevé (50-100%) de contamination par les nitrates couvre presque tout le bassin (70.3%), cela s'explique par le fait que l'irrigation des cultures se fait en grande partie par les eaux de la nappe déjà contaminées et par les apports excessifs d'engrais azotés. Cette contamination dans les eaux de la nappe alluviale de Mitidja est à l'origine de l'activité agricole intense à différentes spéculations et différentes pratiques (fertilisation et irrigation), la part de l'assainissement autonome et les rejets urbains n'est pas à négliger. Ceci contribue à l'augmentation de la concentration des nitrates en fragilisant l'environnement et en menaçant sérieusement la santé humaine.

# CHAPITRE VI

## **VULNÉRABILITÉ DES EAUX SOUTERRAINES DU BASSIN DE SIDI RACHED**

## CHAPITRE VI : Vulnérabilité des eaux souterraines du bassin de Sidi Rached

### VI.1. Introduction

Le présent chapitre a pour but : en premier lieu, de réaliser des cartes de vulnérabilité intrinsèque (DRASTIC classique) et spécifique (DRASTIC pesticide), en utilisant le système d'information géographique (SIG), basées sur des paramètres pédoclimatiques de la zone et hydrodynamiques de la nappe précédemment décrits (chapitre II de la deuxième partie-Matériels et méthodes). En second lieu, de procéder à optimiser les poids des sept paramètres des modèles DRASTIC (classique et pesticide) par l'application de deux techniques d'ajustement (AHP et SPSA) et de réaliser différentes cartes de vulnérabilité optimisées par AHP et par SPSA sous SIG. Et enfin de déterminer le modèle le plus adapté pour évaluer la vulnérabilité des eaux souterraines de la zone d'étude (bassin de Sidi Rached).

### VI.2. Application des modèles DRASTIC (spécifique et intrinsèque)

Le présent paragraphe a pour but de réaliser deux cartes de vulnérabilité intrinsèque et spécifique basées sur des paramètres pédoclimatiques de la zone et hydrodynamiques de la nappe. Les modèles adoptés sont le modèle DRASTIC classique (MDC) et le modèle DRASTIC pesticide (Aller et al., 1987) précédemment décrits au chapitre II (Matériels et méthodes) combinés au système d'information géographique (SIG). Le logiciel appliqué est ArcGIS 10.2.2.

#### VI.2.1. Hydrodynamique de la nappe

##### a- Piézométrie

Au niveau de la zone d'étude 38 points d'eau ont été sélectionnés, dont 26 forages et 12 puits avec une répartition aléatoire sur le bassin, afin de pouvoir établir les cartes piézométriques.

Les campagnes de mesures ont été effectuées en 2009 :

- en juin pour les hautes eaux ;
- en septembre pour les basses eaux ;

Les niveaux piézométriques moyens de la nappe enregistrées durant ces deux campagnes de mesures varient de 2m dans la région nord du bassin (Sidi Rached et au pourtour de la route n°67) à 83m dans celle d'Ahmer El Ain. Ces mesures nous ont permis d'établir des cartes piézométriques pour le bassin d'étude et de déterminer les axes de drainage (Figure 42 et 43), les flux horizontaux, et donc les directions de l'eau de la nappe pendant ces périodes.

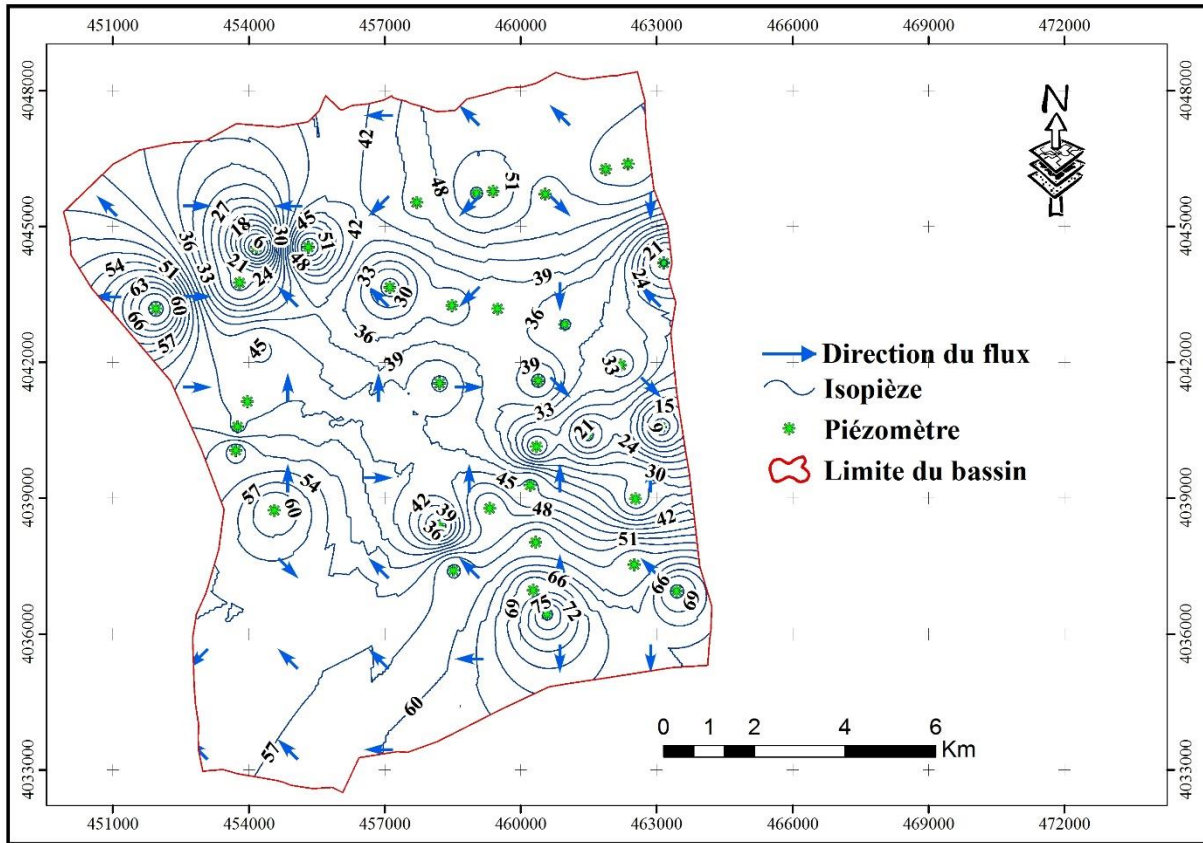


Figure 42. Carte piézométrique (basses eaux, 2009)

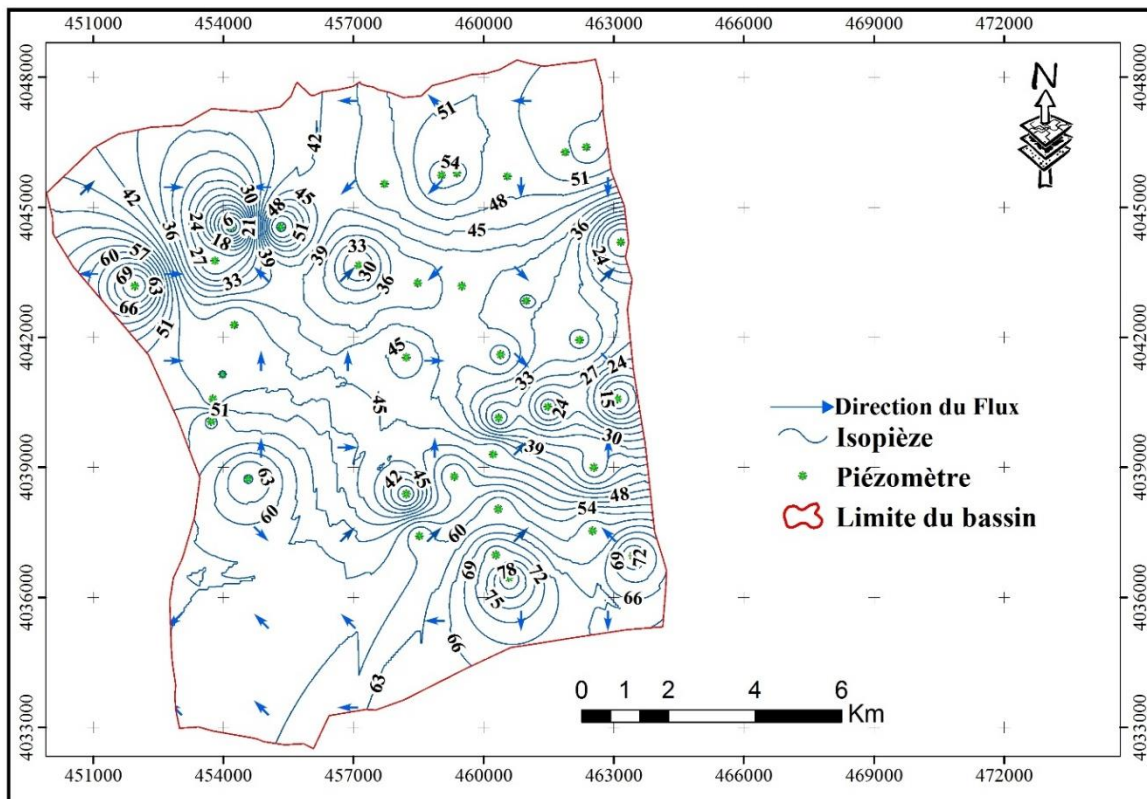


Figure 43. Carte piézométrique (Hautes eaux, 2009)

**b- Interprétation des cartes piézométriques :**

L'examen des cartes piézométriques de l'année 2009 (voir figure 42 et 43) relèvent les observations suivantes :

- Il apparaît que la nappe est de type radial à écoulement convergent.
- Les dépressions piézométriques créées au niveau des villes de Bourkika et Ahmer El Ain semblent dues à des pompages intensifs pour l'irrigation des terres agricoles qui caractérisent la zone d'étude. L'espacement des courbes piézométriques dans le sens d'écoulement caractérise la pente (gradient hydraulique). Elles sont serrées au niveau du versant nord de Bourkika et le sud d'Ahmer El Ain, traduisant un gradient fort ; ce qui correspond à une zone très alimentée.

**VI.2.2. Construction des cartes thématiques des sept paramètres DRASTIC****VI.2.2.1. Profondeur de la nappe (D)**

Le facteur D joue un rôle primordial dans la qualification de la capacité de l'aquifère à être affecté par l'infiltration d'un polluant, il est déterminé par la différence d'altitude entre la courbe de niveau (MNT) et la courbe isopièze (niveau d'eau). Le niveau statique mesuré varie entre 0.7 et 74.6 m et qui montre que le système aquifère est peu profond (une valeur moyenne de 28m) (figure 44). Les notes ont été attribuées à chaque classe de profondeur en se basant sur la classification d'Aller et al (1987) (voir annexe V). En prenant en compte les spécifications du modèle DRASTIC, la note de valeur 1 est attribuée à toute profondeur supérieure à 33 m et la note de valeur 10 à toute valeur inférieure à 2m.

La carte des profondeurs de la nappe (Figure 44) a été établie en utilisant la méthode d'interpolation par krigeage ordinaire. Elle met en évidence une variabilité spatiale notable et montre plusieurs classes allant de 0.7 m à 74.4m. Les classes de profondeurs faibles allant de 0.7m jusqu'à 33m sont localisées au Nord d'Ahmar El Ain, lac Halloula et Nord-Oest de Sidi Rached en occupant 11.3% de la surface totale du bassin, traduisant ainsi une vulnérabilité élevée. Tandis que les classes de profondeurs importantes allant de 33m à 74.4m occupent une grande partie du Sud de la zone d'étude, l'Est de Bourkika et le Nord-Est de Sidi Rached (figure 44 et tableau 39). Elles occupent 88.7% de la surface totale rendant ainsi les terrains moins vulnérables.

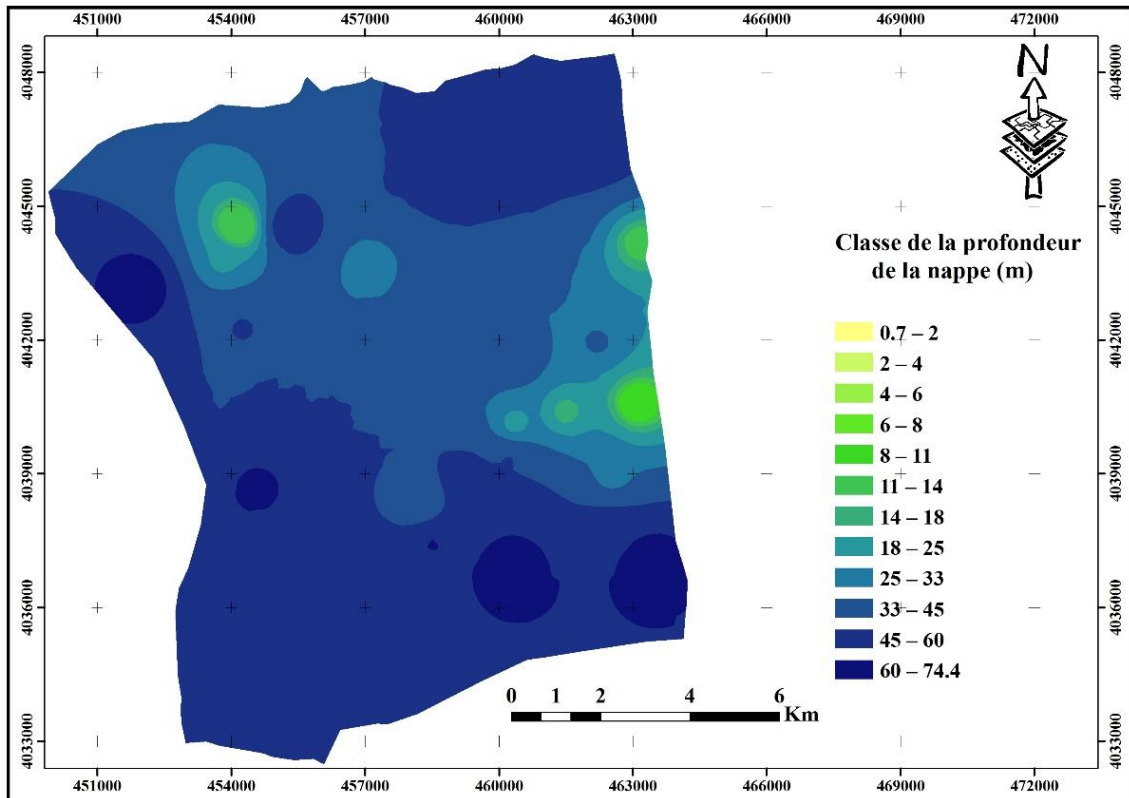


Figure 44. Carte des classes de la profondeur de l’aquifère.

Tableau 39. Répartition des superficies par classe de profondeurs de la nappe

Classe	Superficie	
	(ha)	(%)
0.7 - 11	28.1	0.2
11 - 14	60.3	0.4
14 - 18	193.8	1.2
18 - 25	355.3	3.3
25 - 33	1120.9	7.2
33 - 45	4335.3	27.8
45 - 60	6884.7	44.1
60 - 74.4	2621.6	16.8

#### VI.2.2.2. Recharge nette (R)

Dans le cas de Sidi Rached, la recharge nette a été calculée à partir des précipitations, en appliquant le modèle établi par Mac Donald dans le cadre de réalisation de l’étude d’aménagement hydro-agricole de la plaine de Mitidja (1992). La carte de la recharge de la nappe est obtenue par une interpolation en appliquant la méthode de krigeage ordinaire sous SIG (Figure 45).



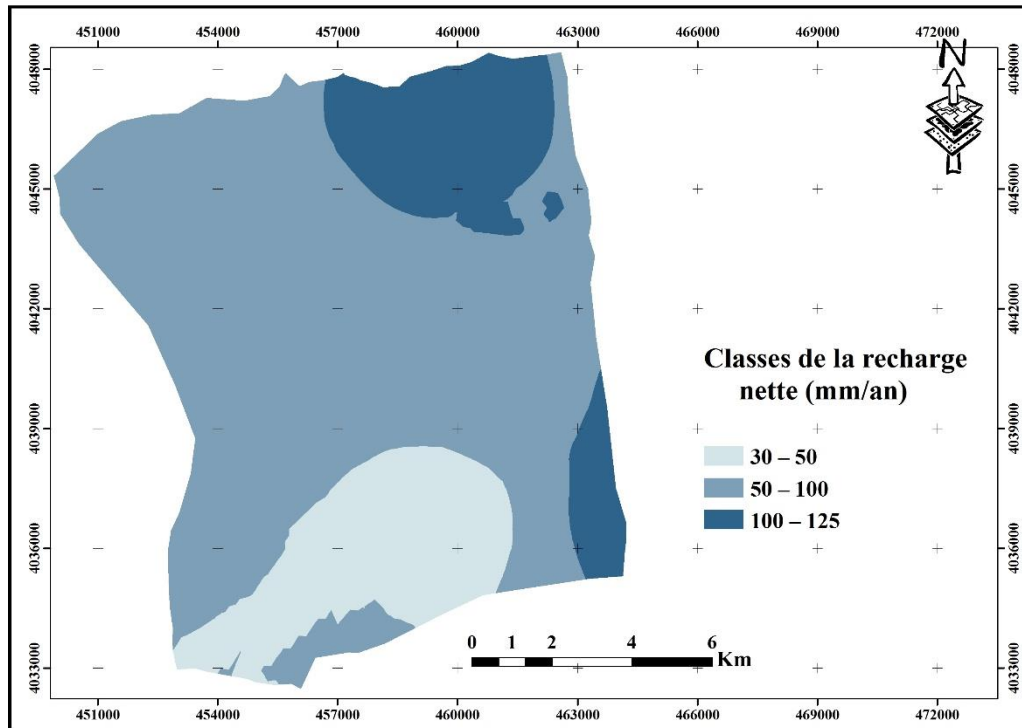


Figure 45. Carte des classes de la recharge nette (R).

Les classes de la recharge nette ont été définies Aller et al. (1987). Les zones de forte recharge (100mm/an à 125mm/an) sont situées à l’Est d’Ahmar El Ain et à l’Est de Sidi Rached en occupant seulement 12.7% de la surface totale. Alors que les zones de faible recharge (30mm/an à 50mm/an) sont localisées au Sud du Bassin en occupant 12.2% de la zone d’étude. La recharge moyenne (50mm/an à 100mm/an) est retrouvée sur la majorité du territoire (75.1%). Le tableau 40 indique les superficies occupées par les trois classes de recharge dans la zone d’étude.

Tableau 40. Répartition des superficies par classe de la recharge nette

Classe	Superficie	
	(ha)	(%)
30-50	1896.01	12.2
50-100	11723.72	75.1
100-125	1980.27	12.7

### II.2.2.3. Milieu aquifère ou zone saturée (A)

Le paramètre milieu aquifère désigne la lithologie de l’aquifère et il intervient dans le piégeage des polluants, entre autre les nitrates, échappés au pouvoir d’absorption du sol. Son identification a été basée sur les logs et les coupes lithologiques des forages réalisés dans la zone d’étude. L’analyse de ces données a illustré que le matériau aquifère de Sidi Rached (Mitidja Ouest) est constitué essentiellement de gravier et d’argile, d’argile et cailloutis, des

alluvions (mélange d'argile, sable et ravier), de marno-calcaire et sable et de marne et argile (figure 46).

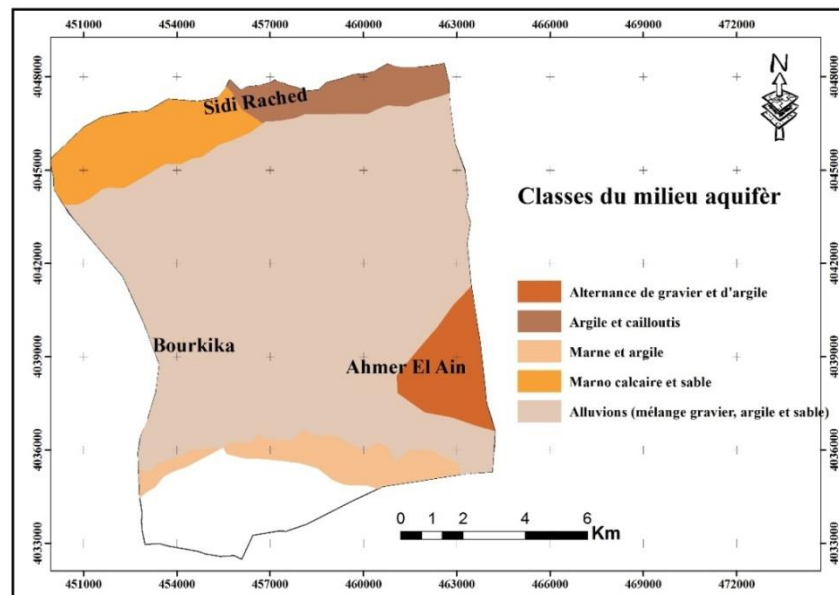


Figure 46. Carte des classes de la zone non saturée.

L'aquifère de Sidi Rached est constitué essentiellement de mélange de gravier, d'argile et de sable (alluvions) ou il occupe plus de 66% du bassin (tableau 41). Les indices de vulnérabilité correspondant à ce paramètre ont été estimés selon la notation illustrée en annexe V et présentés spatialement en figure 46.

Tableau 41. Répartition des superficies par classe de matériau aquifère

Classes	Superficie	
	(ha)	(%)
Alternance de gravier et d'argile	765.6	4.8
Alluvions (mélange d'argile, sable et gravier)	10545.1	66.4
Marno-calcaire et sable	1224.2	7.7
Argile et cailloutis	741.2	4.7
Marne et argile	799.4	5.0

#### VI.2.2.4. Type de sol (S)

La nature du sol a un impact considérable sur la contamination des nappes phréatiques par les polluants provenant de la surface. Elle peut réduire, retarder ou accélérer le processus de propagation de polluant vers l'aquifère. Plus le sol est riche en argile, plus l'absorption des polluants est importante, et plus la protection des eaux souterraines est grande. Les informations recueillies à partir des études et cartes pédologiques ont permis de définir la nature du sol (figure 47). En analysant la figure 47, on remarque qu'il y a à Sidi Rached cinq principaux types de sols : les sols argileux, argilo-limoneux, argilo-limoneux calcaire, limono-argileux calcaire et

colluvion calcaire et cailloux. Les prédominantes sont de type argilo-limoneux (45.6% de la zone d'étude) et limono-argileux calcaire (33%) (Tableau 42).

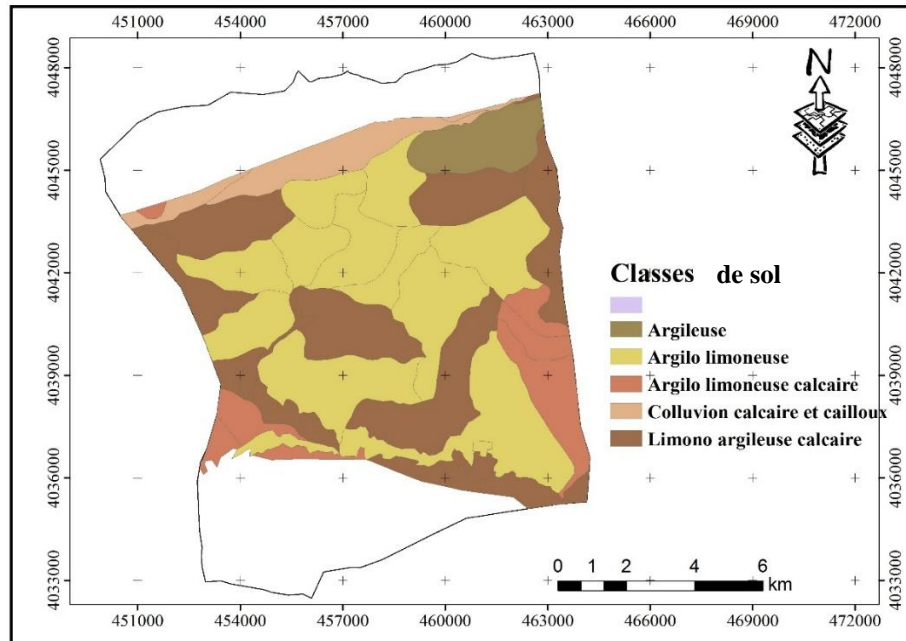


Figure 47. Carte des classes de sol.

Tableau 42. Répartition des superficies par type de sol.

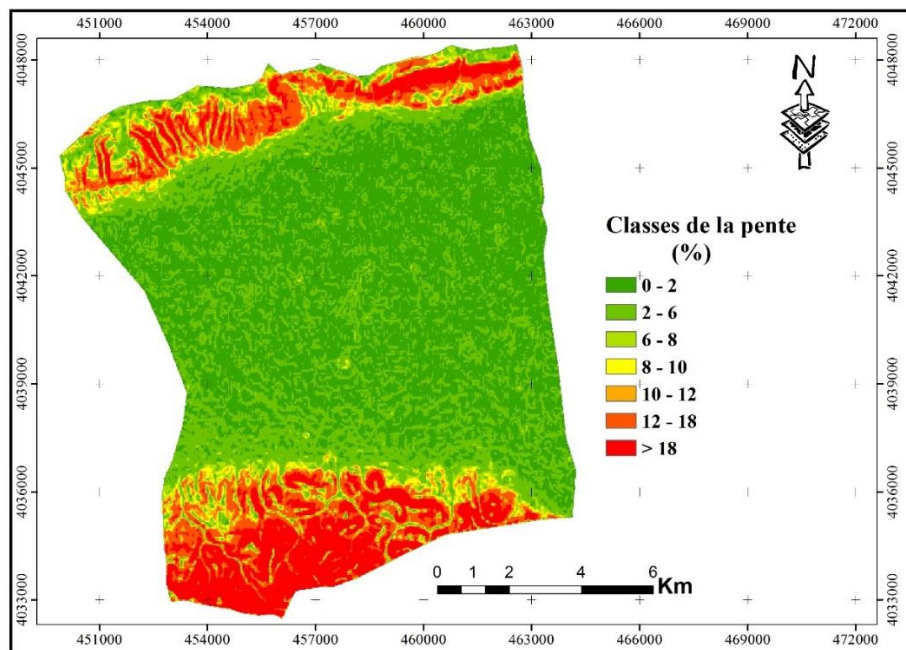
Type de sol	Superficie	
	(ha)	(%)
Colluvion calcaire et cailloux	710.1	6.4
Argileux	584.6	5.3
Limono argileux calcaire	3658.0	33.0
Argilo limoneux calcaire	1078.4	9.7
Argilo limoneux	5058.3	45.6

On a assigné une note pour chaque type de sol selon la classification d'Aller et al (1987). Les notes attribuées aux différents types de sol sont illustrées dans le tableau 42. Les indices de vulnérabilité correspondant à ce paramètre ont été estimés selon la notation illustrée en annexe V.

#### VI.2.2.5. Topographie (Pente) (T)

Le paramètre topographie est représenté dans la méthode DRASTIC par les valeurs de la pente en pourcentage, ce paramètre traduit l'aptitude au ruissellement et à l'infiltration des eaux superficielles vers la nappe et reflète donc la capacité de ces eaux à introduire des agents polluants vers la nappe. En effet, plus la pente des terrains est grande, plus le ruissellement des eaux est important et par conséquent la contamination des eaux souterraines est faible. En revanche, une zone à faible pente a un plus grand potentiel de migration des contaminants.

La carte de pente (figure 48) a été réalisée après traitement d'une carte de Modèle Numérique de Terrain ASTER GDEM version 2 de 30 m de résolution sous environnement ArcGis 10.2.2. Ensuite, la classification a été effectuée avec le module « Spatial analyst tool » du même logiciel et selon la classification d'Aller et al (1987)..



**Figure 48.** La carte des classes de pente (P %)

La carte de pente obtenue (figure 48) met en évidence plusieurs classes allant de 0% à 58%. La quasi-totalité de la région (70.7%) est caractérisée par de très faibles pentes comprises entre 0 et 6% (Tableau 43). Ces classes sont localisées au niveau du centre du bassin, en effet la zone d'étude est située dans une zone de plaine. La pente augmente fortement dans le sud de la zone d'étude près des monts Blidéen.

**Tableau 43.** Répartition des superficies par classe de pente

Classe (%)	Superficie (ha)	Superficie (%)
0-2	7870.9	50.5
2-6	3145.4	20.2
6-8	1365.8	8.8
8-10	1093.3	7.0
10-12	823.1	5.3
12-18	600.3	3.8
>18	701.2	4.5

#### VI.2.2.6. Impact de la zone Vadose ou zone non saturée (I)

La nature de la zone non saturée est un paramètre important dans l'évaluation de la vulnérabilité, car elle affecte la vitesse de propagation des polluants vers l'aquifère. Son impact

est déterminé à partir de la lithologie de ses constituants. Il est obtenu par la corrélation des données de forage et la numérisation de la carte géologique (échelle 1/50 000).

Quatre (04) types de formation sont observés (argile et peu de grés, argile à faible pourcentage de gravier, argile et gravier et grés et argile). Les notes qu'on leurs a attribuées, selon la classification d'Aller et al. (1987), annexe V.

La carte de la zone non saturée obtenue (Figure 49) nous a permis de distinguer la classe « argile et gravier » comme la plus dominante avec 32.5% de la surface totale (tableau 44) située à l'Est de la zone d'étude. Tandis que la classe « argile et peu de grés » ne couvre que 3% de surface du bassin située à l'extrême Nord-Est du bassin.

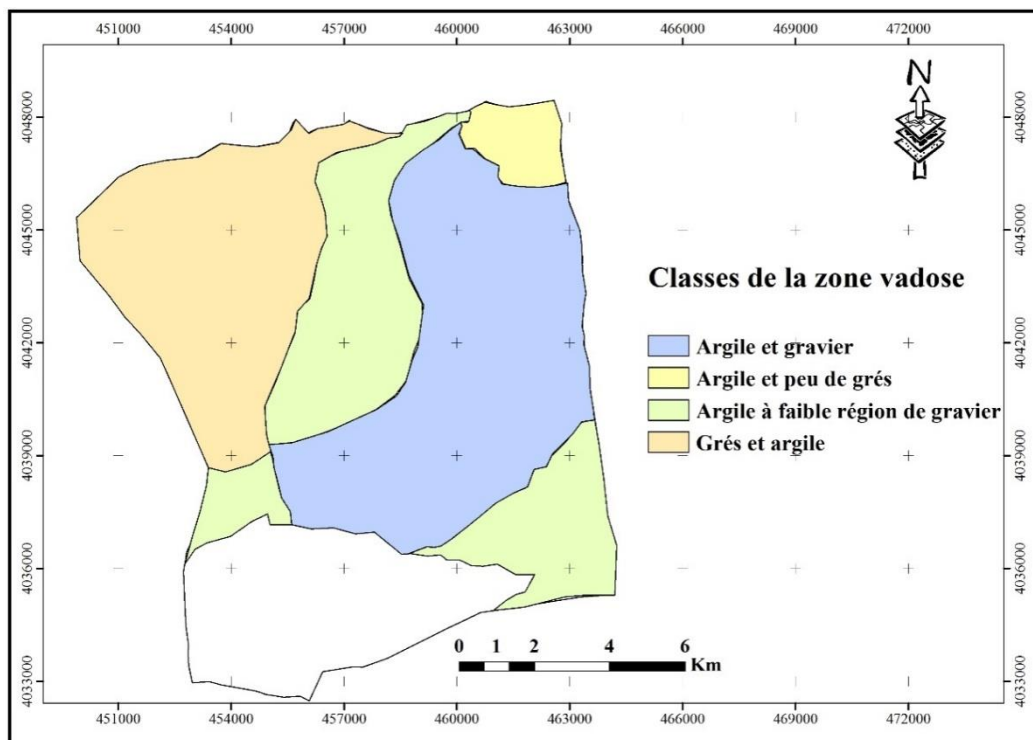


Figure 49. La carte de la zone vadose (I)

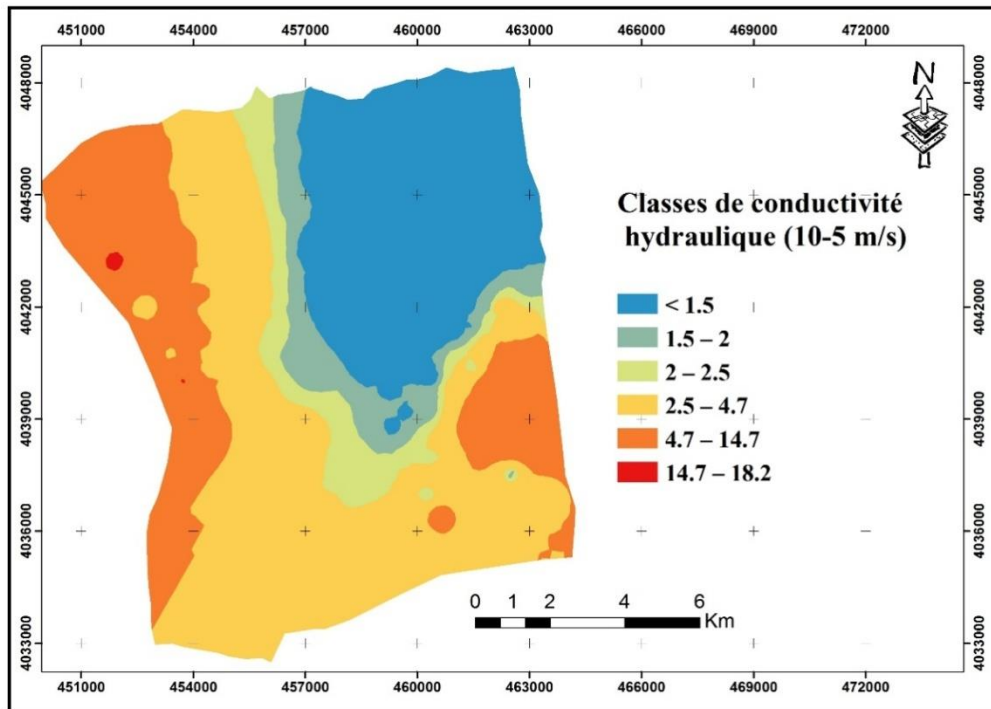
Tableau 44. Répartition des superficies par type de formation pour la zone non saturée (I)

Classes de la zone vadose	Superficie	
	(ha)	(%)
Grés et argile	3675.3	23.6
Argile et peu de grés	465.6	3.0
Argile et gravier	5064.3	32.5
Argile à faible % de gravier	1592.8	10.2

#### VI.2.2.7. Conductivité Hydraulique (C)

Les valeurs de conductivité hydraulique utilisées pour calculer le degré de vulnérabilité dans notre zone d'étude sont obtenues à partir des essais de pompage. L'interpolation des points

de données nous a permis de cartographier le paramètre "C". Trois classes de conductivité hydraulique ont été distinguées.



**Figure 50.** La carte des classes de la conductivité hydraulique

La carte de conductivité hydraulique (Figure 50) a fait ressortir deux classes :

- une classe de faibles valeurs ( $0,36 \cdot 10^{-5}$  à  $4,71 \cdot 10^{-5}$  m/s) qui représente 66.6% de la surface totale du bassin (tableau 45), située dans le lac Halloula et le centre du bassin et
- une autre classe de valeurs moyennes ( $4.7 \cdot 10^{-5}$  et  $14.7 \cdot 10^{-5}$  m/s) avec 33.2% de la zone d'étude située à Ahmar El Ain et à l'extrême Ouest du bassin et une dernière classe de valeurs élevées ( $14.7 \cdot 10^{-5}$  m/s à  $32.9 \cdot 10^{-5}$  m/s) qui ne représente que 0.1% de la surface totale.

**Tableau 45.** Répartition des superficies par classe de conductivité hydraulique

Classes de conductivité ( $10^{-5}$ m/s)	Superficie	
	(ha)	(%)
0.36-1.5	3517.4	22.5
1.5-2	817.9	5.2
2-2.5	876.6	5.6
2.5-4.7	5197.6	33.3
4.7-14.7	5178.0	33.2
14.7-18.2	12.5	0.1

### VI.2.3. Elaboration des cartes de vulnérabilité par les modèles DRASTIC

Après avoir établi les cartes thématiques des sept paramètres, différentes classes ont été distinguées. Des notes ont été attribuées à ces classes selon la classification d'Aller et al. (1987). Les modèles DRASTIC classique (MDC) et DRASTIC pesticide (MDP) nous ont permis

d'évaluer le niveau de risque de contamination par le calcul des indices de vulnérabilité. Le potentiel de pollution augmente dans le même sens que l'indice c'est - à - dire que plus l'indice est grand plus le risque de pollution des eaux souterraines est élevé.

La répartition spatiale de ces indices a été faite grâce au SIG faisant ressortir une carte de vulnérabilité à la pollution qui constitue un outil d'aide à la décision et d'analyse spatiale pour de futurs projets de développement.

#### VI.2.3.1. Modèle DRASTIC classique (MDC)

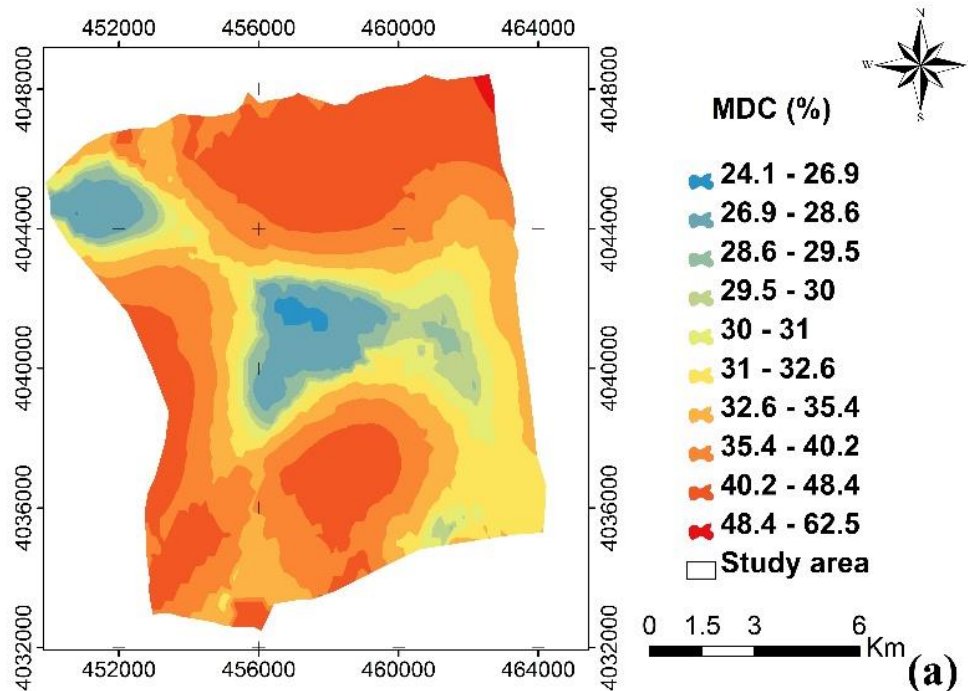
L'application de l'équation (26) nous a permis de calculer les indices de vulnérabilité MDC.

$$\text{MDC} = 5.D_r + 4.R_r + 3.A_r + 2.S_r + 1.T_r + 5.I_r + 3.C_r \quad (26)$$

Où : D, R, A, S, T, I et C se sont les sept paramètres et l'indice "r" est la notation correspondante.

Les indices obtenus varient entre 72 (24.1%) et 150 (62.5%) ; leur distribution spatiale est illustrée sur la figure 51. Cette dernière montre la dominance des aires à vulnérabilité faible et moyenne dans la majorité de la nappe phréatique. Trois (03) classes de vulnérabilité ont été identifiées : (i) une classe de vulnérabilité faible occupant 65,4% de la zone centrale du bassin. Cette classe traduit une vulnérabilité faible à la pollution qui peut être expliquée par la faible perméabilité et la faible recharge de la nappe ; (ii) une seconde classe de vulnérabilité à la contamination est moyenne occupant 3.1% de la zone d'étude ; (iii) une troisième classe de vulnérabilité élevée est confinée au niveau des villes des trois communes Sidi Rached, Bourkika et Ahmer el Ain. Cette classe représente 2.5% de la zone étudiée. Ce degré de vulnérabilité peut s'expliquer par l'impact des rejets urbains associé aux conditions hydrogéologiques telles que la faible épaisseur de la zone vadose (0 à 6m) et la faible pente de terrain. Ces conditions favorisent l'infiltration de tout contaminant présent à la surface du sol. Ces zones nécessitent une attention particulière en ce qui concerne les futures décisions d'utilisation des terres.





**Figure 51.** Carte de représentation des classes de vulnérabilité MDC

### VI.2.3.2. Modèle DRASTIC pesticide (MDP)

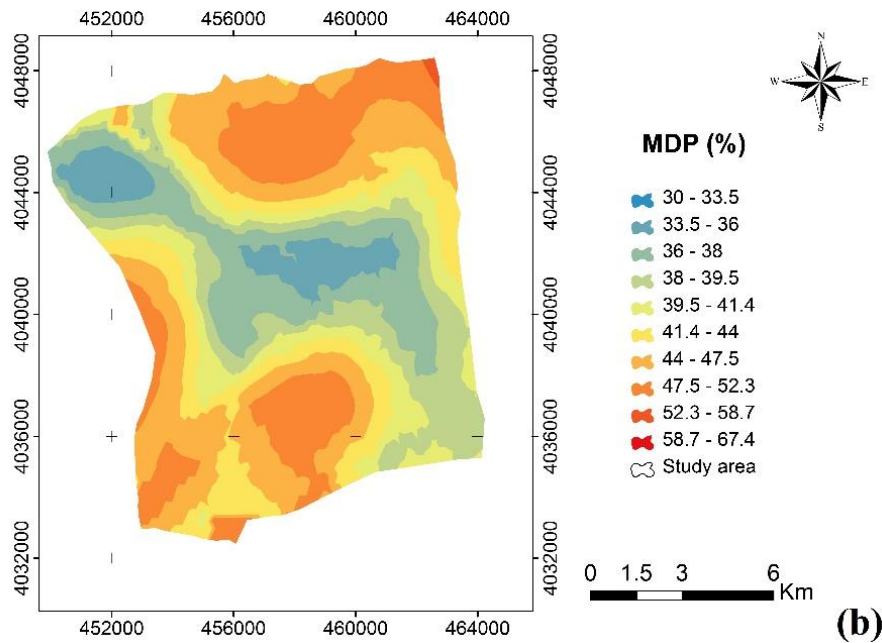
Le modèle DRASTIC pesticide utilise les mêmes cartes thématiques (Figure 52) et la même notation (Tableau 15) qui ont été utilisées pour le MDC mais les poids des paramètres attribués correspondent au modèle MDP d'Aller et al. 1987. L'application de l'équation (27) nous a permis de calculer les indices de vulnérabilité MDC.

$$ID = 5.D_r + 4.R_r + 3.A_r + 5.S_r + 3.T_r + 4.I_r + 2.C_r \quad (27)$$

Où : D, R, A, S, T, I et C se sont les sept paramètres et l'indice "r" est la notation correspondant.

Les indices de vulnérabilité DRASTIC pesticides obtenus se situent entre 95 (30%) et 181 (67.4%), ce qui est supérieur aux indices DRASTIC classique. La distribution spatiale de ces indices est représentée à la figure 52. Cette dernière nous a permis de définir trois (03) classes de vulnérabilité : (i) une classe à faible vulnérabilité occupant 50 % de la partie centrale de l'aire d'étude, (ii) une classe moyenne occupant 38 % de la zone d'étude et (iii) une dernière classe à vulnérabilité élevée occupant 12 % de la surface totale du bassin.





**Figure 52.** Carte de représentation des classes de vulnérabilité MDP

Les deux cartes obtenues à partir des modèles DRASTIC classique (MDC) et DRASTIC pesticide (MDP) illustrent les grandes hétérogénéités des caractéristiques intrinsèques du bassin versant de Sidi Rached. Elles fournissent des résultats assez homogènes où prédomine nettement la classe de vulnérabilité faible (63.3 % de la surface totale pour la méthode MDC et 50 % pour la méthode MDP). Le taux de coïncidence relatif à la classe de vulnérabilité faible entre ces deux modèles est de plus de 50 %.

Les régions du Nord et du Sud du bassin ainsi que les zones urbaines (Sidi Rached, Bourkika et Ahmer El Ain) semblent être entre la vulnérabilité moyenne et élevée. Les études de faisabilité et le développement des activités de contrôle spécifiques doivent être abordées dans les travaux futurs.

### VI.3. Optimisation des modèles DRASTIC (MDC et MDP) par l'application des techniques d'ajustement

Malgré les avantages que présente le modèle DRASTIC telles que sa simplicité dans l'application et la collecte de données spatiales (Yin et al. 2013), il a été critiqué en particulier en ce qui concerne la nature de la subjectivité des notes et les poids attribués aux paramètres, ainsi que le choix des paramètres utilisés pour calculer le modèle (Napolitano et Fabbri ; 1996). Afin de réduire la subjectivité des facteurs de pondération des paramètres DRASTIC, les poids des paramètres des modèles DRASTIC classique et DRASTIC pesticide (MDC et MDP) ont été optimisés par deux techniques d'ajustement de la pondération de la vulnérabilité, à savoir : (i) analyse de sensibilité à un seul paramètre (SPSA) et (ii) analyses de procédé hiérarchique

(AHP). La vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination dans la zone d'étude a été quantifiée en utilisant le modèle DRASTIC combiné au système d'information géographique (SIG). Le logiciel appliqué est ArcGIS 10.2.2.

### VI.3.1. Application de la technique d'ajustement « Analytic Hierarchic Process » (AHP)

L'AHP fournit un moyen de décomposer le problème en une hiérarchie de sous-problèmes qui peuvent être plus facilement compris et évalués subjectivement. Les évaluations subjectives sont converties en valeurs numériques et traitées pour classer chaque alternative sur une échelle numérique. La méthodologie de l'AHP est présentée au chapitre quatre (04). Cette technique d'ajustement a été appliquée sur les modèles DRASTIC classique et DRASTIC pesticide.

#### VI.3.1.1. Optimisation des poids des paramètres des modèles DRASTIC classique (MDC) et DRASTIC pesticide en utilisant AHP

La technique d'ajustement AHP (Analytic Hierarchic Process) a été appliquée pour déterminer les poids de chaque paramètre dans la méthode DRASTIC classique. Ce processus a été utilisé pour calculer les poids de tous les paramètres utilisés dans la méthode DRASTIC en changeant les poids initiaux participant à l'indétermination de l'équation de vulnérabilité. Les étapes suivies sont :

- **Hiérarchisation des critères par importance et construction de la matrice** : Le poids de chaque paramètre a été défini en fonction de son importance et de son adéquation selon l'échelle de comparaison de Saaty (1984) (Tableau 18). La matrice de comparaison par paire (A) a été construite pour permettre d'estimer la contribution de chaque facteur indépendamment comme suit :

$$A(MDC) = \begin{bmatrix} & D & R & A & S & T & I & C \\ D & 1 & 3 & 5 & 7 & 9 & 1 & 5 \\ R & 1/3 & 1 & 3 & 5 & 9 & 1/3 & 3 \\ A & 1/5 & 1/3 & 1 & 3 & 5 & 1/5 & 1 \\ S & 1/7 & 1/5 & 1/3 & 1 & 3 & 1/7 & 1/3 \\ T & 1/9 & 1/9 & 1/5 & 1/3 & 1 & 1/9 & 1/5 \\ I & 1 & 3 & 5 & 7 & 9 & 1 & 5 \\ C & 1/5 & 1/3 & 1 & 3 & 5 & 1/5 & 1 \end{bmatrix}$$

$$A(MDP) = \begin{bmatrix} & D & R & A & S & T & I & C \\ D & 1 & 3 & 5 & 1 & 5 & 3 & 7 \\ R & 1/3 & 1 & 3 & 1/3 & 3 & 1 & 5 \\ A & 1/5 & 1/3 & 1 & 1/5 & 1 & 1/3 & 3 \\ S & 1 & 3 & 5 & 1 & 5 & 3 & 7 \\ T & 1/5 & 1/3 & 1 & 1/5 & 1 & 1/3 & 3 \\ I & 1/3 & 1 & 3 & 1/3 & 3 & 1 & 5 \\ C & 1/7 & 1/5 & 1/3 & 1/7 & 1/3 & 1/5 & 1 \end{bmatrix}$$

• **Etablissement de la matrice normalisée :** Nous avons calculé la somme de chaque colonne et ensuite nous avons divisé chaque élément de la matrice par la somme de la colonne correspondante pour obtenir les poids de normalisation, la matrice normalisée « An », ainsi obtenue est représentée dans la matrice An comme indiqué ci-dessous.

$$A_n(MDC) = \begin{bmatrix} & D & R & A & S & T & I & C \\ D & 0.33 & 0.38 & 0.32 & 0.27 & 0.22 & 0.33 & 0.325 \\ R & 0.11 & 0.13 & 0.19 & 0.19 & 0.22 & 0.11 & 0.19 \\ A & 0.07 & 0.04 & 0.06 & 0.11 & 0.12 & 0.07 & 0.06 \\ S & 0.05 & 0.03 & 0.02 & 0.04 & 0.07 & 0.05 & 0.02 \\ T & 0.04 & 0.01 & 0.01 & 0.01 & 0.02 & 0.04 & 0.01 \\ I & 0.33 & 0.38 & 0.32 & 0.27 & 0.22 & 0.33 & 0.32 \\ C & 0.07 & 0.04 & 0.06 & 0.11 & 0.12 & 0.07 & 0.06 \end{bmatrix}$$

$$A_n(MDP) = \begin{bmatrix} & D & R & A & S & T & I & C \\ D & 0.31 & 0.34 & 0.27 & 0.31 & 0.27 & 0.34 & 0.23 \\ R & 0.10 & 0.11 & 0.16 & 0.10 & 0.16 & 0.11 & 0.16 \\ A & 0.06 & 0.04 & 0.05 & 0.06 & 0.05 & 0.04 & 0.10 \\ S & 0.31 & 0.34 & 0.27 & 0.31 & 0.27 & 0.34 & 0.23 \\ T & 0.06 & 0.04 & 0.05 & 0.06 & 0.05 & 0.04 & 0.10 \\ I & 0.10 & 0.11 & 0.16 & 0.10 & 0.16 & 0.11 & 0.16 \\ C & 0.04 & 0.02 & 0.02 & 0.04 & 0.02 & 0.02 & 0.03 \end{bmatrix}$$

• **Calcul des poids des paramètres :** Le vecteur du poids W relatif à chaque paramètre du modèle DRASTIC classique est donné par la moyenne des éléments de ligne dans la matrice « An » comme suit :

$$W(MDC) = \begin{bmatrix} WD \\ WR \\ WA \\ WS \\ WT \\ WI \\ WC \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0.31 \\ 0.16 \\ 0.08 \\ 0.04 \\ 0.02 \\ 0.31 \\ 0.08 \end{bmatrix}$$

$$W(MDP) = \begin{bmatrix} WD \\ WR \\ WA \\ WS \\ WT \\ WI \\ WC \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0.30 \\ 0.13 \\ 0.06 \\ 0.30 \\ 0.06 \\ 0.13 \\ 0.03 \end{bmatrix}$$

• **Vérification de la cohérence de la matrice :** La vérification de la cohérence de la matrice se fait par la détermination du vecteur CR, les valeurs obtenues sont de 0.04 pour le modèle MDC et 0.02 pour le modèle MDP (Tableau 46). Saaty considère qu'une

valeur de CR inférieure à 0,10 indique que le décideur est suffisamment cohérent. Par conséquent, le raisonnement utilisé pour les deux matrices est cohérent.

**Tableau 46.** Différents vecteurs de la vérification des matrices

Modèles	$\lambda_{max}$	CI	RI	CR
MDC	7.32	0.05	1.32	0.04
MDP	7.18	0.031	1.32	0.02

### VI.3.1.2. Elaboration des cartes de vulnérabilité optimisée par AHP

Tous les poids optimisés par la technique AHP ont été harmonisés, à un intervalle compris entre 1 et 5 (l'intervalle initial DRASTIC) et introduits dans l'équation (16, page 70).

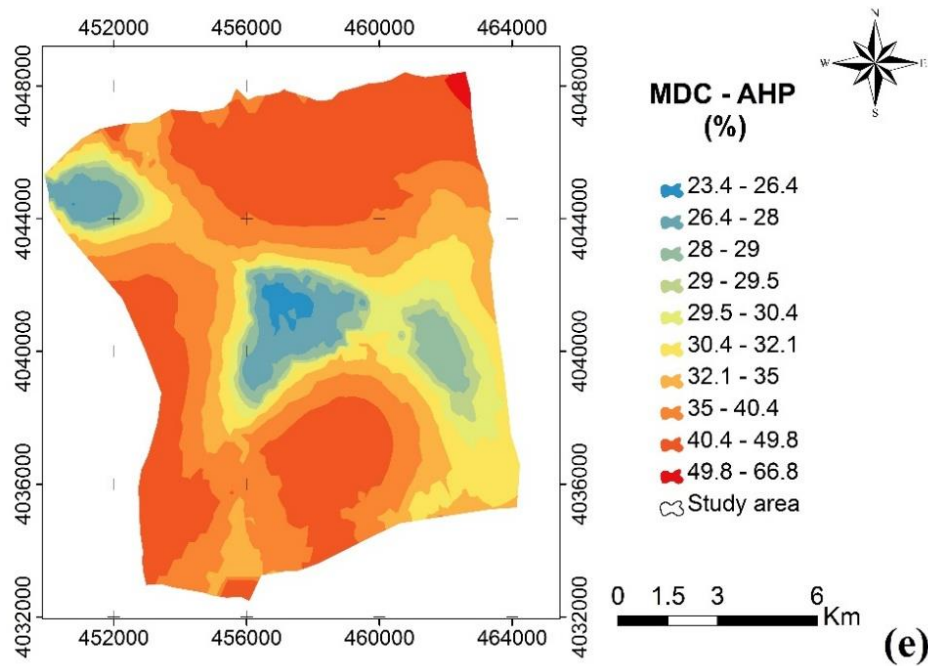
#### A. Elaboration de la carte de vulnérabilité MDC optimisée par AHP

L'application de l'équation (28) nous a permis de calculer les indices de vulnérabilité MDC-AHP.

$$\text{MDC-AHP} = 5.D_r + 3.R_r + 1.8.A_r + 1.2.S_r + 1.T_r + 5.I_r + 1.8.C_r \quad (28)$$

Où : D, R, A, S, T, I et C ce sont les sept paramètres et l'indice "r" est la notation correspondante.

Les indices obtenus varient entre 57.5 (23.4%) et 129.4 (66.8%) ; leur distribution spatiale est illustrée sur la figure 53. Cette dernière montre la dominance des aires à vulnérabilité faible dans la majorité de la nappe phréatique. Quatre (04) classes de vulnérabilité ont été identifiées : (i) une classe de vulnérabilité à la pollution très faible occupant 9.9% (1541.3ha) située au centre du bassin et à Ahmar El Ain (expliquée par la faible perméabilité et la faible recharge de la nappe) ; (ii) une seconde classe de vulnérabilité à la contamination est faible occupant presque la totalité du bassin (83.4%) ; (iii) une troisième classe de vulnérabilité élevée qu'on trouve au niveau de Bourkika et au nord-Est du bassin, cette classe représente 6.6% (1031.2ha) de la zone étudiée ; (iv) la quatrième qui ne représente que 0.6% (21.7ha) du bassin classe de vulnérabilité très élevée et qu'on trouve au niveau de la ville de Sidi Rached. Ce degré de vulnérabilité peut s'expliquer par l'impact des rejets urbains associé aux conditions hydrogéologiques telles que la faible épaisseur de la zone vadose (0 à 6m) et la faible pente de terrain. Ces conditions favorisent l'infiltration de tout contaminant présent à la surface du sol.



**Figure 53.** Carte de vulnérabilité optimisée MDC-AHP basée sur la méthode AHP

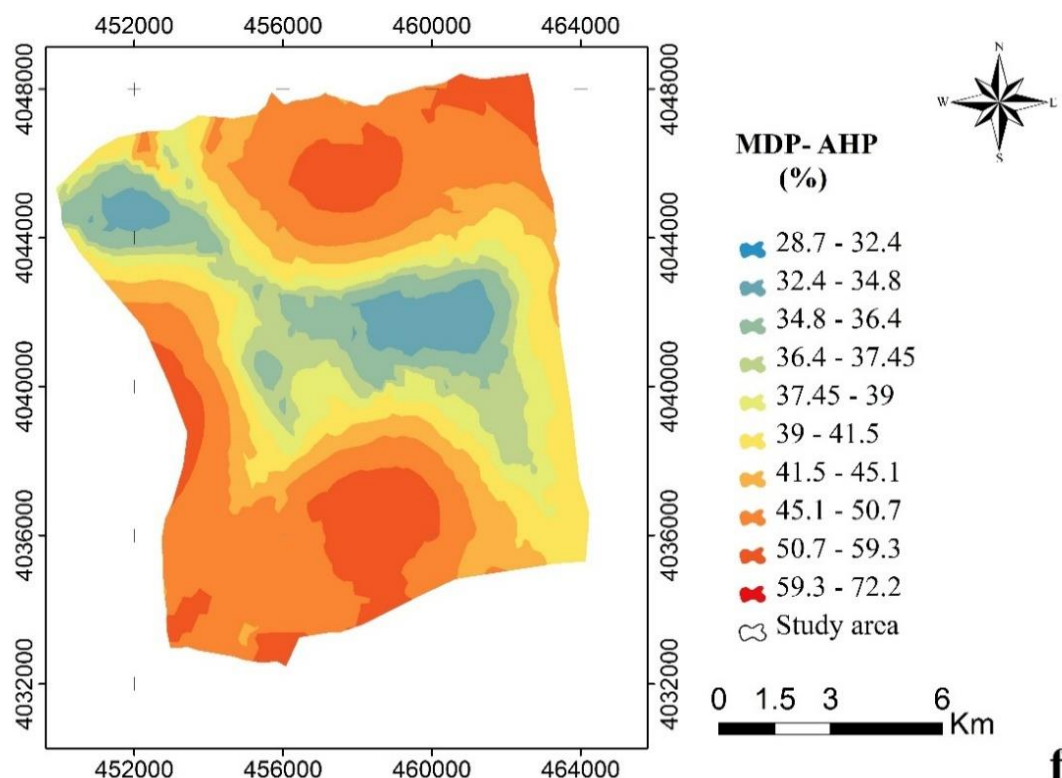
### B. Elaboration de la carte de vulnérabilité MDP optimisée par AHP

De même que pour le cas précédent, l'application de l'équation (29) nous a permis de calculer les indices de vulnérabilité MDP-AHP.

$$\text{MDP-AHP} = 5.D_r + 2.5.R_r + 1.4.A_r + 5.S_r + 1.4.T_r + 2.55.I_r + 1.C_r \quad (29)$$

Où : D, R, A, S, T, I et C ce sont les sept paramètres et l'indice "r" est la notation correspondante.

Les indices obtenus varient entre 95 (28.7%) et 181 (72.2%) ; leur distribution spatiale est illustrée sur la figure 54. Cette dernière montre la dominance des aires à vulnérabilité faible et moyenne dans la majorité de la nappe phréatique. Deux (02) classes de vulnérabilité ont été identifiées : (i) une classe de vulnérabilité faible occupant 49.2% (7667.7ha) de la zone centrale du bassin. Cette classe traduit une vulnérabilité faible à la pollution qui peut être expliqué par la faible perméabilité et la faible recharge de la nappe. (ii) une seconde classe de vulnérabilité à la contamination est moyenne occupant 50.8% (7932.3) de la zone d'étude est confinée au niveau des villes des deux communes Sidi Rached et Bourkika. Ce degré de vulnérabilité peut s'expliquer par l'impact des rejets urbains associés aux conditions hydrogéologiques telles que la faible épaisseur de la zone vadose (0 à 6m) et la faible pente de terrain. Ces conditions favorisent l'infiltration de tout contaminant présent à la surface du sol. Ces zones nécessitent une attention particulière en ce qui concerne les futures décisions d'utilisation des terres.



**Figure 54.** Carte de vulnérabilité optimisée MDP-AHP basée sur la méthode AHP

**VI.3.2. Application de la technique d’ajustement SPSA (Analyse de sensibilité à un seul paramètre)**

Cette technique d’ajustement a été introduite par Napolitano et Fabbri (1996) pour évaluer l’impact de chacun des paramètres DRASTIC sur l’indice de vulnérabilité. Elle consiste à comparer le facteur de pondération effectif ou réel pour chacun des paramètres sensibles, avec le facteur de pondération théorique, alloué au même paramètre dans le modèle analytique DRASTIC. Le facteur de pondération effectif de chacun des sept paramètres a été calculé selon les équations 12 et 13 (Chapitre IV).

**VI.3.2.1. Optimisation des poids des paramètres des modèles DRASTIC classique (MDC) et DRASTIC pesticide (MDP) en utilisant SPSA**

Les poids des sept paramètres relatifs au modèle DRASTIC classique (MDC) et DRASTIC pesticide (MDP) calculés selon les équations 12 et 13 sont présentés sur le tableau 47.

**Tableau 47.** Les poids des paramètres obtenus par la technique d’ajustement SPSA

Poids des paramètres	D	R	A	S	T	I	C
MDC-SPSA	0.15	0.16	0.21	0.10	0.11	0.22	0.04
MDP-SPSA	0.12	0.13	0.16	0.18	0.25	0.14	0.02

SPSA: Analyse de sensibilité à un seul paramètre, AHP: Analyse de procédés hiérarchiques

**VI.3.2.2. Elaboration des cartes de vulnérabilité optimisées par SPSA**

Tous les poids optimisés par la technique d'ajustement SPSA ont été harmonisés, à un intervalle compris entre 1 et 5 (l'intervalle initial DRASTIC) et introduits dans l'équation de base (16, page 70).

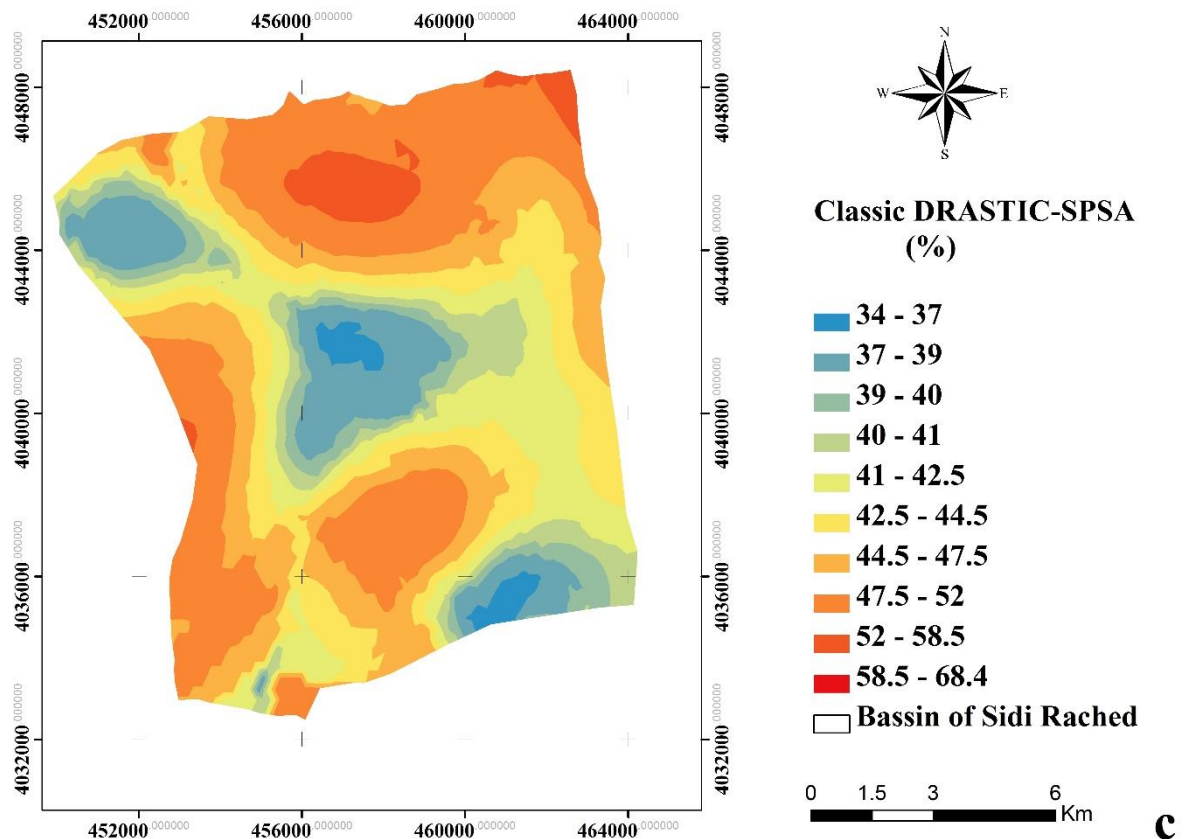
**A. Elaboration de la carte de vulnérabilité MDC optimisée par SPSA**

Après l'application des poids optimisés dans l'équation 16 (voir page 70) nous avons obtenu l'équation ci-dessous :

$$\text{MDC-SPSA} = 3.5.D_r + 3.8.R_r + 4.7.A_r + 2.2.S_r + 2.5.T_r + 5.I_r + 1.C_r \quad (30)$$

Où : D, R, A, S, T, I et C se sont les sept paramètres et l'indice "r" est la notation correspondant.

Les indices obtenus par l'application de l'équation 34 varient entre 91 (34%) et 159.3 (68.4%) ; leur distribution spatiale est présentée sur la figure 55. Cette dernière montre la dominance des aires à vulnérabilité faible et moyenne dans la majorité de la nappe phréatique. Trois (03) classes de vulnérabilité ont été identifiées : (i) une classe de vulnérabilité faible occupant 54.2% (8448.1ha) de la zone centrale du bassin ; (ii) une seconde classe de vulnérabilité moyenne occupant 45.4% (7086.4ha) de la zone d'étude située à la périphérie de la zone à faible vulnérabilité ; (iii) et une troisième classe de vulnérabilité élevée occupant seulement 65.5ha (0.4%) située au niveau de la ville de Sidi Rached. Ce qui s'explique par l'impact des rejets urbains associés à l'agriculture familiale intensive. Ces zones nécessitent une réflexion particulière en ce qui concerne les modes d'utilisation des terres.



**Figure 55.** Carte de vulnérabilité MDC-SPSA

### B. Elaboration de la carte de vulnérabilité MDP optimisée par SPSA

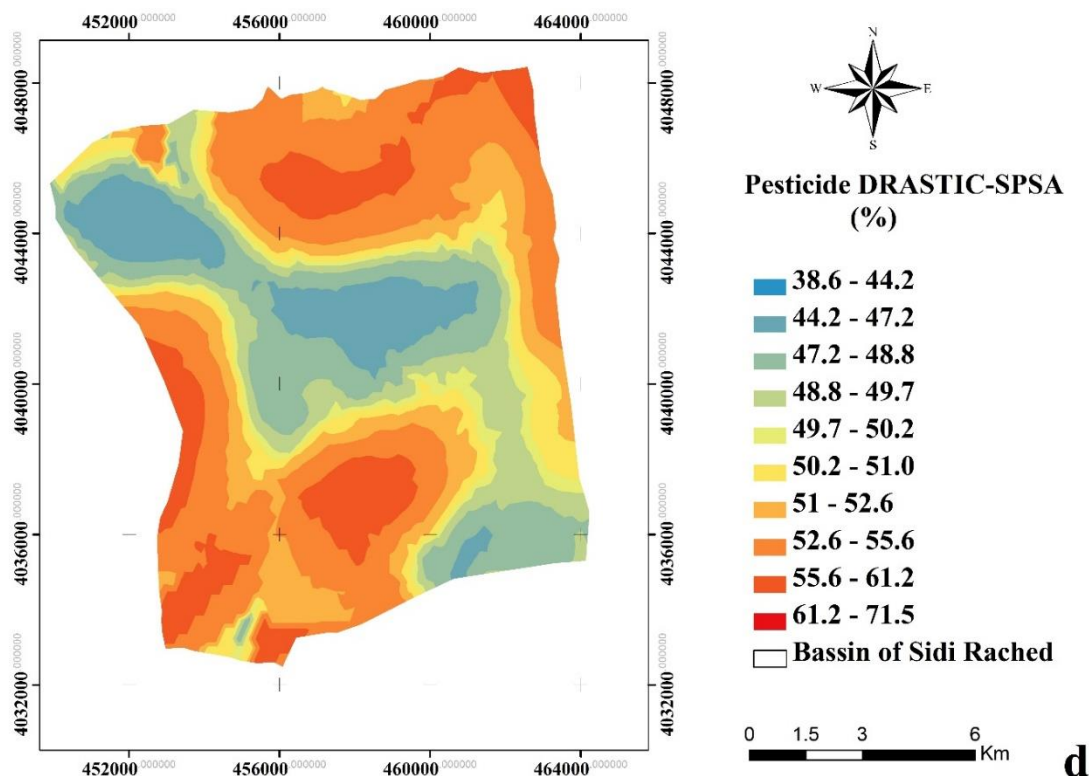
Les poids des sept paramètres du modèle DRASTIC pesticide optimisés par la technique d'ajustement SPSA ont été introduits dans l'équation 16 (voir page 70) et nous avons obtenu une nouvelle équation (équation 31) relative au modèle MDP-SPSA comme suit :

$$\text{MDP-SPSA} = 2.7.D_r + 2.9.R_r + 3.4.A_r + 3.7.S_r + 5.T_r + 3.I_r + 1.C_r \quad (31)$$

Où : D, R, A, S, T, I et C se sont les sept paramètres et l'indice "r" est la notation correspondant.

L'optimisation du modèle DRASTIC pesticide par la technique SPSA nous a permis d'obtenir des indices qui varient entre 96 (38.6%) et 159.3 (71.5%). La figure 56 présente la distribution spatiale de ces indices. La quasi-totalité de la zone d'étude est de vulnérabilité moyenne, elle représente 97.7% (15267ha). On distingue deux autres zones de faibles superficies : une zone à vulnérabilité faible qui couvre une superficie de 102.8ha (0.7%) répartie entre Bourkika et Sidi Rached ; une deuxième classe de vulnérabilité élevée située à Sidi Rached et au Nord de Bourkika, elle couvre une superficie de 230ha (1.5%).





**Figure 56.** Carte de vulnérabilité MDP-SPSA

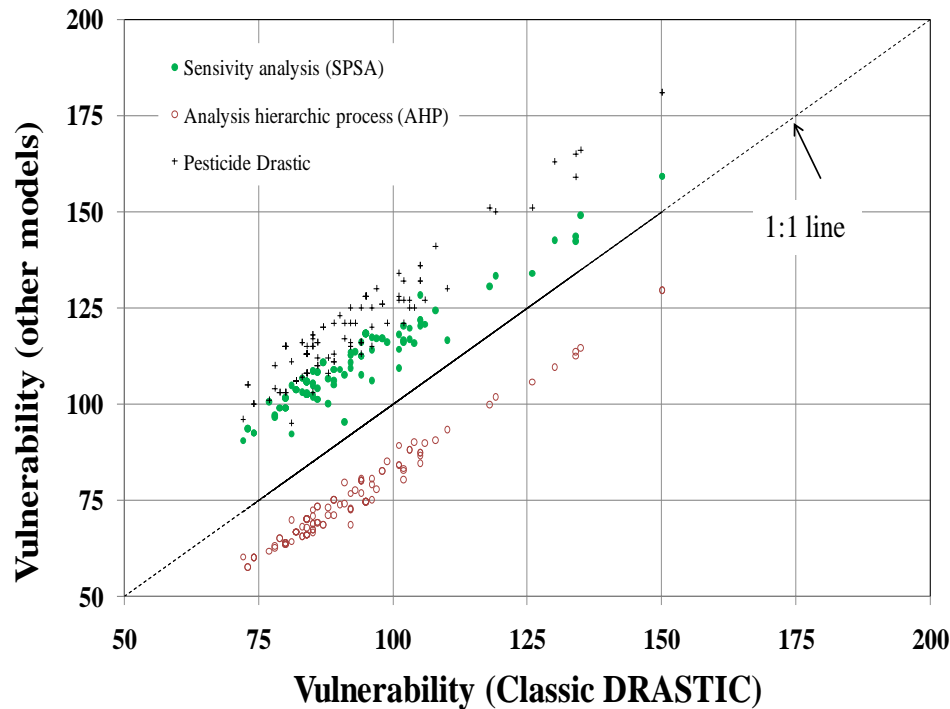
#### VI.4. Etude comparative entre les différents modèles

##### VI.4.1. Comparaison entre les indices de vulnérabilité

Des comparaisons des indices issus des ajustements appliqués aux paramètres de MDC et de MDP, par rapport à l'original (MDC et MDP), ont été réalisées (Figure 57). Les résultats montrent que les nouveaux indices MDC estimés par l'analyse hiérarchique (AHP) s'écartent de la ligne 1: 1 vers des valeurs inférieures avec un taux variant de 6% à 11%, et les indices estimés par l'analyse de sensibilité à un seul paramètre (SPSA) s'orientent vers des valeurs plus élevées avec un taux allant de 3% à 13%. Ces ajustements ne sont pas constants mais dépendent linéairement du MDC (Figure 57).

$MDC (SPSA) = 0.8 MDC + 35$  ( $R = 0.93$ ) et  $MDC (AHP) = 0,9 MDC - 8.8$  ( $R = 0.97$ ). Cependant, l'indice MDP passe de la ligne 1: 1 avec une marge moyenne constante de 25 points, car la ligne de confiance ajustée aux points de dispersion est parallèle à la ligne 1: 1, où la relation entre MDC et MDP est la suivante :  $MDP = MDC + 25$  ( $R = 0.92$ ).

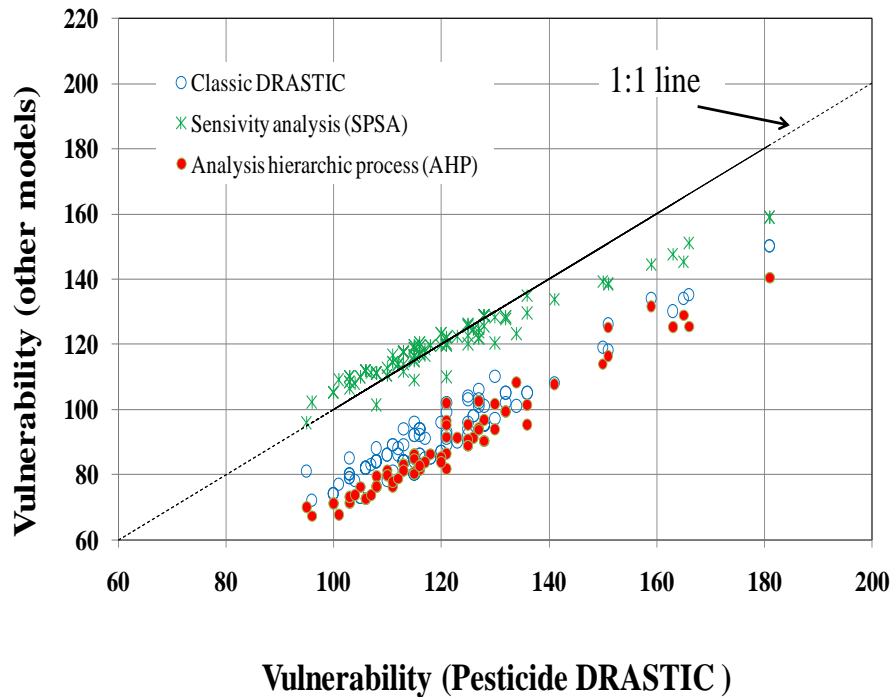
Les indices MDP-AHP s'écartent de la ligne 1: 1 pour baisser les valeurs avec un taux variant de 15 à 33% (Figure 58). Cependant, les indices MDP-SPSA s'écartent légèrement de la ligne 1: 1 (+ 8% à -12%).



**Figure 57.** Comparaison des indices de vulnérabilité des modèles ajustés par rapport au modèle MDC.

Ces ajustements dépendent linéairement du modèle MDP (pesticide DRASTIC) :

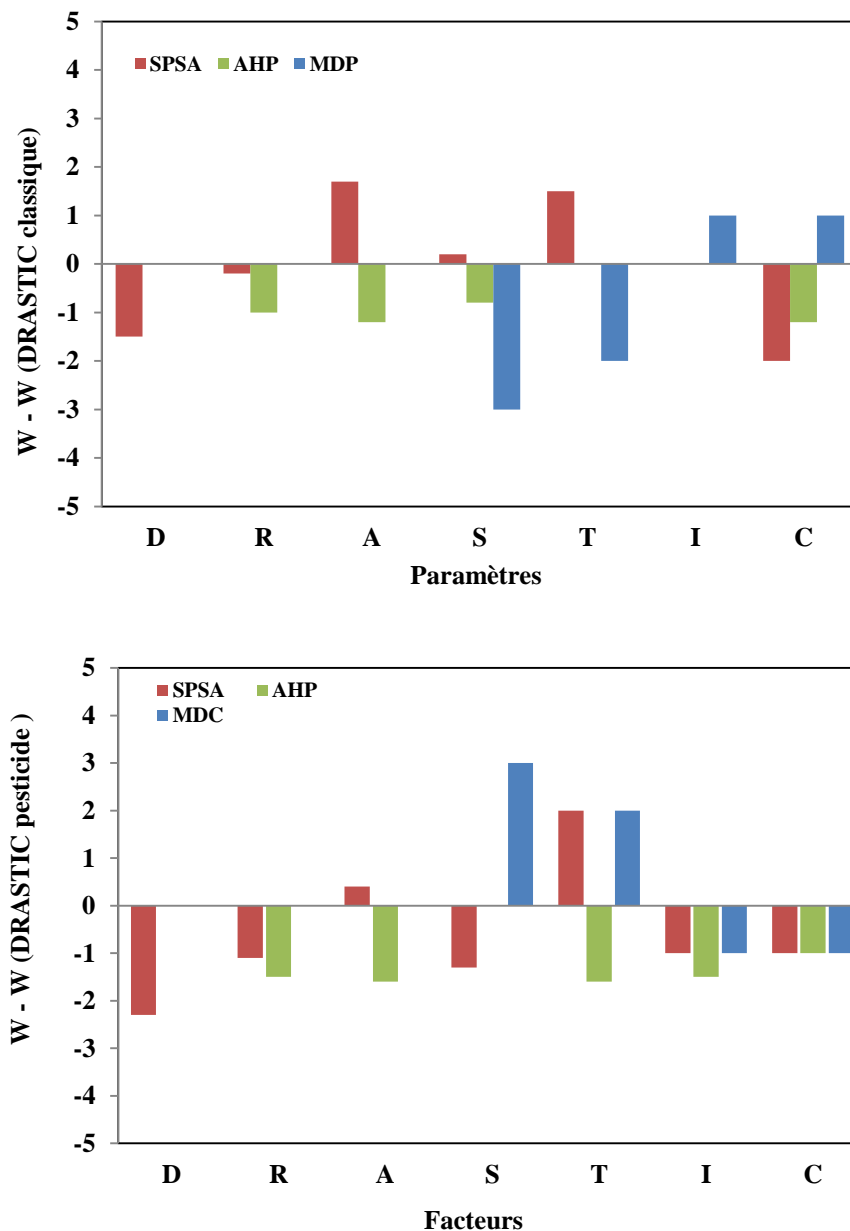
$MDP (SPSA) = 0.66 MDP + 41$  ( $R = 0.94$ ),  $MDP (AHP) = 0.9 MDP - 21$  ( $R = 0.95$ ) et  $MDC = MDP - 25$  ( $R = 0,92$ ). Globalement, les indices de vulnérabilité estimés par les modèles issus des ajustements de pondération dans la zone d'étude s'écartent de la ligne 1: 1 (MDC ou MDP) avec une valeur moyenne de 20 points pour une valeur maximale de 41 points. Ces différences représentent une incertitude d'une à deux classes de vulnérabilité, qui ont une largeur de 20 points. Ils peuvent s'expliquer par la différence d'un modèle par rapport aux modèles originaux (MDC et MDP), et posent le problème de la cohérence entre les différentes techniques.



**Figure 58.** Comparaison des indices de vulnérabilité des modèles ajustés par rapport au modèle MDP.

#### VI.4.2. Comparaison entre les poids des paramètres

Les variations des poids estimées par analyse de sensibilité et AHP, par rapport aux valeurs initiales des modèles DRASTIC (MDC et MDP), ont été déduites des données du tableau 48 et résumées dans la figure 59. La plus grande différence de poids a été observée entre le MDC et le MDP au niveau de WS (environ 3). Les résultats obtenus par le procédé AHP sont égaux (WD, WT et WI) ou très inférieurs à ceux obtenus avec le modèle DRASTIC classique (variant entre -1.2 et -0.8) ; les poids des paramètres sous-estimés sont WR, WA, WS et WC. En outre, les paramètres qui ont les poids les plus élevés (= 5) n'ont pas été modifiés, à savoir D et I. La technique AHP conserve l'importance majeure de WD, WI et WT avec de légères réductions d'autres facteurs. Des résultats similaires ont été obtenus par d'autres auteurs (Seneret Davraz, 2013 ; Zhang et al., 2013 ; Akbari et Rahimi-Shahrabakia, 2013). Cependant, les poids résultant de l'analyse de sensibilité sont différents des poids DRASTIC (MDC) sauf WI (= 5).



**Figure 59.** Tracé de la différence entre les poids des paramètres DRASTIC pesticide et les valeurs homologues estimées par les différentes techniques d'ajustement (SPSA et AHP).

Une comparaison des poids des paramètres de DRASTIC classique avec les poids harmonisés résultant de l'application des techniques d'ajustement AHP et de l'analyse de sensibilité SPSA a été effectuée (Figure 59). Les résultats montrent que WD, WI et WT sont pratiquement inchangés, contrairement aux variations résiduelles des autres paramètres (Tableau 48). WI et le WD, WT n'ont pratiquement pas été changés ; d'autre part, les poids des autres paramètres ont subi des changements de 0.2 à 2. Les indices calculés par AHP sont fortement corrélés ( $R = 0.98$  et  $0.97$  respectivement pour le MDC et le MDP) comparés à ceux calculés par l'analyse de sensibilité ( $R = 0.96$  et  $0.97$  respectivement pour le MDC et le MDP).

Les résultats obtenus avec la technique AHP sur DRASTIC classique sont significativement inférieurs à ceux obtenus par le modèle DRASTIC de pesticide, sauf pour WD et WS, où leurs poids initiaux ont été conservés. La technique AHP maintient l'importance des paramètres les plus élevés des deux cas MDC (D et I) et MDP (D et S). De légères diminutions ont été observées dans les autres paramètres. Les poids obtenus par la technique d'analyse de sensibilité étaient significativement plus bas que ceux du MDP sauf pour les poids WA et WT où nous notons une augmentation de 1.7 et 1.5 respectivement. Une dernière comparaison entre les modèles originaux (MDC et MDP) et les modèles résultant de l'ajustement des pondérations a été réalisée en calculant les coefficients de corrélation entre les indices de vulnérabilité où une bonne corrélation entre les différents indices de vulnérabilité a été trouvée (Tableau 48).

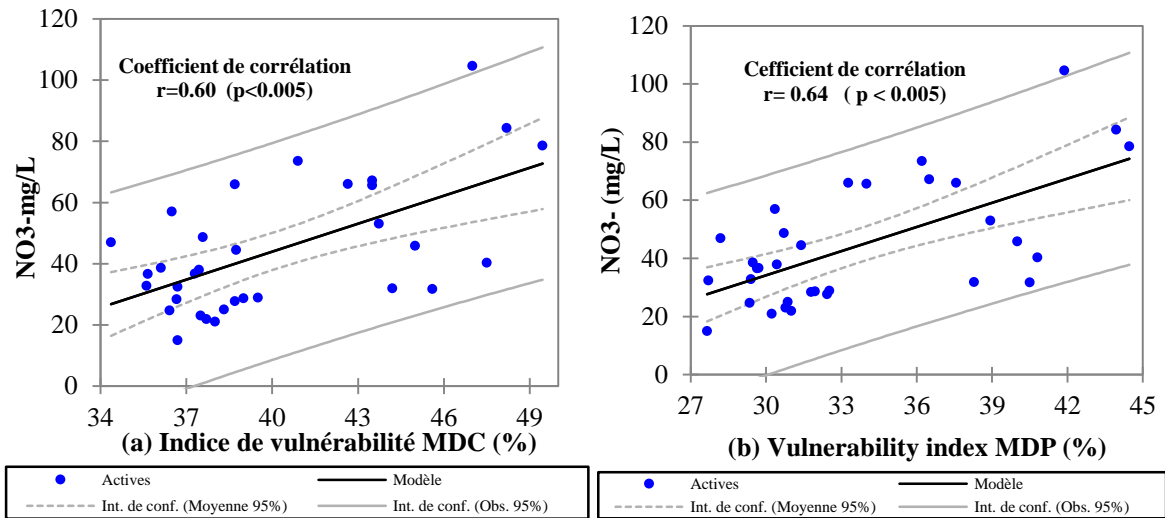
**Tableau 48.** Matrice de corrélation entre les différents indices de vulnérabilités et les nitrates (les coefficients en gras sont significatifs pour  $p < 0.05$ ).

	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	MDC	MDC-SPSA	MDC-AHP	MDP	MDP-SPSA	MDP-AHP
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1.00						
MDC	0.60	1.00					
MDC—SPSA	0.65	<b>0.96</b>	1.00				
MDC—AHP	0.67	<b>0.97</b>	0.92	1.00			
MDP	0.64	<b>0.96</b>	0.95	0.92	1.00		
MDP—SPSA	0.68	0.89	0.95	0.83	<b>0.97</b>	1.00	
MDP—AHP	0.72	0.94	0.89	0.90	<b>0.97</b>	0.91	1.00

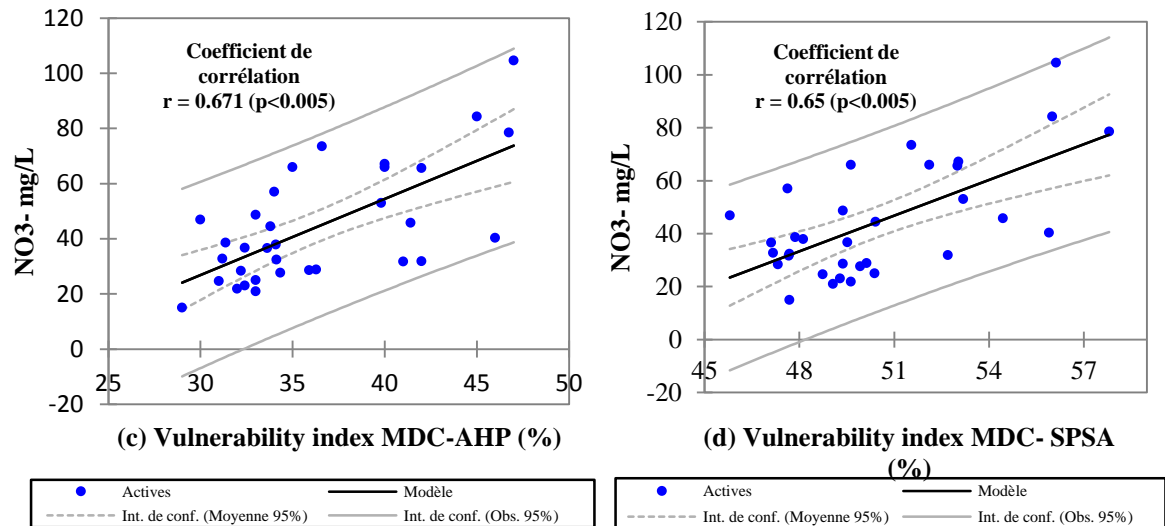
#### VI.5. Validation des cartes des indices de vulnérabilité des différents modèles

La concentration en nitrates a été choisie comme paramètre principal de la contamination initiale pour valider les modèles originaux DRASTIC (MDC et MDP) et les modèles résultant de l'ajustement (SPSA-MDC, MDC-AHP, SPSA-MDP et MDP-AHP). Le nitrate a été choisi car la zone d'étude est caractérisée par une agriculture active, c'est un bon indicateur de la qualité des eaux souterraines et ses données sont disponibles.

Les corrélations établies entre les indices de vulnérabilité et les concentrations en nitrates sont développées selon la méthode de Pearson. Les corrélations obtenues entre les indices de vulnérabilité MDC-SPSA, MDP-SPSA, MDC-AHP et MDP-AHP et les concentrations en nitrates des eaux souterraines sont : 0.65, 0.68, 0.67 et 0.724 respectivement. Une amélioration significative des valeurs du coefficient de corrélation ( $r$ ) a été détectée (Figure 60 et figure 61) en ce qui concerne les modèles originaux (DRASTIC) MDC et MDP, qui étaient respectivement de 0.60 et 0.64 (Figure 62).



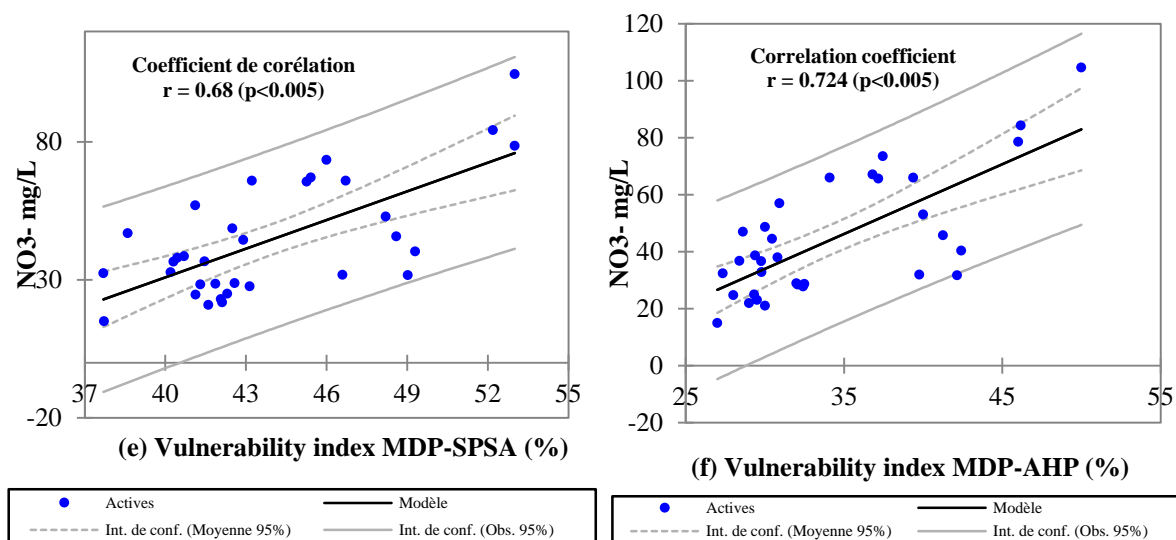
**Figure 60.** Corrélation entre les indices de vulnérabilité et la concentration en nitrates; (a) MDC-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et (b) MDP-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>



**Figure 61.** Corrélation entre les indices de vulnérabilité et la concentration en nitrates; (c) MDC-SPSA-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et (d) MDC-AHP-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>

La meilleure corrélation est celle de MDP-AHP ( $R = 0.724$ ) suivie de MDP-SPSA ( $R = 0.68$ ). Cela montre que le modèle MDP explique mieux l'indice de vulnérabilité que le modèle MDC et qui coïncide avec d'autres études. Les concentrations de nitrate se situent entre 15 et 104.6 mg / L et la moyenne est proche de la limite permise (44.4 mg / L). Les indices de vulnérabilité des points correspondants ont été déterminés à partir des cartes d'indice de vulnérabilité (figure 61). Les valeurs des coefficients calculés sont toujours beaucoup plus grandes que la valeur critique de Pearson. Par conséquent, les corrélations sont hautement significatives au niveau de probabilité de 1%. Le choix d'un modèle pour quantifier la vulnérabilité dans une région n'est pas une tâche simple, nécessitant une expertise et des informations supplémentaires à définir de manière satisfaisante, car un mauvais choix peut

entraîner des contraintes excessives dans les régions considérées comme hautement vulnérables.



**Figure 62.** Corrélation entre les indices de vulnérabilité et la concentration en nitrates ;  
(e) MDP-SPSA-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et (f) MDP-AHP-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Notre choix a été fait selon le critère d'avoir une meilleure corrélation entre l'indice de vulnérabilité et les concentrations en nitrates. Dans ce cas, le modèle recommandé pour quantifier la vulnérabilité dans la zone d'étude (Sidi Rached) serait MDP-AHP.

## VI.6. Conclusion

Bien qu'il existe plusieurs modèles différents pour évaluer la vulnérabilité des eaux souterraines, il n'existe pas de modèle universel pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines. La sélection des modèles pour lesquels la vulnérabilité des eaux souterraines va être évaluée dépend principalement des paramètres hydrogéologiques du système naturel et de la disponibilité des données. L'indice DRASTIC est la méthode d'indice la plus utilisée pour évaluer la vulnérabilité des eaux souterraines aux polluants. Cependant, c'est aussi la méthode qui est soumise à différentes formes d'ajustement, et constitue donc une cible pour les plus fortes critiques parmi les hydrogéologues. Le modèle DRASTIC classique ne permet pas d'évaluer la vulnérabilité des eaux souterraines pour un polluant spécifique ou une caractéristique hydrogéologique particulière ; C'est pourquoi une évaluation de la vulnérabilité au nitrate de l'aquifère Mitidja a été réalisée en appliquant deux modèles, le DRASTIC classique (MDC) et le modèle DRASTIC pesticide (MDP). De plus, une modification des algorithmes MDC et MDP originaux a été introduite. Ainsi, les nouvelles valeurs des poids de sept paramètres formant le MDC et le MDP ont été calculées en utilisant deux techniques de

pondération, à savoir : Analyse Hierarchic Process (AHP) et Sensitivity Analysis (SPSA). Les modèles résultants étaient : MDC-SPSA, MDP-SPSA, MDC-AHP et MDP-AHP. Les indices de vulnérabilité du modèle DRASTIC classique(MDC) allaient de 72 (faible) à 150 (élevé), alors que les indices de vulnérabilité du modèle DRASTIC pesticides variaient de 95 (faible) à 181 (élevé).

L'ajustement des poids des modèles DRASTIC classiques et DRASTIC pesticide par SPSA a abouti à des indices de vulnérabilité en moyenne supérieurs de 12.7% aux valeurs DRASTIC d'origine et à une réduction de 7% pour le modèle pesticide DRASTIC. Cependant, l'ajustement des poids par AHP a abouti à des indices de vulnérabilité qui étaient en moyenne de 12.7% et 25% inférieurs aux valeurs DRASTIC originales pour MDC et MDP respectivement. Cette réduction peut s'expliquer par les modifications apportées aux facteurs de pondération (W). L'ajustement des poids des paramètres par la technique AHP, dans le cas du DRASTIC pesticide, a produit des résultats fortement corrélés (%) mieux que le DRASTIC classique. AHP conserve le poids le plus élevé pour les facteurs (D) et (I) et les poids les plus faibles pour les facteurs restants.

L'analyse de sensibilité a réduit l'importance des facteurs de pondération de D (-1.5) et C (-2), et a augmenté l'importance des coefficients de pondération de A (+1.7) et T (+1.5) qualifiés par le modèle DRASTIC classique, tandis que pour les autres (R, S et I) est resté presque inchangé. Des résultats similaires ont déjà été rapportés dans d'autres régions (Hasiniaina et al., 2010 en Mongolie). Les coefficients de corrélation entre l'indice de vulnérabilité original et les concentrations de nitrates étaient respectivement de 0.60 et de 0.64 pour le MDC et le MDP, tandis que les corrélations résultant des quatre modèles d'ajustement variaient entre 0.65 et 0.72. Les calculs ont montré que le meilleur modèle résultait de la combinaison MDP-AHP suivi par MDC-AHP, MDP-SPSA, MDC-SPSA, MDP et finalement MDC.

En conclusion, ce travail a démontré que la carte de vulnérabilité MDP-AHP constitue un excellent outil d'aide à la décision et à l'analyse spatiale pour les études de faisabilité et le développement des activités agricoles et environnementales dans le bassin d'étude (bassin de Sidi Rached).



# CHAPITRE VII

**PARAMÈTRES IMPLIQUES DANS LE  
TRANSFERT DES NITRATES A L'ÉCHELLE  
DU BASSIN VERSANT DE SIDI RACHED**

## Chapitre VII. Paramètres impliqués dans le transfert des nitrates à l'échelle du bassin versant de Sidi Rached

Dans cette partie nous essayons de déterminer les paramètres les plus impliqués dans le processus de transfert des nitrates du sol vers la nappe par l'application de l'analyse en composante principale (ACP) et la classification ascendante hiérarchique (CAH).

### VII.1. Les paramètres pris en considération dans cette analyse

Les analyses statistiques multivariées (ACP et CAH) ont été appliquées sur neuf paramètres dont : sept sont ceux du modèle DRASTIC (D, R, A, S, T, I et C) ; un mesuré au laboratoire, il s'agit des concentrations des eaux souterraines en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et un autre estimé à partir de nos enquêtes menées sur le terrain (dose d'engrais).

Pour les paramètres du modèle DRASTIC ; leurs indices attribués sont déterminés dans le chapitre précédent (Chapitre VI).

Pour les concentrations en nitrates des 38 points d'eau ont été mesurés durant la campagne d'échantillonnage effectuée en 2008/2009.

Quant à la dose d'engrais, elle est calculée en se basant sur la répartition spatiale des cultures (carte d'occupation des sols) et sur nos enquêtes menées sur les pratiques agricoles auprès des agriculteurs et de la DSA de Tipaza (voir le chapitre III). Les points d'eau échantillonnés sont spatialement représentés sur les dites communes pour leur attribuer la dose correspondante comme c'est indiqué sur le tableau 49.

**Tableau 49.** Doses d'engrais apportées par commune et par type d'engrais (exprimées en Qx/ha/an)

Type d'engrais	Dose d'engrais (qx/ha/an)			
	Sidi Rached	Bourkika	AhmerEl Ain	Hadjout
NPK (15-15-15)	5.5	4.5	7.3	10
Urée (46%)	1.6	1.8	2.0	2.5
Total	7.1	6.3	9.3	12.5

### VII. 2. Analyses statistiques descriptives multivariées

Les paramètres statistiques tels que l'écart minimum, maximum, moyen, écart type et coefficient de variation calculés pour les sept paramètres sont présentés dans le tableau 50. Ce dernier montre que les paramètres tels que ; nitrates, la profondeur de la nappe (D) et la conductivité hydraulique (C) sont caractérisés par des coefficients de variation les plus élevés, ce qui indique qu'il existe une variabilité importante dans leurs valeurs. En effet, la valeur minimale de nitrate enregistrée est de 13.9mg/L au niveau du point d'eau P23 localisé au Nord de la ville de Bourkika, alors que la valeur maximale atteint 115mg/L au niveau du P14 localisé

au Sud d'Ahmer El Ain. La profondeur de la nappe (D) présente aussi des valeurs qui varient entre un minimum de 0.69m et un maximum de 74.4m, ce qui a donné un CV assez important (69.53%). Il en est de même pour la conductivité hydraulique.

Les autres paramètres à savoir ;la recharge nette (R),la zone saturée (A), type de sol (S), la topographie (T), la zone non saturée (I) et la dose d'engrais sont assignés d'un coefficient de variation plus ou moins faible (29.19%, 4.44%, 36.15%, 4.85%, 23.8% et 18.62% respectivement).

**Tableau 50.** Analyse statistique descriptive des paramètres

	Max	Min	Moyenne	Ecart-type	CV (%)
NO3-	115.00	13.90	47.65	25.17	52.82
D	5.00	1.00	1.28	0.89	69.53
R	3.00	1.00	1.85	0.54	29.19
A	7.00	6.00	6.08	0.27	4.44
S	7.00	3.00	3.90	1.41	36.15
T	10.00	9.00	9.70	0.47	4.85
I	5.00	2.00	3.95	0.94	23.80
C	4.00	1.00	1.44	0.76	52.78
Engrais	9.30	6.30	7.84	1.46	18.62

Pour la recharge (R) et la pente du terrain(T), nous avons remarqué que plus de 70% des points d'eau échantillonné sont situés dans des classe dominantes et qui occupent plus de 75% de la surface totale du bassin de Sidi Rached.

Pour la zone saturée, bien qu'elle présente cinq formations aquifères, cela n'affecte pas sa variation car les points d'eau échantillonnés sont, dans leur majorité, situées dans les alluvions (mélange de gravier, argile et sable) qui occupe plus de 66% de la zone d'étude. Il en est de même pour le paramètre type de sol (S), plus de 80% des points d'eau sont situés dans des sols argilo-limoneux et limono-argileux qui occupent 78.6% de la zone d'étude

### **VII. 3. Application de l'analyse statistique multivariée**

Les résultats de l'analyse statistique multi variée (CAH et ACP) des paramètres impliqués dans le transfert des nitrates à l'échelle du bassin de Sidi Rached (D, R, A, S, T, I, C, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et dose d'engrais) sont obtenus par le logiciel XLSTAT-2018.

#### **VII.3.1. Application de la méthode CAH aux paramètres de transfert des nitrates**

Nous avons appliqué la CAH aux neuf paramètres impliqués dans le transfert des nitrates, afin de rassembler ces paramètres et les points d'eau en nombre limités de clusters. Le nombre d'individus est de 39 (forages et puits) et les variables au nombre de 09 (D, R, A, S, T, I, C, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et dose d'engrais). C'est la méthode de *distance euclidienne* et la méthode

d'agrégation de *Ward* qui ont été appliquée. Ensuite un arbre, appelé « *dendrogramme* » a été construit. Et enfin on a coupé le dendrogramme au niveau où cela crée la meilleure répartition des points du nuage en classes bien distinctes entre elles.

Le dendrogramme nous permet de visualiser le regroupement progressif des points d'eau. Si une troncature a été demandée, un trait en pointillé marque le niveau auquel est effectuée la troncature, cette dernière permet de visualiser les classes. Dans notre cas, nous distinguons trois clusters (figure 63 et 64).

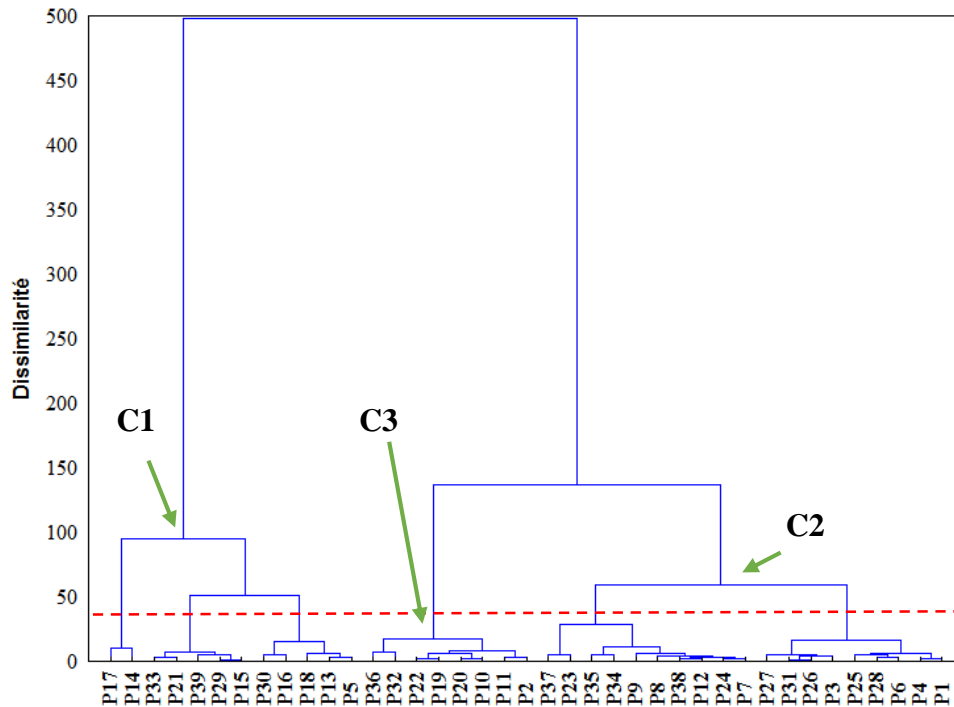


Figure 63. Dendrogramme des points d'eau pour chaque cluster

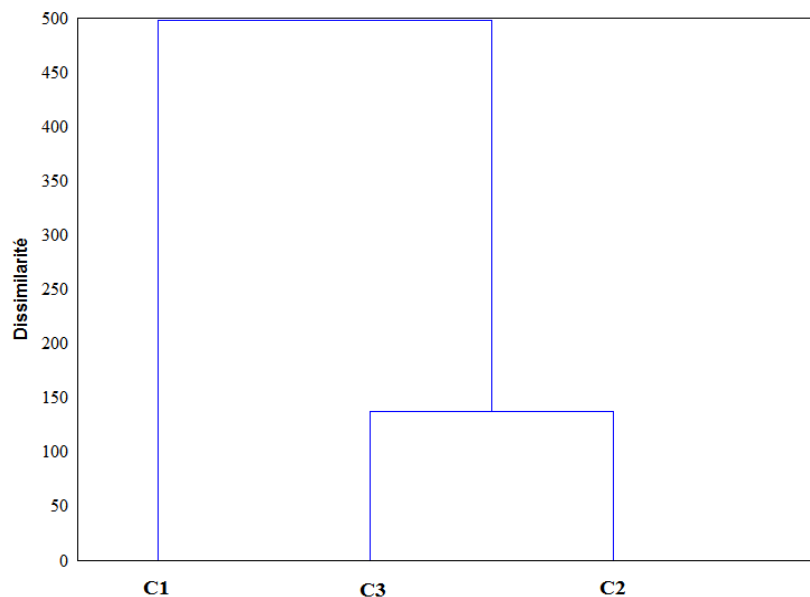


Figure 64. Hiérarchie des partitions obtenues par CAH (dendrogramme)

Nous distinguons trois classes pour une troncature correspondant à une inertie de 120. L'analyse du dendrogramme met en évidence les différentes classes. Le tableau 51 indique pour chaque point d'eau sa classe d'affectation dans l'ordre initial des individus selon leurs teneurs en ions majeurs.

**Tableau 51.** Répartition des points d'eau de chaque classe par la CAH

Classes	1	2	3
Les points d'eau	P5, P13, P14, P15, P16, P17, P18, P21, P29, P30, P33 et P39	P1, P3, P4, P6, P7, P8, P9, P12, P23, P24, P25, P26, P27, P28, P3, P34, P35, P37 et P38	P2, P10, P11, P19, P20, P22, P32, P3 et P36

Nous avons extrait les intra classes à partir des trois classes déjà obtenues par le dendrogramme, les résultats sont présents dans les tableaux ci-dessous (Tableaux 52, 53 et 54).

**Tableau 52.** Classification des intra classes de la classe 1

Intra classes	Points d'eau						
1	P14 et P17		P15, P21, P29, P33 et P39			P5, P13, P16, P18 et P30,	
2	P14	P17	P33 et P21	P15, P29 et P39		P30 et P16	P5, P13 et P18
3				P39	P15 et P29		P5 et P13   P18

**Tableau 53.** Classification des intra classes de la classe 2

Intra classes	Points d'eau								
1	P7, P8, P9, P12, P23, P24, P34, P35, P37 et P38.						P1, P3, P4, P6, P25, P26, P27, P28, P31 et P36		
2	P37 et P23		P7, P8, P9, P12, P24, P34, P35 et P38.				P1, P4, P6, P25 et P28		P3, P26, P27 et P31
3			P34 et P35	P9	P7, P8, P12, P24 et P38.		P6, P25, P6 et P28	P1 et P4	P27   P3, P26, P31 et

**Tableau 54.** Classification des intra classes de la classe 3

Intra classes	Points d'eau			
1	P32 et P36		P2, P10, P11, P19, P20 et P22	
2	P10, P19, P20 et P22			P2 et P11
3	P19 et P22		P10 et P20	

Chacune des classes retenues comprend des points semblables en au moins un paramètre, par exemple pour les P14 et P17 de la classe 1 ont des concentrations en  $\text{NO}_3^-$  presque les mêmes (115 et 104.5mg/L respectivement), situées dans le même milieu aquifère (mélange de gravier, argile et sable) et la même topographie (pente <4%). La ressemblance des teneurs entre les points de chaque classe diminue à chaque fois que la distance augmente.

### VII.3.2. Application de la méthode ACP aux paramètres de transfert des nitrates

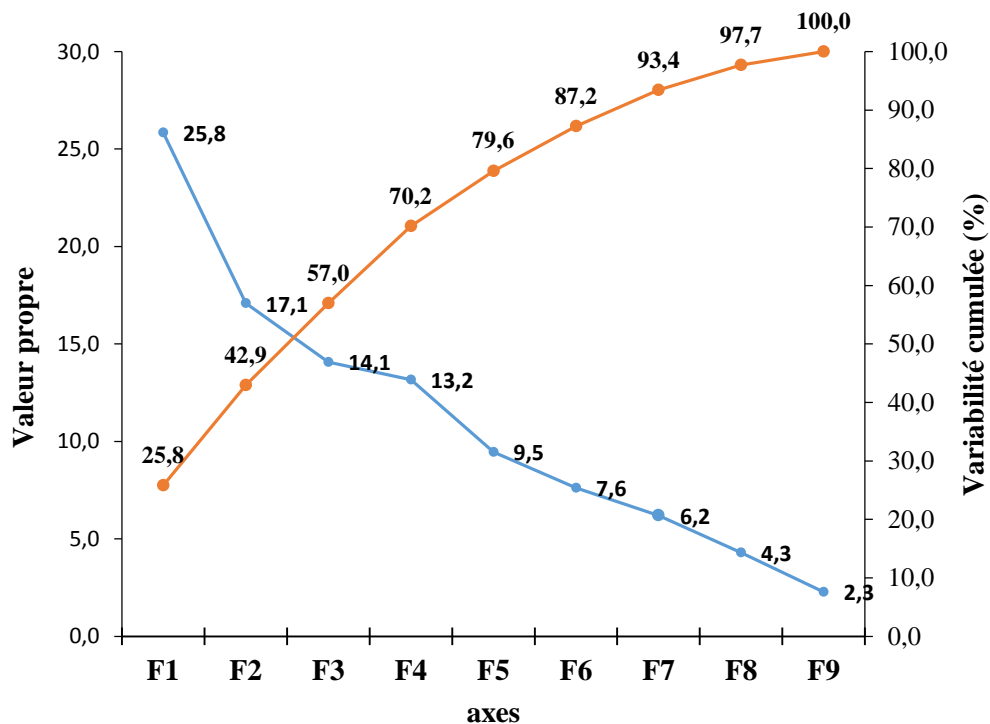
Les résultats des analyses des paramètres impliqués dans le transfert des nitrates (D, R, A, S, T, I, C,  $\text{NO}_3^-$  et la dose d'engrais), ont été traités à l'aide du logiciel XLSTAT - 2018. L'étude statistique à partir de l'ACP donne de nombreux résultats qui sont présentés dans le tableau 55. Dans ce dernier sont présentées les valeurs propres, les variances exprimées pour

chaque facteur ainsi que leurs cumuls. On ne retient que les quatre premiers axes principaux puisque leurs valeurs propres sont supérieures à 1 (critère de Kaiser) et qu'ils expriment 70.2 % de la variance totale avec une variance exprimée de 25.8% pour le 1<sup>er</sup> facteur (F1), est le plus important de tous, ensuite viennent le 2<sup>eme</sup> et le 3<sup>eme</sup> facteur (F2 et F3), avec respectivement 17.1% et 14.1% de la variance exprimée.

**Tableau 55.** Valeurs et pourcentages exprimées pour les axes principaux

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9
Valeur propre	2.33	1.54	1.27	1.18	0.85	0.69	0.56	0.39	0.20
Total de la variance(%)	25.8	17.1	14.1	13.2	9.5	7.6	6.2	4.3	2.3
Cumul de la variance (%)	25.8	42.9	57.0	70.2	79.6	87.2	93.4	97.7	100.0

La figure 65 extraite du tableau 55, présente deux courbes ; (i) une courbe décroissante du pourcentage de l'ensemble des facteurs ; (ii) et une courbe croissante du cumul de la variance. Cette représentation graphique nous permet aussi de déceler le nombre de facteurs nécessaires pour mieux visualiser les résultats.



**Figure 65.** Valeurs propres et variabilité cumulée (%).

Nous utilisons les composantes principales les plus intéressantes en termes de pourcentage de variabilité, pour observer la distribution des variables et des individus. Dans notre cas d'étude, trois axes principaux ont été considérés. Le plan principal (F1- F2) qui explique 42.93% de l'information et le plan (F1- F3) qui représente 31.15%, les trois axes ensemble expliquent 57 % de l'information.

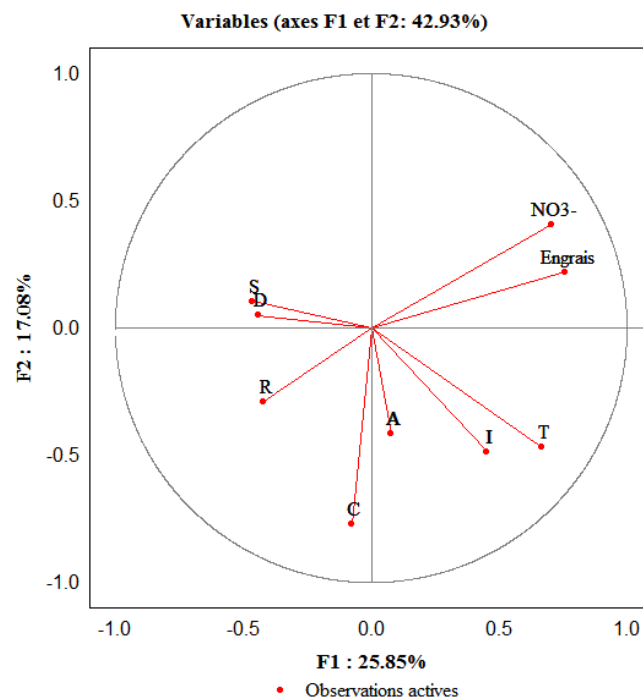
a). Espace des variables

Le tableau 56 permet de visualiser la corrélation entre les facteurs et les variables et il nous permet de montrer que :

- Le facteur F1 est très bien corrélé positivement avec les nitrates, la topographie (T) et la dose d'engrais.
- Le facteur F2 est bien corrélé négativement avec la conductivité hydraulique (C).
- Le facteur F3, est très bien corrélé négativement avec le paramètre milieu aquifère et moyennement corrélé positivement avec la zone non saturée (I)
- Le facteur F4 et assez bien corrélé positivement avec le paramètre sol (S) comme le montre le tableau 56.

**Tableau 56.** Corrélations entre les variables et les facteurs.

Variabes	F1	F2	F3	F4
Nitrates (mg/L)	<b>0.71</b>	0.41	0.13	0.15
Distance à la nappe (D en m)	-0.44	0.05	0.22	-0.47
Recharge nette (R en mm/an)	-0.42	-0.29	-0.28	-0.44
Milieu aquifère (A)	0.08	-0.42	<b>-0.74</b>	0.24
Sol (S)	-0.46	0.11	0.34	<b>0.66</b>
Topographie (T en %)	<b>0.67</b>	-0.47	0.16	0.19
Impact de la zone vadose (I)	0.45	-0.48	<b>0.57</b>	-0.36
Conductivité hydraulique (C)	-0.08	<b>-0.77</b>	0.08	0.22
Dose d'engrais (qx/ha/an)	<b>0.76</b>	0.22	-0.33	-0.21



**Figure 66.** Projection des variables sur le plan factoriel (F1-F2)

D'après la projection des variables (D, R, A, S, T, I, C, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et la dose d'engrais) sur le plan factoriel 1-2 (Figure 66), on peut déduire ce qui suit :

- le paramètre nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) est bien corrélé positive avec la dose d'engrais et la topographie ;
- les nitrates sont inversement proportionnels à la profondeur et la recharge de la nappe, la corrélation est négative. Plus ces paramètres (D et R) ne sont pas élevés, plus les teneurs en nitrate des eaux de la nappe sont importantes.
- La zone non saturée, et le milieu aquifère ne présentent aucune corrélation avec la dose d'engrais qui est elle-même significativement corrélée avec les nitrates ;
- la relation est proportionnelle entre les nitrates et la conductivité hydraulique, plus cette dernière est élevée ; plus la teneur en nitrate des eaux de la nappe est élevée.

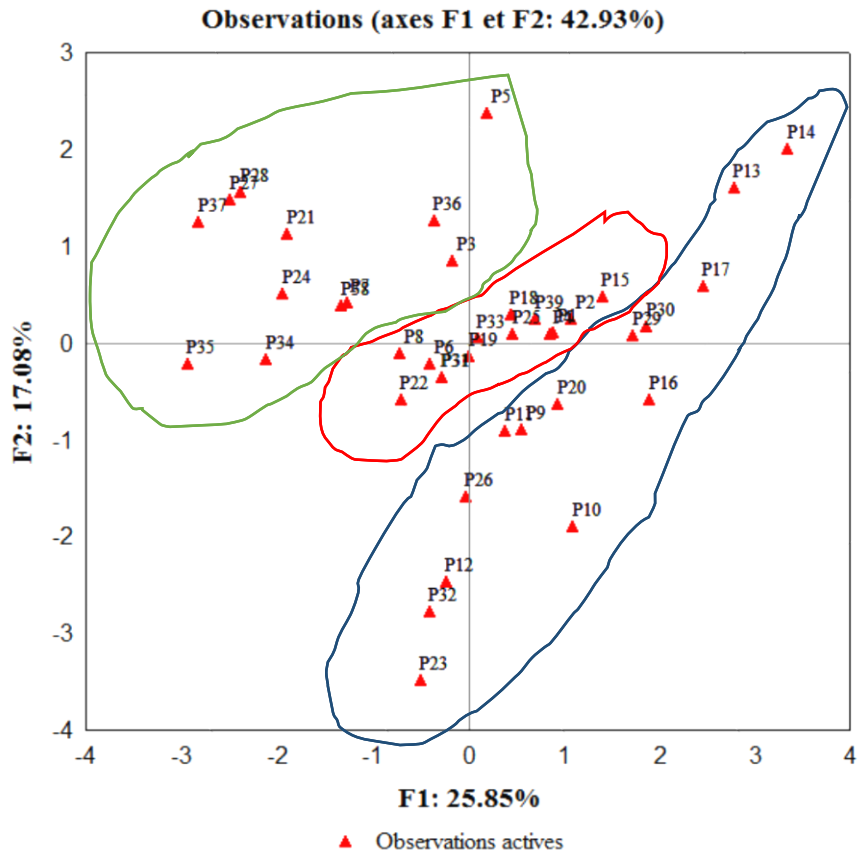
L'Analyse en Composantes Principales a permis de faire ressortir un seul facteur déterminant dans le transfert de l'ion nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) vers la nappe, sachant que le plan principal pris dans cette analyse (F1- F2) n'explique que 42.93% de l'information. D'après les résultats nous pouvons dire que le paramètre « **dose d'engrais** » semble avoir une influence directe sur le transfert des nitrates vers la nappe de Sidi Rachad. La forte proportionnalité entre les nitrates et la dose d'engrais apportée confirme l'existence d'un impact direct de ce facteur sur la pollution nitratée dans la zone étudiée. La fertilisation azotée minérale des cultures, telle qu'elle est pratiquée par les agriculteurs de la zone de Sidi Rached, peut donc engendrer la pollution de la nappe par les nitrates. Pour préserver cette ressource, c'est au niveau des systèmes de culture que doit se raisonner la relation entre pratiques agricoles et qualité nitrique des eaux souterraines et que doivent être élaborées des solutions efficaces car tout changement dans les systèmes de culture pourrait se traduire par une amélioration ou une détérioration de la qualité nitrique des eaux de drainage (Ackerer et al., 1990; Machet et Mary, 1990; Ranon et Benoît, 1998).

Le sol et la zone non saturée que traverse l'ion de nitrate ne contribuent en rien dans l'augmentation des nitrates dans les eaux souterraines de Sidi Rached. Effectivement, les sols de Sidi Rached sont, dans la majeure partie argilo-limoneux et limono-argileux, et les constituants de la Zone vadose n'ont pas d'influence sur la pollution nitrique des eaux souterraines. Tandis que la profondeur de la nappe (D) avec une forte proportionnalité dans le sens contraire, influe directement sur les teneurs en nitrates et montre une relation inverse avec ce paramètre.



### b. Espace des individus

La projection des individus sur le plan F1-F2 permet de tracer la figure 67. L'analyse de la projection des individus sur le plan factoriel (F1-F2) montre que nous pouvons subdiviser les points de mesure en trois (03) groupes.



**Figure 67.** Projection des points d'eau selon le plan (F1 – F2)

- Le 1<sup>er</sup> groupe englobe 14 points d'eau à savoir : P9, P10, P12, P13, P14, P16, P17, P20, P23, P26, P27, P29, P30 et P32. Ce sont des forages et puits caractérisés par des teneurs élevées en  $\text{SO}_4^{-2}$  et  $\text{NO}_3^{-}$ .
- Le 2<sup>eme</sup> groupe englobe 12 points : P3, P5, P7, P21, P24, P27, P28, P34, P35, P36, P37, P38. Ces points d'eau sont caractérisés par des teneurs moyennes à élevées en  $\text{HCO}_3^{-}$ .
- Le 3<sup>eme</sup> groupe renferme 13 points d'eau à savoir : P1, P2, P6, P8, P15, P18, P22, P31, P33, P39, P25, P4, P11. Ce groupe est caractérisé par des teneurs élevées en  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^+$ , la CE et les teneurs les plus élevées en  $\text{Cl}^-$ .

### **VII.3. Conclusion**

L'Application de l'analyse en Composantes Principales(ACP) et la classification ascendante hiérarchique (CAH) nous ont permis d'établir d'une part, des corrélations entre les nitrates et les autres variables et d'autre part, de faire ressortir un seul facteur déterminant dans le transfert de l'ion nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) vers la nappe. Ainsi, le paramètre « **dose d'engrais** » semble avoir une influence directe sur le transfert des nitrates vers la nappe de Sidi Rached. La forte proportionnalité entre les nitrates et la dose d'engrais apportée confirme l'existence d'un impact direct de ce facteur sur la pollution nitraté. Les facteurs hydrodynamiques jouent aussi un rôle non négligeable dans l'évolution des concentrations des nitrates, même si c'est inversement comme la profondeur, la recharge nette de l'aquifère et la conductivité hydraulique. Ces résultats confirment ceux obtenus de la carte de vulnérabilité (voir chapitre VI), ou on a observé que les zones de fortes vulnérabilités sont des zones à faibles profondeurs et à fortes perméabilités ce qui explique que le polluant met moins de temps pour atteindre la zone saturée.

# **CONCLUSION GÉNÉRALE**

## CONCLUSION GENERALE

Dans le contexte de la gestion et la préservation de la qualité des ressources en eau souterraines, notre étude a comme objectif global est l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur l'environnement. Le cadre d'application de ce travail est le bassin de Sidi Rached (Mitidja Ouest) dont l'aquifère présente des niveaux de pollution alarmants, mais qui constitue surtout un terrain d'étude et de collaboration entre différents partenaires du monde agricole et scientifique. L'augmentation croissante des teneurs en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines de nombreux bassins versants agricoles en est une conséquence majeure, la pollution par les nitrates est responsable de phénomènes d'eutrophisation des écosystèmes aquatiques, notamment littoraux. Dans la zone de Sidi Rached l'intensification agricole a conduit à un état de pollution alarmant des hydrosystèmes. Le travail présenté dans ce mémoire est basé sur la modélisation des transferts d'eau et d'azote à l'échelle de bassin versant.

L'objectif principal de ce travail est la modélisation des transferts d'eau et d'azote à l'échelle du bassin agricole de Sidi Rached à travers l'établissement d'un zonage à différents niveaux de risque de pollution par les modèles DRASTIC (spécifique et intrinsèque) et à travers l'optimisation de ces derniers par deux techniques d'ajustement AHP et SPSA afin de déterminer le modèle le plus adapté pour évaluer la vulnérabilité des eaux souterraines de la zone d'étude (bassin de Sidi Rached). Ainsi d'identifier les paramètres les plus impliqués dans le processus de transfert des nitrates du sol vers la nappe par l'application de l'analyse en composante principale (ACP) et la classification ascendante hiérarchique (CAH). Nous concluons ce qui suit :

- l'étude hydrochimique des 38 points d'eau souterraines de Sidi Rached nous a révélé que les eaux de la nappe du quaternaire à dominance du faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésienne se manifestant au niveau de 94.9% des points d'eau étudiés suivi du faciès chloruré sodique et potassique se manifestant au niveau de 5.1% des points d'eau. Ceci peut s'expliquer par des origines diverses des eaux (gypse, dolomie) c'est-à-dire que ces ions sont acquis lors du passage des eaux par plusieurs formations à savoir les dolomies, le gypse et les marnes.
- L'analyse géostatistique des nitrates par application du krigeage ordinaire traduit une dégradation de la qualité de ces eaux destinées pour la consommation et/ou pour l'irrigation. Plus de 73% de superficie de la zone d'étude, leurs eaux souterraines ont une concentration en

nitrate supérieur à la norme établie par l'organisation mondiale de la santé O.M.S (>50mg/L) dont plus de 14% montrent des teneurs qui excèdent les 75 mg/L. Il s'agit des communes de Sidi Rached et de Bourkika et le Sud du bassin.

- La carte des nitrates établie par krigeage d'indicateurs au seuil supérieur à 50 mg/L montre que les zones qui ont un risque élevé à très élevé (50-100%) de contamination par les nitrates couvrent presque tout le bassin (70.3%), cela s'explique par le fait que l'irrigation des cultures se fait en grande partie par les eaux de la nappe déjà contaminées et par les apports excessifs d'engrais azotés. Cette contamination dans les eaux de la nappe alluviale de Mitidja est à l'origine de l'activité agricole intense à différentes spéculations et différentes pratiques (fertilisation et irrigation), la part de l'assainissement autonome et les rejets urbains n'est pas à négliger. Ceci contribue à l'augmentation de la concentration des nitrates en fragilisant l'environnement et en menaçant sérieusement la santé humaine.

- Les indices de vulnérabilité obtenus par DRASTIC varient de 72 (24.1%) et 150 (62.5%) pour le MDC et 95 (30%) et 181 (67.4%) pour le MDP. La distribution spatiale de ces indices montre la dominance des aires à vulnérabilité faible pour le MDC (83.4%) et moyenne pour MDP (50.8%) dans la majorité de la nappe phréatique. Trois (03) classes de vulnérabilité (faible, moyenne et élevée) ont été identifiées pour chaque modèle (MDC et MDP). La classe à risque élevée est plus importante dans le cas de MDP où elle représente 12% tandis que le MDC représente seulement 22.5%. Ces zones nécessitent une attention particulière en ce qui concerne les futures décisions d'utilisation des terres.

Un ajustement a été appliqué sur les poids des paramètres des modèles DRASTIC (MDC et MDP) par deux techniques d'ajustement à savoir : Analytic Hierarchy Process (AHP) et Single-Parameter Sensitivity Analysis (SPSA) afin d'obtenir des cartes de vulnérabilité optimisées et qui répondent mieux aux conditions de notre zone d'étude. Les résultats obtenus se résument ainsi :

- Les indices de vulnérabilité obtenus par l'ajustement des poids des paramètres DRASTIC en appliquant AHP varient de 57.5 (23.4%) à 129.4 (66.8%) pour le MDC et de 95 (28.7%) à 181 (72.2%) pour le MDP. La distribution spatiale de ces indices montre la dominance des aires à vulnérabilité faible pour le MDC (83.4%) et moyenne pour MDP (50.8%) dans la majorité de la nappe phréatique. Quatre (04) classes de vulnérabilité ont été identifiées pour le MDC et seulement deux pour le MDP. Les classes de vulnérabilité élevées à très élevées pour le MDC représentent 7.2% qui correspondent à 1053ha, superficie à ne pas négliger et qui a besoin d'une attention particulière. Ce degré de vulnérabilité peut s'expliquer par l'impact des rejets

urbains associé aux conditions hydrogéologiques telles que la faible épaisseur de la zone vadose (0 à 6m) et la faible pente de terrain. Ces conditions favorisent l'infiltration de tout contaminant présent à la surface du sol. Ces conditions favorisent l'infiltration de tout contaminant présent à la surface du sol. Ces zones nécessitent une attention particulière en ce qui concerne les futures décisions d'utilisation des terres.

-Les indices obtenus par l'ajustement des poids des paramètres DRASTIC en appliquant SPSA varient de 91 (34%) à 159.3 (68.4%) pour le MDC et de 96(38.6%) et 159.3 (71.5%); la distribution spatiale de ces indices fait ressortir 03 classes (faible, moyenne et élevée) pour les deux modèles. La classe de vulnérabilité moyenne à élevée renferme 43.8% et 93.3% de la surface globale du bassin de Sidi Rached respectivement pour MDC et MDP.

- L'ajustement des poids des modèles DRASTIC classiques et DRASTIC pesticide par Sensitivity Analysis (SPSA) a abouti à des indices de vulnérabilité en moyenne supérieurs de 12,7% aux valeurs DRASTIC d'origine et à une réduction de 7% pour le modèle DRASTIC pesticide. Cependant, l'ajustement des poids par AHP a abouti à des indices de vulnérabilité qui étaient en moyenne de 12,7% et 25% inférieurs aux valeurs DRASTIC originales pour MDC et MDP respectivement. Cette réduction peut s'expliquer par les modifications apportées aux facteurs de pondération (w). L'ajustement des poids des paramètres par la technique AHP, dans le cas du DRASTIC pesticide, a produit des résultats fortement corrélés (%) mieux que le DRASTIC classique. AHP conserve le poids le plus élevé pour les facteurs (D) et (I) et les poids les plus faibles pour les facteurs restants. L'analyse de sensibilité a réduit l'importance des facteurs de pondération de D (1.5) et C (2), et a augmenté l'importance des coefficients de pondération de A (1.7) et T (1.5) qualifiés par le modèle classique DRASTIC, tandis que d'autres R, S et I est resté presque inchangé. Des résultats similaires ont déjà été rapportés dans d'autres régions. Les coefficients de corrélation entre l'indice de vulnérabilité original et les concentrations de nitrates étaient respectivement de 0,60 et de 0,64 pour le MDC et le MDP, tandis que les corrélations résultant des quatre modèles d'ajustement variaient entre 0,65 et 0,72. Les calculs ont montré que le meilleur modèle résultait de la combinaison MDP-AHP suivie par MDC-AHP, MDP-SPSA, MDC-SPSA, MDP et finalement MDC. Ce travail a démontré que la carte de vulnérabilité MDP-AHP constitue un excellent outil d'aide à la décision et à l'analyse spatiale pour les études de faisabilité et le développement des activités agricoles et environnementales dans le bassin d'étude (bassin de Sidi Rached). En outre, ces résultats peuvent être exploités dans des zones similaires telles que certaines régions du Moyen-Orient et de l'Afrique du Nord.

- L'Analyse en Composantes Principales et le classement ascendant hiérarchique ont permis de faire ressortir un seul facteur déterminant « *dose d'engrais* » dans le transfert de l'ion nitrate et son existence en teneurs élevées dans les eaux souterraines. Ainsi, le paramètre « **dose d'engrais** » semble avoir une influence directe sur le transfert des nitrates vers la nappe de Sidi Rachad. La forte proportionnalité entre les nitrates et la dose d'engrais apportée confirme l'existence d'un impact direct de ce facteur sur la pollution nitratée dans la zone étudiée. Les facteurs hydrodynamiques jouent aussi un rôle non négligeable dans l'évolution des concentrations des nitrates, même si c'est inversement comme la profondeur, la recharge nette de l'aquifère et la conductivité hydraulique. Ces résultats confirment ceux obtenus de la carte de vulnérabilité, où on a observé que les zones de vulnérabilité faibles sont des zones à fortes profondeurs et à faible perméabilité ce qui explique que le polluant met plus de temps pour atteindre la zone saturée. Tandis que les nitrates sont inversement proportionnels à la profondeur et la recharge de la nappe, la corrélation est négative. Plus ces paramètres (D et R) ne sont élevés, plus les teneurs en nitrate des eaux de la nappe sont importantes.

Les caractéristiques de l'aquifère (I et A) ne présente aucune corrélation avec la dose d'engrais qui est elle-même significativement corrélée avec les nitrates. Alors que les paramètres hydrodynamiques ont une influence inverse (conductivité hydraulique) sur les teneurs en nitrates, Plus cette dernière n'est élevée, plus les teneurs en nitrate des eaux de la nappe sont faibles.

Les résultats obtenus dans le cadre du projet Qualiwater (Cavero et al. 2012) grâce à l'application du modèle mathématique « APEX » sur le bassin de Sidi Rached ont montré que la prédiction des pertes d'azote est beaucoup plus élevée dans les sols de classe « I » (Sidi Rached) avec des capacités de rétention d'eau du sol plus faibles que les autres classes de sol. En ce qui concerne les cultures, l'APEX a prédit que les polluants N les plus importants étaient la *vigne* et la *pomme de terre*. Ces résultats confirment ceux obtenus de l'ACP appliquée sur les 9 paramètres (D, R, A, S, T, I, C, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et dose d'azote apportée) et de la carte de vulnérabilité (voir chapitres VI et VII), où on a observé que les zones à fortes vulnérabilités sont des zones à faibles profondeurs et à fortes perméabilités *sol de classe I* (ne nécessitant pas le drainage) situées au niveau de Sidi Rached et Bourkika. Et que la *dose d'engrais* semble avoir une influence directe sur le transfert des nitrates vers la nappe de Sidi Rachad et que c'est les cultures maraichères qui reçoivent plus d'apports en azote.

Sachant que le modèle DRASTIC est un modèle facile à mettre en œuvre et qu'il nécessite peu de données tandis que le modèle APEX est un modèle plus complexe et difficile

à mettre en œuvre pour des études à l'échelle régionale et requiert généralement plus de données et de moyens analytiques. Donc on peut conclure que pour une étude à l'échelle régionale il faut toujours appliquer un modèle de vulnérabilité comme DRASTIC afin de définir d'identifier les zones à grand risque de pollution s'il en a eu lieu avant d'appliquer un modèle basés sur les processus physiques comme l'APEX.

A travers cette étude, il semble que l'adoption du concept de la vulnérabilité dans l'aménagement et la gestion des ressources en eau souterraine s'avère d'une grande nécessité. Sur le plan méthodologique, les principales perspectives qui apparaissent à l'issue de ce travail de recherche consistent aux points suivants :

- Amélioration du système d'évaluation de l'indice de vulnérabilité, en utilisant les tests de sensibilité permettant d'estimer les coefficients de pondération et de notation de chaque facteur de base ;
- Planification et protection des zones vulnérables afin d'éviter l'accentuation de la pollution des ressources en eaux déjà polluées ;
- Application de la méthodologie à d'autres bassins agricoles ;
- Création d'une banque de données et d'informations centralisées afin de faciliter l'exploitation et la mise à jour de l'information ;
- Etude de la dynamique de la vulnérabilité au niveau d'un nombre représentatif de forages afin d'étudier les tendances futures en intégrant l'effet prévisible des changements climatiques ;
- Couplage des modèles subjectifs avec d'autres logiciels.



**RÉFÉRENCES  
BIBLIOGRAPHIQUES**

**REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

- Abbott M. B., Bathurdt J. C., Cunge J. A., O'connell P. E. et Ramussen P. E., 1986.** An introduction to the European hydrological System. *Système Hydrologique Européen, "SHE"*, 1 : History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, Vol 87. pp. 45-59.
- Achi K., Salem A., Combes P., Couchot A., Grenet B., Pradines D., 1973.** Carte hydrogéologique d'Algérie 1/200.000 ; ANRH (Agence Nationale des Ressources Hydrauliques): Alger, Algeria.
- Ackerer P., Carbiener R., Laigle D., Muntzer P., Schenck C., Tremoliere M., Zilliox L., 1990.** Contamination des eaux souterraines par les nitrates dans la plaine d'Alsace : Incidence de l'agriculture. Dans "Nitrates, agriculture, eau". Symposium International INRA, Paris, Calvet R. Ed., pp : 245 - 249.
- Afshar A., Marino M., Ebtehaj M., Moosav J., 2007.** Rule based fuzzy system for assessing ground-water vulnerability. *J. Environ. Eng.* 133 (5): 532–540.
- Akbari G.H., Rahimi-Shahrabakia M., 2011.** Sensitivity analysis of water at higher risk subjected to soil contaminations. *Comput. Methods Civ. Eng.* 2011, 2, 83–94.
- Alassane A., 2004.** Etude hydrogéologique du Continental terminal et des formations de la plaine littorale dans la région de Porto-Novo (Sud du Bénin) : Identification des aquifères et vulnérabilité de la nappe superficielle. Thèse de Doctorat du 3ème cycle. Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal, 145 p. + annexes
- Al Hallaq A.H., Elaish B.S.A., 2011.** "Assessment of aquifer vulnerability to contamination in Khanyounis Governorate, Gaza Strip-Palestine, using the DRASTIC model within GIS environment", *Arabian Journals of Géosciences*, DOI 10.1007/s12517-011-0284-9, 2011.
- Al-Hanbali A., Kondoh A., 2008.** Groundwater vulnerability assessment and evaluation of human activity impact (HAI) within the Dead Sea groundwater basin, Jordan. *Hydrogeol J.* 16:499–510
- Aller L., Bennet T., Lehr J.H., Petty R.J., Hackett G., 1987.** DRASTIC : A standardized system for evaluating groundwater pollution potentiel using hydrogeological settings. US Environmental Protection Agency, EPA/600/2-87-036, 455pp.
- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M., 1998.** Crop evapotranspiration : guidelines for computing crop water requirements. In : *FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56*. FAO, Rome, Italy, 300 pp.
- Almasri M.N., 2008.** Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza coastal aquifer, Palestine. *J Environ Manage.* 88:577–93.
- Ambroise B., 1991.** Hydrologie des petits bassins versants ruraux en milieu tempéré - processus et modèles. Séminaire du Conseil scientifique du Département « Science du Sol » de l'INRA à Dijon, 26-27 mars 1991.
- Ambroise B., 1999.** Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré : 2- modélisation systémique et dynamique. *Revue des Sciences de l'Eau* 12, 123–153.

- Amharref M., Assine S., Bernoussi A., Haddouchi B., 2007.** Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines : application au cas de la plaine du Gharb. *Revue des Sciences de l'Eau* 20 (2). P.185-199.
- Ananda J., Herath G., 2009.** “A critical review of multi-criteria decision making methods with special reference to forest management and planning”. *Ecological Economics*, 68(10): 2535-2548. <http://doi.org/fqnc5q>.
- Antokanos A.K., Lambrakis N.J., 2006.** Development and testing of a three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the DRASTIC model, an example from NE Korinthia, Greece. *Journal of Hydrology*, 333,288-304
- Antunes I.M.H.R., Albuquerque M.T.D., 2013.** Using indicator kriging for the evaluation of arsenic potential contamination in an abandoned mining area (Portugal). *Sci. Total Environ.* 442, 545–552.
- Apfelbaum E., 2001.** The dread: An essay on communication across cultural boundaries. *International Journal of Critical Psychology*, 4, 19-34.
- Arheimer B., Liden R., 2000.** Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments - influence of spatial and temporal variables. *Journal of hydrology* 227, 140-159.
- Arnold J.G., Allen P.M., 1996.** Estimating hydrologic budgets for three illinois watersheds. *Journal of Hydrology* 176 (1-4), 5777.
- Arnold J.G., Williams J.R., Srinivasan R., King K.W., 1996.** SWAT. Manual USDA, Agricultural Research Service and Blackland Research Center, Texas.
- Arnold J. G., Srinivasan R., Muttiah R. S., Williams J. R., 1998.** Large-area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development. *J. American Water Resour. Assoc.* 34(1) : 73-89.
- Arregui L., Quemada M., 2006.** Drainage and nitrate leaching in a crop rotation under different N-fertilizer strategies: application of capacitance probes. *Plant Soil*; 288(1):57– 69.
- Aubry Ph., 2000.** Traitement des variables régionalisées en écologie, Apports de géomantique et de la géostatistique, Thèse doctorat, Université Claude BERNARD – Lyon 1. 509 p.
- Vrba J. & Zaporozec A. 1994. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH, Vol. 1,131p.
- Aurousseau P., Squividant H., Chantal Baque M., Simon F., 1998.** Analyse des facteurs de risque de transfert de pesticides dans les paysages. Etablissement d'une hiérarchie de ces risques : Application au calcul d'un indice de risque par bassin versant et par parcelle. Rapport final de la convention 95.00.023 avec l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne. Labo. Spatial. Num. ENSAR Rennes. France.
- BCEOM - BG – SOGREAH., 2009.** Group/ Ministry of Water Resources Department and Hydraulic Facilities (DEAH). Mission 2 - A. Report : Actualization and completion Study of National Water Plan. Hydrographic Centre and East regions.
- Beasley D. B., Huggins L.F., and Monke E.J. 1980.** ANSWERS : A model for watershed planning. *Trans. of the ASAE* 23 (4) : 938-944.
- Beaujouan V., Durand P., Ruiz L., 2001.** Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecol. Model.* 137, 93–105.

- Belamie R., 1983.** Etude des pollutions diffuses en territoire rural : éléments de méthodologie, application à l'étude des bassins versants représentatifs. Colloque sur l'eutrophisation et la pollution du Léman, Orgeval, 31 août - 3 septembre. pp. 1-48.
- Belan J., 1979.** Influence des pratiques culturales sur le lessivage de l'azote par un modèle pratique. INRA, Station Agronomique du Département de l'Aisne, Laon. 89 p.
- Benoit M., 2000.** Les recherches sur la protection des bassins d'alimentation produisant des eaux de boisson à la station INRA de Mirecourt. *Hydroscopie*, n°25. pp. 11-12.
- Bergstrom S., 1995.** The HBV model (Chapter 13, pp. 443-476), in : Singh, V. P. (ed.) *Computer models of watershed hydrology*, Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, U.S.A., 11 30 pp.
- Bernard C., 2011.** Gestion Intégrée des Ressources en Eau dans le bassin hydrographique côtier algérois 02A : Etat des lieux des ressources en eau et leur cadre de gestion. ANRH-GIRE-CTB Algérie.
- Berrouard A., Giroux M. et Blackburn M., 2001.** Effets comparatifs de différentes cultures et modes de fertilisation sur la teneur en nitrates dans les sols en fin de culture et dans les eaux de drainage souterrain à l'automne. *Agrosol*, Vol. 12, No. 2, p. 64-73.
- Bettahar N., 2009.** Pollution d'origine azotée dans les plaines du moyen Chelif, Thèse Doct. d'Etat, USTO, Oran, 202 p.
- Beven K., 1989.** Changing ideas in hydrology. The case of physically-based model. *J. Hydrol.* 105, 157-172.
- Bhushan N., Rai K., 2004.** Strategic decision making. In *Applying the Analytic Hierarchy Process*; Springer: New York, NY, USA.
- Birkinshaw S.J., Ewen J., 2000a.** Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. *J. Hydrology*, 230, 1-17.
- Blowes D.W., Ptacek C.J., 1994.** Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings, in *The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*, edited by D. W. Blowes and J. L. Jambor, Short Course Handb. Mineral. Assoc. Can., 22, 271 - 292
- Bojórquez-Tapia L.A., Cruz-Bello G.-M., Luna-González L., Juárez L., Ortiz-Pérez M.A., 2009.** V-DRASTIC : Using visualization to engage policymakers in groundwater vulnerability assessment. *J. Hydrol.* 373, 242-255.
- Borah D.K., Bera M., 2004.** Watershed scale hydrologic and nonpoint source pollution models: Review of applications. *Transactions of the ASAE* 47(3): 789- 803.
- Briand C., 2014.** Approche multi-traceurs pour la détermination de l'origine des nitrates dans les eaux souterraines : exemple d'une source karstique dans les Landes. Thèse de Doctorat. Sciences de la Terre. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI
- Bruckler L., De cockborne A.M., Renault P., Claudot B., 1997.** Spatial and temporal variability of nitrate in irrigated salad crops. *Irrig. Sci.* 17 : 53-61.
- Calver A., Wood WL., 1996.** The Institute of Hydrology Distributed Model. In *Kinematic wave modeling in water resources. Surface water hydrology*, Wiley-interscience, 1-23
- Causapé J., Quílez D., Aragiüés R., 2006.** Irrigation efficiency and quality of irrigation return flows in the Ebro River Basin : An overview. *Environ. Monit. Assess.* 117:451- 461.

- Cavero J., Beltrán A., Aragüés R., 2003.** Nitrate exported in drainage waters of two sprinkler-irrigated watersheds. *J. Environ. Qual.* 32, 916-926.
- Cavero J., Cavero, J., Barros, R., Sellam, F., Topcu, S., Isidoro, D., Hartani, T., Lounis, A., Ibrikci, H., Cetin, M., Williams, J.-R. 2012.** APEX simulation of best irrigation and N management strategies for off-site N pollution control in three Mediterranean irrigated watersheds. *Agric. Water Manag.* 103, 88–99.
- Cazaux M., 2007.** Les eaux souterraines en Gironde. Cartographie de la vulnérabilité aux pollutions des nappes éocènes dans le secteur du Blayais. Rapport de stage Master II. Département des sciences de la terre et de l'Environnement de Montpellier. 54 p.
- CEMAGREF et CACG, 1997.** Incidences des pratiques agricoles sur la qualité des rivières. Compagnie d'aménagement des coteaux de Gascogne / Cemagref / ENGREF / Agence de l'Eau Adour Garonne. 261 p.
- Chambon C., Coin L. and Vial J. 1983.** Risques pour la santé humaine de certains composés présents normalement ou éventuellement dans l'eau de boisson : les nitrates, nitrites et composés N-nitroso. Ministère de l'agriculture, "dossier nitrate", groupe de travail "Activités agricoles et qualité des eaux", juin- juillet 1983. 15 p.
- Chapman D., Kimstach V., 1996.** 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, pp. 59-126.
- Chocat B., 1997.** Ouvrage collectif. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Ed. Lavoisier Tec & Doc, 1124 p. ISBN : 2743001267.
- Chuang P T., 2001,** Combining the analytic hierarchy process and quality function deployment for a location decision from a requirement perspective. *International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, 18, 842–849.
- Civita M., 1994.** La carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento : Teoria e pratica. Pitagore Editrice, Bologna, 325 p.
- Cloutier V., Lefebvre R., Therrirn R., Savard M.M., 2008.** Multivariate statistical analysis of geochemical data as indicative of the hydro-geochemical evolution of groundwater in a sedimentary rock aquifer system. *Journal of Hydrology*, 353: 294–313.
- Compagnie Générale de Géophysique (CGG). 1967.** Etude géophysique par prospection électrique dans la plaine de Nador, Tipaza ; General Company of Geophysics, DMRH (Direction des études de milieu et de la recherche Hydraulique): Alger, Algeria.
- Crawford N.H., Linsley R.K., 1966.** Digital Simulation in Hydrology: Stanford Watershed Model IV. Technical Report No. 39, Department of Civil Engineering, Stanford University, p. 210.
- Cressie N.A.C., 1991.** Statistics for spatial data. Wiley Series in Probability and Mathematical Statistics, New York, 920 p.
- Deutsch C.V., and Journel A.G., 1998.** GSLIB : Geostatistical Software Library and User's Guide. Oxford University Press, New York.
- Didier M., Bouveyron C., 1993.** Guide économique et méthodologique des SIG, Hermès, Paris, 330p.
- Donigian A.S.Jr., Imhoff J.C., Bicknell B.R., Kittle J.L., 1984.** Application Guide for Hydrological Simulation Program - Fortran (HSPF), prepared for U.S. EPA, EPA-600/3-84-065, Environmental Research Laboratory, Athens, GA.

- Douaoui A., 2005.** Variabilité spatiale de la salinité en relation avec certaines caractéristiques des sols de la plaine du Bas-Chélif. Apport de la géostatistique et de la télédétection. Thèse Doct. d'état, INA – Alger. pp 115 – 142.
- Duchaine D., 1998.** Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution (par l'intégration d'un SIG, de la télédétection et d'un modèle mathématique). I.N.R.S-Eau. Université du Québec. 83 p.
- Duchaufour P., 2000.** Introduction à la science du sol. Dunod Edition. Paris. 331p.
- Duwig C., Becquer T., Clothier B.E., Vauclin M., 1998.** Nitrate leaching through oxisols of the Loyalty Islands (New Caledonia) under intensified agricultural practices. *Geoderma*, 84(1-3): 29-43.
- Ecrement Y. et Seghir B., 1971.** Etude agro pédologique de la Mitidja ; ANRH (Agence Nationale des Ressources Hydrauliques): Alger, Algeria.
- Erwin M.L. et Tesoriero A.J., 1997.** Predicting Ground-Water Vulnerability to nitrate in the Puget Sound Basin, Fact Sheet FS-061-97, US Geological Survey Washington DC, Etats-Unis. Disponible à l'adresse : [www.dwatcm.wr.usgs.gov/s.061-97index.html](http://www.dwatcm.wr.usgs.gov/s.061-97index.html)
- Farnham I.M., Johannesson K.H., Singh A.K., Hodge V.F., Stetzenbach K.J., 2003.** Factor analytical approaches for evaluating groundwater trace element chemistry data. *Analytica Chimica Acta*. 490(1-2): 123-138p
- Ferreira JPL et Oliveira MM., 2004.** Groundwater vulnerability assessment in Portugal. *Geofísica Internacional*. 43 (4) :541-550.
- Foody G.M., 2002.** Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 80 (1), 185-201. ([doi:10.1016/S0034-4257\(01\)00295-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00295-4)).
- Frere M.H., Onstad C.A., Holan H.N., 1975.** ACTMO, An agricultural chemical transport model. Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Report ARSH-3, 54 p.
- Frind E.O., Molson J.W., Rudolph, D.L., 2006.** Weil Vulnerability : A Quantitative Approach for Source Water Protection. *Ground Water*, 44 (5), 732-742.
- Foster S.S.D., 1998.** Groundwater recharge and pollution vulnerability of British aquifers: a critical review. In: Robins, N.S. (Ed.), *Groundwater Pollution, Aquifer Recharge and Vulnerability*. Geological Society, London, Special Publications. 130:7-22.
- Gardner KK. et Vogel RM., 2005.** Predicting ground water nitrate concentrations from land use, *Ground Water*, 43 (3), pp. 343 – 352, ([doi:10.1111/j.1745-6584.2005.0031.x](https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2005.0031.x)).
- Gassman P.W., Williams J.R., Benson V.W., Izaurrealde R.C., Hauck L.M. et al., 2005.** Historical development and applications of the EPIC and APEX models. CARD Working Paper 05-WP. Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University, Ames, Iowa, USA. <http://www.card.iastate.edu/publications/synopsis.aspx?id=763>
- Gassman P. W., Arnold J. G., Srinivasan R., Reyes M., 2010.** The worldwide use of the SWAT model : Technological drivers, networking impacts, and simulation trends. In Proc. 21st Century Watershed Technology : Improving Water Quality and Environment. ASABE Publication No. 701P0210cd. St. Joseph, Mich. : ASABE.
- Gelle W., Friese K., Herzsprung P., Kringel R., Schultze M., 2000.** Limnology of sulphuric-acidic mining lakes. II Chemical properties: The main constituents and buffering systems. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 27: 2475– 2479.

- Giller P.S., 1996.** The diversity of soil communities, the 'poor man's tropical rainforest'. *Biodiversity and Conservation* 5, 135-168.
- Grayson R.B. et Bloßchl G., 2000.** *Spatial Patterns in Catchment Hydrology: Observations and Modelling*, 404 pp., Cambridge Univ. Press, New York
- Gogu R. C. et Dassargues A., 2000.** "Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods", *Environmental Geology*, 39(6), 549-559.
- Gogu R.A. et Dassargue S., 1998.** A short review on groundwater vulnerability assessment. Basic statements for use in the framework of the cost 620 action. Workshop : Vulnérabilité et protection des eaux karstiques, 18-20 mai, Université de Neuchâtel, Suisse, p. 1-19.
- Gogu R. C., Hallet V., Dassargues A., 2003.** Comparison of aquifer vulnerability assessment techniques : Application to the Neblon river basin (Belgium). *Environ Geol* 44 (8) : 881-592.
- Gouaidia L., 2008.** Influence de la lithologie et des conditions climatiques sur la variation des paramètres physico-chimiques des eaux d'une nappe en zone semi-aride, cas de la nappe de meskiana Nord-Est algérien. Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar-Annaba, 199p.
- Gourmelo F., 2003.** Contribution des SIG à la connaissance et à la gestion de *l'environnement littoral*. Brest : Université de Bretagne occidentale, 3<sup>e</sup> vol. du mémoire d'HDR, 153 p.
- Gowda P.H., Mulla D.J., Jaynes D.B., 2008.** Simulated long-term nitrogen losses for a midwestern agricultural watershed in the United States. *Agric. Wat. Manage.* 95, 616- 624.
- Guimera J., Marfa O., Candela L., Serrano L., 1995.** Nitrate leaching and strawberry production under drip irrigation management. *Agric. Ecosyst. Environ.* 56 : 121-135.
- Guiraud M., Holland T., Powell R., 1990.** Calculated mineral equilibria in the greenschist-blueschist-eclogite facies in  $\text{Na}_2\text{O}-\text{FeO}-\text{MgO}-\text{Al}_2\text{O}_3-\text{SiO}_2-\text{H}_2\text{O}$  : methods, results and geologic applications. *Contrib. Mineral. Petrol.*, 104, 85-98.
- Hamza M.H., Added A., Rodriguez R., Abdeljaoued S., Ben Mammou A., 2007.** A GIS based DRASTIC vulnerability and net recharge reassessment in an aquifer of a semiarid region (Metline-Ras Jebel-Raf Raf aquifer, Northern Tunisia). *J. Environ. Manage.*, 84.
- Hasiniaina F., Zhou J., Guoyi L., 2010.** Regional assessment of groundwater vulnerability in Tamtsag basin, Mongolia using drastic model. *J Am Sci* . 6 (11) : 65–78.
- Hu J., Peng X., Budgeon L.R., Cladel N.M., Balogh K.K., Christensen N.D., 2007.** Establishment of a cottontail rabbit papillomavirus/HLA-A2.1 transgenic rabbit model. *J. Virol.* 81, 7171-7177.
- Hu X., McIsaac G.F., David M.B., Louwers C.A.L., 2007.** Modeling riverine nitrate export from an East-Central Illinois watershed using SWAT. *J. Environ. Qual.* 36, 996-1005.
- Huan H., Wang J., Teng Y., 2012.** Assessment and validation of groundwater vulnerability to nitrate based on a modified DRASTIC model : a case study in Jilin City of northeast China. *Sci Total Environ.* 440:14–23.
- Hufty M., 2001.** « La gouvernance internationale de la biodiversité », *Etudes internationales*, 32 (1) : 5-29.
- Isaaks E.H. et Srivastava R.M., 1989.** *Introduction to Applied Geostatistics*, Oxford Press.
- Isabel D., Gelinas P., Aubre F., 1990.** Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines au Québec. *Rev Sc Tech Eau* 1990 ; 23 : 255-8.

- Jaekli H., 1970.** Kriterien zur Klassifikation von Grundwasservorkommen Translated Title: Criteria for the classification of ground-water occurrences. *Eclogae geol. Helv.* 63/2: 389-434.
- Johnson, P.A., Shepherd, M.A., Hatley, D.J. and Smith, P.N., 2002.** Nitrate leaching from a shallow limestone soil growing a five course combinable crop rotation : the effects of crop husbandry and nitrogen fertilizer rate on losses from the second complete rotation. *Soil Use Manag.* 18: 68-76.
- Jourda J.P., Kouamé K. J., Adja M. G., Deh S. K., Anani A. T., Effini A. T., Biémi J., 2007.** Evaluation du degré de protection des eaux souterraines : vulnérabilité à la pollution de la nappe de Bonoua (Sud-est de la Côte d'Ivoire) par la méthode DRASTIC. Session Environnement/Eau, 11p.
- Journel AG., 1987.** Geostatistics for the Environmental Sciences. EPA Project N°.CR 811893, Tech. Report, US EPA, EMS, Lab. Las Vegas, NV.
- Kabera T., Zhaohui L., 2008.** A GIS based DRASTIC Model for Assessing Groundwater in Shallow Groundwater Aquifer in Yuncheon Basin, Shanxi, China, *Research Journal of Applied Sciences*, 3(3), 195–205.
- Kauark-Leite L. A., 1990.** Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse agricole. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 342 p.
- Khadraoui A. et Derbale A, 1983.** Etude agro-pédologique de la Mitidja Ouest : zone de Sidi Rached. ANRH. Direction de pédologie.
- Kim JH., Lee JH., Cheong TJ., Yum BW., Chang HW., 2005.** Multivariate statistical analysis to identify the major factors governing groundwater quality in the coastal area of Kimje, South Korea. *Hydrol. Processes*, 19(6): 1261-1276.
- Klocke N.L., Watts D.G., Schneekloth J.P., Davison D.R., Todd R.W., Parkhurst A.M., 1999.** Nitrate leaching in irrigated corn and soybean in a semi-arid climate. *Trans. ASAE* 42, 1621-1630
- Kouassi A.M., Ahoussi K.E., Yao K.A., Ourega W.E.J.A, Yao K.S.B., Biemi J., 2012.** Analyse de la productivité des aquifères fissurés de la région du N'Zi-Comoé (centre-est de la Côte d'Ivoire). *Larhyss Journal*, n° 10, pp. 57-74.
- Laaribi A., Chevallier J.J., Martel J.M., 1996.** «A spatial decision aid: A multicriterion evaluation approach». *Computers, environment and urban systems*, vol. 20, no 6, p. 351-366.
- Landreau A., 1995.** Contrôle de la qualité des eaux souterraines. Approche méthodologique. Critères de définition des réseaux de surveillance. Document de travail BRGM HYDR/NT/95/133, 19p.
- Lasserre F., Razack M., Banton O. A., 1999.** GIS-linked model for the assessment of nitrate contamination in groundwater. *J Hydrol.* 224(3–4) : 81–90.
- Laurent F. et Ruelland D., 2011.** Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. *J. of Hydrology* 409, 440-450.
- Lemaire G. et Gastal F., 1997.** N uptake and distribution in plant canopies. Diagnosis of the nitrogen status in crops. G. Lemaire. Berlin, Springer Verlag : 3-44.
- Lemay E. P. et Ashmore R. D., 2004.** Reactions to perceived categorization by others during the transition to college: Internalization of self-verification processes. *Group Processes and Interpersonal Relations*, 7, 173–187



- Leone A., Ripa M.N., Uricchio V., Deak J., Vargay Z., 2007.** Vulnerability and risk evaluation of agricultural nitrogen pollution for Hungary's main aquifer using DRASTIC and GLEAMS models. *Journal of Environmental Management*, 90, 2969-2978.
- Lodwick W. A., Monson W., Svoboda L., 1990.** Attribute error and sensitivity analysis of map operations in geographical information systems: suitability analysis. *Int. J. Geogr. Inform. Syst.* 4(4), 413-428
- Loucif Seiad N., 2003 :** Les ressources en eau et leurs utilisations dans le secteur agricole en Algérie ; *Revue H.T.E.* N° 125 ; 94-101.
- Lunn R. J., Adams R., Mackay R. and Dunn S. M., 1996.** Development and application of a nitrogen modelling system for large catchments. *Journal of Hydrology* 174 :285-304
- Machet J.M. et Mary B., 1990.** Effet de différentes successions culturales sur les risques de pertes de nitrate en région de grande culture. Dans " Nitrates, agriculture, eau". Symposium International INRA, Paris, Calvet R. Ed., pp : 395 – 403.
- Machet J.M., Laurent F., Chapot J.Y., Dore T., Dulout A., 1997.** Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. In : maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, G Lemaire, B Nicolardot Eds., série Les Colloques de l'INRA, INRA-Editions, Paris, 271-288.
- Mac Donald M. et Partners Limited, 1992.** Etude de l'aménagement hydro-agricole de la plaine de Mitidja. Analyse des ressources en sol/ AGID ; Alger. 1991-92-93.-4B.A, ill ; 30cm. Available online: <http://mree.gov.dz/wp-content/uploads/2016/10/CATALOGUE-ETUDES-1.pdf>.
- Mahlknecht J., Steinich B., Navarro de Leon I., 2003.** Groundwater chemistry and mass transfers in the Independence aquifer. Central Mexico, by using multivariate statistics and mass-balance models.
- Mailhol J.C., Ruelle P., Nemeth I., 2001.** Analysis of nitrate leaching under sprinkler and furrow irrigation techniques on a loamy soil plot with corn. Control of adverse impacts of fertilizers and agrochemicals Proceedings-of-an International Workshop of the International Commission on Irrigation and Drainage ICID, Cape Town, South Africa, 22-27 October 2000 ; 113-126
- Marmonier C., Chapelot D., Fantino M., Louis-Sylvestre J., 2002.** Snacks consumed in a nonhungry state have poor satiating efficiency: influence of snack composition on substrate utilization and hunger. *The American journal of clinical nutrition* 76, 518-528.
- Mary B., Vigour N., Machet J.M., 1992.** Effet du changement des pratiques culturales sur le fonctionnement azoté d'un bassin d'alimentation. Contrat SRETIE / Ministère de l'Environnement 90337 INRA 2677A.
- Mary B., Laurent F., Beaudoin N., 2002.** La gestion durable de la fertilisation azotée. In : « 65th IRB Congress », 13-14 February 2002, Brussels, 6 p.
- Matheron G., 1970.** La Théorie des Variables Régionalisées et ses Applications. Les Cahiers du Centre de Géostatistique, 5, 211 pp.
- Metcalf D., Chan S.J., Gunz F.W. and al. 1971.** Colony-stimulating factor and inhibitor levels in acute granulocytic leukaemia. *Blood*, 39, 143.
- Mitchell J.K., McIsaac G.F., Walker S.E., Hirschi M.C., 2000.** Nitrate in river and subsurface drainage flows from an east central Illinois watershed. *Trans. ASAE* 43, 337-342
- Morel R., 1996.** Les sols cultivés. Lavoisier, deuxième édition. 378 pages.

- Moriasi D., Arnold J., Van Liew M., Bingner R., Harmel R., Veith T., 2007.** Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans. ASABE*, 50(3), 885-900. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.23153>.
- Musy A. et Soutter M.** 1991. *Physique du sol*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.
- Musy A. et Higy C.** 2004. *Hydrologie*. Presses Polytechniques et universitaires Romandes, 21, 314p.
- Napolitano P. et Fabbri AG., 1996.** Single parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS. *HydroGIS : Application of GIS in Hydrology and water Ressources Management Proceeding of the Vienna Conference*, IAH publ, n°. 235 :559-566.
- Neshat A., Pradhan B., Pirasteh S., Shafri HZM., 2014a.** Estimating groundwater vulnerability to pollution using a modified DRASTIC model in the Kerman agricultural area, Iran. *Environ Earth Sci.* 71(7) : 3119–31.
- Neshat A.; Pradhan B.; Shafri H.-Z.-M., 2014b.** An integrated GIS based statistical model to compute groundwater vulnerability index for decision maker in agricultural area. *J. Indian Soc. Remote Sens.* 76, 543–563
- Neshat A., Pradhan B., Dadras M., 2014c.** Groundwater vulnerability assessment using an improved DRASTIC method in GIS. *Resour Conserv Recycl* 86:74–86
- Neukum C. et Azzam R., 2009.** Quantitative assessment of intrinsic groundwater vulnerability to contamination using numerical simulations. *Science of the Total Environment*, 408, 245-254.
- Nicolardot B., Mary B., Houot S. et al. 1997.** La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. In : *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Lemaire and Nicolardot (ed.), INRA ed., Paris. p. 87-103.
- Nolan M.R., 1997.** Health and social care : what the future holds for nursing. Keynote address at Third Royal College of Nursing Older Person European Conference and Exhibition, Harrogate.
- Nolan B.T, Hitt J.K., Ruddy B.C., 2002.** Probability of nitrate contamination of recently recharged groundwaters in the conterminous United States. *Environ Sci Technol* 36 (10) : 2138–2145.
- Normand B., 1996.** Étude expérimentale et modélisation du devenir de l'azote dans le système sol-plante-atmosphère. Thèse de géophysique, géochimie et géomécanique, université Joseph-Fourrier, Grenoble, 190 p.
- Olmez I., Beal J.W., Villaume J.F., 1994.** New approach to understanding multiple-source groundwater contamination : factor analysis and chemical mass balances. *Water Res.*, 28(5) : 1095- 1101.
- ONID / BRL. 2011.** Evaluation des prélèvements d'eau à des fins agricoles dans la Nappe de la Mitidja, par interprétation d'images satellitaires.
- Pacheco F. et Sanches Fernandes LF., 2013.** The multivariate statistical structure of DRASTIC model. *J Hydrol.* 476:442–59
- Pacheco F., Pires L., MBessa G.-R., Santos R., Sanches Fernandes L.F., 2014.** Factor weighting in DRASTIC modeling. *Sci. Total Environ.* 505, 474–486.

- Panagopoulos G.P., Antonakos A. K, Lambrakis N. J., 2005.** Optimization of the DRASTIC Method for Groundwater Vulnerability Assessment Via the Use of Simple Statistical Methods and GIS. *Hydrogeology Journal*. Springer. 14: 894–911.
- Pantel J., 2000.** Etude et modélisation des couplages entre l'hydrodynamique et les mécanismes de transfert de pollutions azotées en milieu alluvial fortement hétérogène. Nappe de Vistrenque (Gard), Thèse, Université Montpellier II, Montpellier. 165 p.
- Payraudeau S., 2002.** Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. Mémoire de thèse - Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (ENGREF) - Sciences de l'eau, Montpellier, France, pp. 436.
- Pennequin D., 2000.** Transfert des contaminants dans le sous-sol saturé : principaux mécanismes en jeu et modélisation mathématique ou numérique adaptée. *Revue. Inter. de l'eau. La houille blanche*. Vol. 6. pp 67-73.
- Petelet-Giraud E., Doerfliger N., Crochet P., 2000.** RISKE : Méthode d'évaluation multicritère de la cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques. Application aux systèmes des Fontanilles et Cent-Fonts (Hérault, Sud de la France). *Hydrogéologie (4)* :71-88.
- Philippeau G., 1986.** Comment interpréter les résultats d'une analyse en composante principales. I.t.c.f., paris, 63 pp.
- Pinheiro A., 1995.** Un outil d'aide à la décision de la pollution agricole : le modèle POLA. Thèse, Institut National Polytechnique, Toulouse, 289 pp.
- Plan National de l'eau (PNE), 2005.** Etude d'actualisation et de finalisation du plan national de l'eau (PNE) - Régions hydrographiques Centre et Est. Rapport de mission 2 – Volet 4 – Hydrologie, entreprise par BCEOM-BG-SOGREAH/MRE.
- Pornon H., 1995.** Les SIG – Mise en œuvre et application. Paris, Hermès (158 p).
- Power J.F., Wiese R., Flowerday D., 2000.** Managing nitrogen for water quality - lessons from Management Systems Evaluation Area. *J. Environ. Qual.* 29, 355-366.
- Qualiwater , 2010.** Diagnosis and Control of Salinity and Nitrate Pollution in Mediterranean Irrigated Agriculture. INCO-CT-2005-015031. [www.iamz.ciheam.org/qualiwater/](http://www.iamz.ciheam.org/qualiwater/)
- Recous S., Nicolardot B., Simon J.C., 1997a.** Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines. In INRA (Eds) L'eau dans l'espace rural : production végétal et qualité de l'eau, Universités Francophones, 193-215.
- Recous S., Loiseau P., Machet J.M., Mary B., 1997b.** Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. In : maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, G. Lemaire, B. Nicolardot Eds., série Les Colloques de l'INRA, INRAEditions, Paris, 105-120
- Ramos C., Agut A., Lidon A.I., 2002.** Nitrate leaching in important horticultural crops of the Valencian community region (Spain). *Environ. Pollut.*, 118: 215-223.
- Ranon S. et Benoît M., 1998.** L'évolution de la nature des cultures en Lorraine et en Alsace : une menace pour les nappes. *Le courrier de l'Environnement*, n° 33, avril, pp : 1 – 5.
- Reghunath R., Murthy TRS., Raghavan BR., 2002.** The utility of multivariate statistical techniques in hydrogeochemical studies : an example from Karnataka, India. *Water Res.*, 36(10) : 2437-2442
- Rezaei F., Safavi H.R., Ahmadi A. 2013.** Groundwater vulnerability assessment using fuzzy logic: a case study in the Zayandehrood Aquifers, Iran. *Environ Manage*; 51:267–77.

- Richa A., Douaoui A. et Bettahar N., 2015.** Quantification and contribution of nitrogen inputs in the soil on groundwater contamination by nitrates : Valley of High- Cheliff (North Algeria), Soil-Water Journal, Special Issue, 51-60.
- Rupert M.G., 2001.** Calibration of the DRASTIC ground water vulnerability mapping method. Ground Water 39 (4) : 625-630.
- Ryker S.J., 2001.** Mapping arsenic in groundwater--A real need, but a hard problem: Geotimes Newsmagazine of the Earth Sciences, v. 46, no. 11, p. 34-36.
- Saaty T.L., 1977.** A scaling method for priorities in a hierarchical structure. Journal of Mathematical Psychology, 15, 234–281.
- Saaty T.L., 1980.** The Analytic Hierarchy Process; McGraw-Hill: New York, NY, USA.
- Saaty R. W., 1987.** The Analytic Hierarchy Process-What it is and how it is used. Mathl. Modelling, Vol. 9, No. 3-5, pp. 161-176.
- Saidi S., Bouri S., Dhia H.B., 2011.** Anselme B. Assessment of groundwater risk using intrinsic vulnerability and hazard mapping: application to Souassi aquifer, Tunisian Sahel. Agric Water Manag. 98:1671–82.
- Samake M., Tang Z., Hlaing W., M'Bue I., Kasereka K., 2010.** Assessment of groundwater pollution potential of the Datong Basin, Northern China. J Sustain Dev ; 3 (2) :140–52.
- Samake M., Samake Z., Tang W., Hlaing N., Innocent K., Kasereka W.O., 2011.** Balogun Groundwater Vulnerability Assessment in Shallow Aquifer in Linfen Basin, Shanxi Province, China Using DRASTIC Model Journal of Sustainable Development, 4 (2011), pp. 53
- Savadogo A.N. et Yameogo S., 2002.** The Urban pollution of surficial and groundwater Aquifers Vulnerability in Africa : Pollution par les nitrates des nappes aquifères de l'agglomération d'Ouagadougou. Rapport 28 p + annexes.
- Schnebelen N., Platel J.P., Lenindre Y., Baudry D., Hoarau A., Dufour P., Benhammouda S., 2002.** Gestion des eaux souterraines en Aquitaine Année 5. Opération sectorielle. Protection de la nappe de l'Oligocène en région bordelaise – Rapport BRGM/RP51178-FR. 75p.
- Sébillote M. et Meynard J.M., 1990.** Systèmes de culture, Systèmes d'élevage et pollutions azotées. Dans " Nitrates, agriculture, eau". Symposium International INRA, Paris, Calvet R. Ed., pp : 289 - 312.
- Sener E., Sener S., Davraz A., 2009.** “Assessment of aquifer vulnerability based on Gis and DRASTIC methods: a case study of the Senirkent-Uluborlu Basin (Isparta, Turkey)”, Hydrogeology Journal, 17(8):2023–2035, 2009.
- Sener E. et Davraz A., 2013.** Assessment of groundwater vulnerability based on a modified DRASTIC model, GIS and an analytic hierarchy process (AHP) method : The case of Egirdir Lake basin (Isparta, Turkey). Hydrogeol. J., 21, pp. 701–714.
- Shepherd M.A. et Lord E.I., 1996.** Nitrate leaching from a sandy soil; the effect of previous crop and post-harvest soil management in an arable rotation. Journal of Agricultural Science Cambridge. 127: 215-229.
- Singh VP., 1995.** Computer Models of Watershed Hydrology. Water Resources Publications, LLC, PO Box 260026, Highlands Ranch, Colorado 80163-0026, USA ; p. 1130 ; ISBN 0-918334-91-8.
- Smika D.E., Heermann D.F., Duke H.R., Bathchelder A.R., 1977.** Nitrate-N percolation through irrigated sandy soil as affected by water management. Agron. J. 69, 623-626.

- Smith M., 1992.** CROPWAT : A computer program for irrigation planning and management. FAO Irrig. And Drain. Paper 46, FAO, Rome.
- Sogbedji J.M., Borah D.K., Yagow G., Saleh A., Barnes P.L., Rosenthal W., Krug E.C., Hauck L.M., 2006.** Sediment and nutrient modeling for TMDL development and implementation. 20 Trans. ASABE 49, 967-986.
- SOGREAH et ANRH., 2009.** Impact des changements climatiques sur les ressources en eau. Note de synthèse.
- Soltner D., 1980.** Phytotechnie générale, Les base de la production végétale. Collection Sciences et Techniques Agricoles, Tome 1 Le Sol.
- Spalding R.F., Watts D.G., Schepers J.S., Burbach M.E., Exner M.E., Poreda R.J., Martin G.E., 2001.** Controlling nitrate leaching in irrigated agriculture. J. Environ. Qual. 30, 1184-1194
- Steinberg J., 2000.** Cartographie : télédétection, systèmes d'information géographique. Paris, SEDES Coll. « Campus Géographie », 160 p. ISBN 2-7181-9530-4.
- Suk HJ., Lee KK., 1999.** Characterization of a ground water hydrochemical system through multivariate analysis: clustering into ground water zones. GroundWater. 37(3): 358-366.
- Tabatabai, M.A., Dick W. A., 1983.** Simultaneous determination of nitrate, chloride, sulfate and phosphate in natural waters by ion chromatography. J. Environ. Qual. 12 :209-213.
- Thirumalaivasan D., Karmegam M., Venugopal k., 2003.** “AHP-DRASTIC : Software for Specific Aquifer Vulnerability Assessment Using DRASTIC Model and GIS,” Environmental Modelling and Software, Vol. 18, No. 7, pp. 645-656. Doi : 10.1016/S1364-8152(03)00051-3
- Twarakavi N.K.C., Kaluarachchi, J.J., 2005.** Aquifer vulnerability assessment to heavy metals using ordinal logistic regression. Ground Water 43 (2), 200–214.
- Uyan M., Cay T., 2010.** Geostatistical methods for mapping groundwater nitrate concentrations. 3rd International conference on cartography and GIS 15–20 June, 2010, Nessebar, Bulgaria
- Vaillant M., Jouanty J.M., Devillers, J., 1995.** A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. Toxicology Modeling, 1. P. 57-72.
- Van Herpe Y., Troch P. A., Callewier L., Quinn P.F., 1998.** Application of a conceptual catchment scale nitrate transport model on two rural river basins. Environ. Pollut. 102 (S1), 569-577.
- Vazquez N., Pardo A., Suso M.L., Quemada M., 2006.** Drainage and nitrate leaching under processing tomato growth with drip irrigation and plastic mulching. Agric. Ecosyst. Envir., 112: 313-323.
- Villeneuve J., Hubert P., Mailhot A., Rousseau A., 1998.** La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau. Revue des Sciences de l'Eau 11 (special), 19–39.
- Vrba J., Zaporozec A., 1994.** Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH, Vol. 1,131p.
- Walling D. E., Webb B. W., 1985.** Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers : some cautionary comments. Marine Pollution Bulletin, Vol 16, n°12. pp. 488-492.
- Walter C., 1990.** Estimation des propriétés du sol et quantification de leur variabilité à moyenne échelle : Cartographie pédologique et géostatistique dans le sud de l'Île et vilaine (France). Thèse Doctorat de l'Université de Paris VI, 172 p.

- Walter C., 1993.** L'estimation des propriétés du sol par krigeage d'indicatrices confrontée à celle dérivée d'une carte pédologique. *Science du sol*, Vol. 31,4, 215-231.
- Wang X., Potter S., Williams J. R., Atwood J. D., Pitts T., 2006.** Sensitivity analysis of APEX for national assessment. *Trans. ASABE*, 49(3), 679-688. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.20487>.
- Wang J., Mo H., Jin F., Wang F., 2009.** Spatiotemporal evolution of China's railway network in the 20th century : An accessibility approach. *Transportation Research Part A*, 43 :765778.
- Weill S., 2004.** Modélisation hydrodynamique du cycle de l'eau de pluie sur un sol incliné. Rapport de DEA HHGG. Paris VI. 52p.
- Williams J. R., Dyke P.T. , Jones C.A., 1982.** EPIC-A model for assessing the effects of erosion on soil productivity. In : *Proc. Third Int. Conf. On State-of-the-Art in Ecological Modeling*, Fort Collins, CO.
- Williams J.R., 1990.** "The Erosion Productivity Impact Calculator (EPIC) Model : A Case History." *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* 329: 421-28.
- Williams J.R., 1995.** The EPIC Model. pp 909-1000 In V. P. Singh, *Computer models of watershed hydrology*, Water Resources Publications, Highlands Ranch, CO.
- Williams J. R., Jones C. A., Gassman P. W., Hauck L. M., 1995.** Simulation of animal waste management with APEX. In *Innovations and New Horizons in Livestock and Poultry Manure Management*, 22-26. J. McFarland, ed. Austin, Tex.: Texas A&M University, Texas Agricultural Extension Service.
- Williams J.R., Harman W.L., Magre M., Kizil U., Lindley J.A., Padmanabhan G., Wang E., 2006.** APEX feedlot water quality simulation. *Trans. ASAE* 49(1): 61-73.
- Williams J.R., Izaurralde R.C., 2006.** The APEX model. In *Watershed Models*; Singh, V.P., Frevert, D.K., Eds.; Taylor and Francis Group: Boca Raton, FL, USA, 2006; pp. 437–482.
- Williams J.R., Izaurralde R.C., Steglich E.M., 2008.** *Agricultural Policy/Environmental eXtender Model : Theoretical Documentation Version 0604 ; Report N°17 ; Blackland Research and Extension Center: Temple, TX, USA.*
- Yao KA., Kouassi AM., Koffi YB., Biemi J., 2010.** Caractérisation hydrodynamique et hydrogéochimique des aquifères fissurés de la région de Toumodi (Centre de la Côte d'Ivoire). *Journal of Environmental Hydrology*, 18 (26): 1-15.
- Yin L., Zhang E., Wang X., Wenninger J., Dong J., Guo L., Huang J., 2013.** A GIS-based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in the Ordos Plateau, China. *Environ Earth Sci* 69:171–185
- Young R., Onstad, C., Bosch D., Anderson W., 1986.** *Agricultural Nonpoint Source Pollution Model : A Watershed Analysis Tool, Model Documentation*, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Morris, MN.
- Zhang Q., Yang X., Yan Z., Ming Z., 2013.** Risk Assessment of Groundwater Contamination : A Multilevel Fuzzy Comprehensive Evaluation Approach Based on DRASTIC Model. *Sci. World J.* 2013, 2013, 610390.

# **ANNEXES**



**Annexe I : Données climatologiques moyennes mensuelles de la région d'étude sur la série historique (1990-2010)**

année	mois	Rg, MJ/m <sup>2</sup>	Tmx, °C	Tmn, °C	Pluie, mm	Hmoy, %	Vv, m/s
1990	Jan.	1208,9	16,6	7,5	112,9	75,7	4,2
1991	Jan.	1245,1	16,1	4,8	119,9	78,0	2,2
1992	Jan.	1143,7	16,1	3,4	149,8	77,8	1,9
1993	Jan.	1383,7	17,2	2,8	25,9	80,8	1,2
1994	Jan.	1158,5	16,7	5,8	112,9	81,5	2,9
1995	Jan.	1216,8	16,2	5,6	155,0	78,8	2,3
1996	Jan.	1063,6	19,1	9,5	46,4	70,2	2,9
1997	Jan.	986,4	18,2	8,5	39,4	66,3	2,6
1998	Jan.	1248,1	17,9	6,2	8,5	71,3	2,1
1999	Jan.	916,7	16,9	6,4	99,3	74,9	1,0
2000	Jan.	1419,6	16,2	2,1	10,0	79,5	1,2
2001	Jan.	1131,8	18,8	5,7	143,2	79,3	3,3
2002	Jan.	1336,2	17,8	4,7	35,8	75,4	1,5
2003	Jan.	995,7	15,5	6,3	159,0	77,3	4,0
2004	Jan.	1341,4	17,4	5,7	39,8	75,8	2,4
2005	Jan.	1266,9	14,9	1,6	65,3	76,6	1,9
2006	Jan.	1106,5	14,9	4,6	109,2	79,0	2,6
2007	Jan.	1247,0	18,5	5,1	17,7	82,4	1,4
2008	Jan.	1351,1	17,8	6,4	27,4	83,7	1,5
2009	Jan.	1351,1	16,3	7,2	219,1	83,4	3,4
2010	Jan.	1055,2	16,9	7,0	29,5	12,0	2,9
1990	Fev.	1185,9	19,9	8,5	0,0	72,5	4,3
1991	Fev.	1141,5	15,1	5,7	84,2	80,8	3,1
1992	Fev.	1521,0	17,4	4,3	73,8	77,0	2,0
1993	Fev.	1227,7	15,6	5,1	52,7	83,8	1,9
1994	Fev.	1539,2	18,7	6,0	9,5	74,8	3,6
1995	Fev.	1637,3	19,3	6,4	47,0	79,2	1,6
1996	Fev.	1176,5	15,4	6,8	174,3	75,8	3,5
1997	Fev.	1680,7	18,8	5,2	39,1	75,3	1,2
1998	Fev.	1539,4	18,8	6,0	41,8	77,7	1,1
1999	Fev.	1153,5	15,4	4,8	130,4	77,7	1,1
2000	Fev.	1757,8	18,9	4,1	0,7	74,5	1,9
2001	Fev.	1539,8	17,8	4,2	56,5	81,1	2,4
2002	Fev.	1532,4	18,6	3,5	15,5	73,4	2,0
2003	Fev.	1150,5	15,7	5,1	114,7	75,7	3,2
2004	Fev.	1437,8	18,3	6,7	33,2	76,1	2,5
2005	Fev.	1217,8	14,3	3,3	137,7	77,6	2,6
2006	Fev.	1199,6	16,3	4,3	110,5	77,5	2,4
2007	Fev.	1435,5	19,4	7,8	34,6	78,2	2,9
2008	Fev.	1456,5	18,3	8,0	15,0	80,7	2,0
2009	Fev.	1358,4	17,2	5,9	26,5	78,8	3,2
2010	Fev.	1394,4	17,5	5,6	59,9	77,4	2,4
1990	Mar.	1815,2	21,2	9,4	71,8	79,2	3,4
1991	Mar.	1769,9	19,3	9,0	89,9	75,2	4,2
1992	Mar.	1768,3	17,6	7,5	129,8	83,2	2,8
1993	Mar.	2082,9	19,1	5,8	16,8	80,1	2,4
1994	Mar.	2189,7	20,7	7,5	18,0	81,5	1,9
1995	Mar.	2168,8	18,7	6,4	81,4	77,3	2,1
1996	Mar.	2071,4	18,9	7,8	66,2	73,8	2,8



année	mois	Rg, MJ/m <sup>2</sup>	Tmx, °C	Tmn, °C	Pluie, mm	Hmoy, %	Vv, m/s
1997	Mar.	2602,7	19,7	4,0	8,7	68,0	1,4
1998	Mar.	2217,9	19,7	5,8	43,9	69,4	1,4
1999	Mar.	1555,9	19,4	8,3	66,4	70,2	1,7
2000	Mar.	2268,3	20,3	6,8	14,0	73,5	2,1
2001	Mar.	2244,6	24,1	9,2	1,0	71,2	3,1
2002	Mar.	2160,4	21,3	6,9	42,9	71,0	2,8
2003	Mar.	2051,0	20,1	7,2	18,0	75,3	2,0
2004	Mar.	1857,8	18,4	7,9	66,4	75,7	1,9
2005	Mar.	1681,4	18,5	7,6	63,9	77,3	2,1
2006	Mar.	2276,0	20,7	6,9	43,4	78,0	2,9
2007	Mar.	1960,6	18,7	7,2	173,7	79,4	3,0
2008	Mar.	1998,6	19,1	8,6	52,1	81,4	3,4
2009	Mar.	1917,3	18,2	8,0	92,0	79,7	2,9
2010	Mar.	2032,9	19,7	7,4	58,0	76,0	2,5
1990	Avr.	2383,9	20,4	9,2	122,0	70,5	3,7
1991	Avr.	2560,9	19,4	7,0	21,3	74,4	3,0
1992	Avr.	2275,4	20,5	8,5	52,1	82,4	3,0
1993	Avr.	2520,7	21,2	8,6	70,2	76,7	2,8
1994	Avr.	2850,9	20,5	7,6	24,3	74,5	3,5
1995	Avr.	2722,6	20,9	6,3	28,4	72,9	2,0
1996	Avr.	2183,6	20,4	9,6	204,5	73,3	2,8
1997	Avr.	2430,1	22,1	8,9	73,0	69,1	2,0
1998	Avr.	2518,6	21,5	9,1	54,7	67,4	2,6
1999	Avr.	2445,7	22,5	7,8	11,7	63,1	1,3
2000	Avr.	2618,4	23,0	9,8	12,3	69,0	4,2
2001	Avr.	2709,0	22,8	7,3	61,4	76,8	3,0
2002	Avr.	2496,7	22,1	8,5	13,1	73,2	2,7
2003	Avr.	2389,0	21,6	9,4	29,0	75,6	2,6
2004	Avr.	1911,1	21,3	8,3	41,1	78,8	2,2
2005	Avr.	2286,6	21,5	9,3	14,1	71,6	2,9
2006	Avr.	2453,4	24,1	10,5	9,1	77,6	2,6
2007	Avr.	1835,1	20,4	11,5	67,8	75,7	2,3
2008	Avr.	2649,2	21,6	10,9	18,7	78,3	3,0
2009	Avr.	2139,4	23,3	12,4	59,7	74,4	1,4
2010	Avr.	2419,0	21,6	9,0	49,4	73,8	2,7
1990	Mai.	2933,3	24,0	14,6	113,3	75,5	3,3
1991	Mai.	3188,0	21,6	8,8	36,4	75,6	2,8
1992	Mai.	2994,6	24,0	12,8	57,7	80,8	2,0
1993	Mai.	3118,1	24,8	13,2	20,7	76,8	3,0
1994	Mai.	3200,5	27,0	13,5	3,3	68,4	2,8
1995	Mai.	3169,8	26,0	12,7	1,6	69,6	2,7
1996	Mai.	3077,1	23,3	11,4	32,3	73,6	2,4
1997	Mai.	2823,1	25,0	14,4	23,7	73,6	2,0
1998	Mai.	2698,8	23,0	12,7	120,8	75,2	2,1
1999	Mai.	2170,7	26,6	14,2	1,4	64,1	1,6
2000	Mai.	2821,5	25,8	14,9	22,2	77,9	2,5
2001	Mai.	2843,5	24,7	11,5	17,2	76,3	3,3
2002	Mai.	3122,1	26,6	10,9	12,7	66,8	3,1
2003	Mai.	2870,4	24,6	12,3	18,8	75,5	2,4
2004	Mai.	2750,5	21,9	11,0	99,5	74,0	3,1
2005	Mai.	3028,3	26,0	12,7	6,1	71,6	2,7
2006	Mai.	2453,5	26,8	15,0	62,9	80,9	2,9
2007	Mai.	3033,3	26,3	12,3	1,9	79,5	2,2
2008	Mai.	2297,1	22,2	12,9	47,2	83,0	3,1
2009	Mai.	2945,2	25,1	16,5	28,5	69,1	1,4
2010	Mai.	2877,0	24,8	12,9	36,4	74,4	2,6
1990	Juin.	3453,8	29,3	17,2	9,7	67,6	3,6

année	mois	Rg, MJ/m <sup>2</sup>	Tmx, °C	Tmn, °C	Pluie, mm	Hmoy, %	Vv, m/s
1991	Juin.	3237,4	28,1	15,4	9,9	71,2	3,2
1992	Juin.	3006,5	26,3	14,4	17,7	73,8	3,1
1993	Juin.	3199,3	27,8	16,8	0,2	74,3	3,3
1994	Juin.	3459,6	28,5	16,1	0,0	67,4	3,5
1995	Juin.	2909,7	27,2	16,7	1,5	74,9	2,8
1996	Juin.	3186,8	26,7	15,4	7,9	71,3	2,4
1997	Juin.	3409,0	29,1	16,7	0,7	64,2	2,3
1998	Juin.	3239,8	27,9	15,5	3,6	69,3	2,0
1999	Juin.	2312,5	29,0	17,6	0,0	66,6	1,9
2000	Juin.	3463,2	28,4	16,1	0,0	73,1	3,0
2001	Juin.	3581,8	32,1	15,6	0,0	62,8	3,6
2002	Juin.	3063,2	29,7	16,1	3,8	68,2	3,0
2003	Juin.	3335,7	32,2	18,3	0,5	66,0	2,8
2004	Juin.	3222,0	28,9	15,6	4,7	71,5	2,4
2005	Juin.	3165,0	30,0	16,7	0,0	69,6	2,8
2006	Juin.	2515,5	29,6	16,0	0,0	83,5	2,8
2007	Juin.	3236,8	28,3	16,7	0,3	76,5	3,1
2008	Juin.	3168,6	28,0	18,0	9,2	81,8	3,0
2009	Juin.	3261,7	28,1	18,0	0,0	67,5	1,7
2010	Juin.	3171,4	28,8	16,4	3,5	71,0	2,8
1990	Juil.	3472,9	30,5	19,2	19,7	70,4	3,4
1991	Juil.	3514,1	32,2	18,8	0,0	68,2	2,6
1992	Juil.	3383,4	30,4	18,0	17,8	74,8	2,2
1993	Juil.	3352,0	30,2	19,0	0,0	72,8	3,5
1994	Juil.	3670,8	33,8	20,2	0,0	66,9	2,7
1995	Juil.	3721,7	31,3	18,8	0,0	69,8	2,4
1996	Juil.	3275,0	30,8	18,2	1,6	67,1	2,2
1997	Juil.	3128,8	28,9	18,8	0,0	66,9	2,7
1998	Juil.	3596,6	31,5	18,1	0,0	66,0	2,1
1999	Juil.	2984,5	32,1	18,8	0,0	58,2	2,0
2000	Juil.	3364,3	32,2	19,6	0,0	67,9	3,2
2001	Juil.	3441,4	32,3	18,4	0,0	68,4	3,2
2002	Juil.	3160,7	30,6	18,6	5,2	70,2	3,1
2003	Juil.	2978,0	34,0	21,6	0,0	65,4	2,6
2004	Juil.	3212,5	31,1	18,4	0,4	73,8	2,3
2005	Juil.	3371,8	32,6	19,2	0,1	68,5	3,5
2006	Juil.	2949,0	32,6	19,4	0,0	84,8	2,8
2007	Juil.	2949,0	31,5	18,5	0,4	79,9	2,7
2008	Juil.	3500,8	33,2	22,6	11,0	69,0	3,2
2009	Juil.	3085,0	31,2	21,0	0,0	74,7	3,1
2010	Juil.	3305,6	31,6	19,3	2,8	70,2	2,8
1990	Aout	3472,9	30,5	19,2	19,7	70,4	3,4
1991	Aout	3514,1	32,2	18,8	0,0	68,2	2,6
1992	Août	3383,4	30,4	18,0	17,8	74,8	2,2
1993	Août	3352,0	30,2	19,0	0,0	72,8	3,5
1994	Août	3670,8	33,8	20,2	0,0	66,9	2,7
1995	Août	3721,7	31,3	18,8	0,0	69,8	2,4
1996	Août	3275,0	30,8	18,2	1,6	67,1	2,2
1997	Août	3128,8	28,9	18,8	0,0	66,9	2,7
1998	Août	3596,6	31,5	18,1	0,0	66,0	2,1
1999	Août	2984,5	32,1	18,8	0,0	58,2	2,0
2000	Août	3364,3	32,2	19,6	0,0	67,9	3,2
2001	Août	3441,4	32,3	18,4	0,0	68,4	3,2
2002	Août	3160,7	30,6	18,6	5,2	70,2	3,1
2003	Août	2978,0	34,0	21,6	0,0	65,4	2,6
2004	Août	3212,5	31,1	18,4	0,4	73,8	2,3
2005	Août	3371,8	32,6	19,2	0,1	68,5	3,5

année	mois	Rg, MJ/m <sup>2</sup>	Tmx, °C	Tmn, °C	Pluie, mm	Hmoy, %	Vv, m/s
2006	Août	2949,0	32,6	19,4	0,0	84,8	2,8
2007	Août	2949,0	31,5	18,5	0,4	79,9	2,7
2008	Août	3500,8	33,2	22,6	11,0	69,0	3,2
2009	Août	3085,0	31,2	21,0	0,0	74,7	3,1
2010	Août	3305,6	31,6	19,3	2,8	70,2	2,8
1990	Sept.	2352,2	33,2	20,8	38,4	69,8	3,0
1991	Sept.	2337,9	31,5	19,0	2,6	68,9	2,6
1992	Sept.	2495,7	30,2	18,0	1,2	72,9	2,4
1993	Sept.	2413,5	29,3	17,3	23,9	67,8	2,9
1994	Sept.	2328,6	29,6	18,6	72,5	70,5	3,1
1995	Sept.	2341,7	28,3	16,2	39,9	70,5	2,2
1996	Sept.	2385,6	27,2	16,1	14,7	67,1	2,1
1997	Sept.	2385,2	29,8	19,0	28,9	67,7	1,9
1998	Sept.	2287,1	30,5	19,0	15,6	65,4	2,5
1999	Sept.	2186,0	30,3	18,9	9,0	70,9	1,5
2000	Sept.	2357,1	29,4	17,4	10,9	71,5	2,8
2001	Sept.	2472,8	29,7	17,6	23,5	75,6	3,1
2002	Sept.	2388,0	29,7	16,8	14,9	69,5	2,9
2003	Sept.	2251,0	29,9	18,4	10,8	71,1	2,4
2004	Sept.	2345,7	31,7	17,8	13,4	66,3	1,9
2005	Sept.	2072,4	29,3	15,9	1,1	67,6	2,4
2006	Sept.	2402,4	29,7	17,1	21,1	84,9	2,3
2007	Sept.	2270,3	28,6	17,6	0,0	85,7	2,2
2008	Sept.	2270,3	27,6	18,3	19,6	71,9	2,8
2009	Sept.	2793,3	30,5	19,1	72,1	80,2	3,6
2010	Sept.	2356,8	29,8	18,0	21,7	71,8	2,5
1990	Oct.	1690,5	27,0	14,8	23,3	76,4	2,8
1991	Oct.	1517,3	24,8	14,3	111,9	75,9	2,8
1992	Oct.	1750,7	24,7	13,3	53,8	74,5	3,0
1993	Oct.	1630,5	25,2	14,3	28,0	73,8	3,1
1994	Oct.	1696,8	25,1	15,4	38,1	80,3	1,8
1995	Oct.	1873,0	26,9	14,0	18,7	75,4	1,2
1996	Oct.	1978,7	23,1	11,2	40,7	73,9	1,3
1997	Oct.	1825,9	26,9	15,5	13,6	66,2	1,8
1998	Oct.	1869,6	24,7	11,2	38,3	66,4	1,7
1999	Oct.	1599,3	28,0	16,9	3,6	64,0	1,2
2000	Oct.	1786,6	24,9	12,9	37,7	75,6	2,9
2001	Oct.	1897,7	28,9	16,1	7,8	74,6	1,9
2002	Oct.	1902,9	26,8	13,2	25,2	71,3	2,4
2003	Oct.	1606,4	25,7	15,7	23,8	74,0	1,9
2004	Oct.	1775,9	29,3	15,3	10,6	66,8	1,6
2005	Oct.	1905,8	27,1	14,0	21,7	71,5	1,9
2006	Oct.	2027,7	28,2	15,0	12,0	81,7	1,9
2007	Oct.	1732,2	24,8	14,5	68,7	83,8	1,9
2008	Oct.	1732,2	25,7	16,5	119,5	80,3	2,3
2009	Oct.	2110,1	27,5	16,9	29,2	79,5	2,6
2010	Oct.	1795,5	26,3	14,5	36,3	74,3	2,1
1990	Nov.	1225,8	20,5	10,0	110,2	77,3	2,9
1991	Nov.	1379,9	20,6	7,9	33,1	78,3	2,4
1992	Nov.	1329,0	20,9	9,9	83,6	85,0	1,8
1993	Nov.	1119,9	19,8	10,3	55,4	82,7	2,5
1994	Nov.	1405,3	22,4	10,1	49,3	81,1	1,3
1995	Nov.	1306,4	23,2	10,8	29,4	66,4	2,3
1996	Nov.	1479,6	21,2	9,4	10,8	72,2	2,3
1997	Nov.	1154,5	21,0	11,4	100,2	71,3	2,8
1998	Nov.	1181,9	20,4	9,6	96,0	71,7	1,7
1999	Nov.	857,4	18,8	9,3	113,1	71,4	1,0

année	mois	Rg, MJ/m <sup>2</sup>	Tmx, °C	Tmn, °C	Pluie, mm	Hmoy, %	Vv, m/s
2000	Nov.	1296,1	21,7	10,2	86,1	77,0	3,3
2001	Nov.	1222,0	19,4	9,4	63,4	79,5	2,5
2002	Nov.	1104,7	21,6	10,6	80,1	73,9	2,9
2003	Nov.	1136,2	21,6	10,8	79,2	75,0	2,6
2004	Nov.	1344,0	19,8	8,0	58,5	78,9	1,6
2005	Nov.	1105,1	20,0	8,8	90,9	73,8	2,0
2006	Nov.	1484,0	23,9	11,6	16,1	77,8	2,4
2007	Nov.	1258,6	19,8	9,0	178,6	85,2	1,6
2008	Nov.	1258,6	19,6	9,5	166,4	79,1	2,9
2009	Nov.	1415,0	23,3	12,9	39,1	79,4	3,3
2010	Nov.	1253,2	21,0	10,0	77,0	76,9	2,3
1990	Dec.	1026,7	15,6	6,7	171,5	82,6	3,5
1991	Dec.	1111,5	16,7	4,3	1,9	75,9	1,9
1992	Dec.	978,4	18,2	8,1	159,2	77,1	3,0
1993	Dec.	1100,6	17,5	6,9	24,2	85,2	2,1
1994	Dec.	1179,0	18,4	6,0	80,6	79,1	1,8
1995	Dec.	960,5	19,7	9,6	19,7	75,7	2,8
1996	Dec.	982,3	19,2	8,0	19,7	70,7	1,9
1997	Dec.	1043,1	18,4	8,1	74,1	73,3	1,9
1998	Dec.	1106,9	17,1	5,3	61,5	71,7	1,3
1999	Dec.	767,3	16,9	7,3	184,8	70,5	1,0
2000	Dec.	1101,7	19,9	7,4	37,5	73,5	3,2
2001	Dec.	1068,3	16,5	3,7	41,5	83,5	1,4
2002	Dec.	1016,3	19,4	8,5	84,1	74,5	2,7
2003	Dec.	1013,8	17,0	6,9	113,5	74,8	3,3
2004	Dec.	1000,1	17,5	7,6	75,5	76,8	3,1
2005	Dec.	1064,5	16,8	6,1	81,6	75,5	2,3
2006	Dec.	976,9	17,6	7,8	160,7	81,7	2,0
2007	Dec.	1221,4	17,2	6,7	111,0	87,5	1,7
2008	Dec.	1221,4	15,5	7,2	108,7	83,6	2,6
2009	Dec.	1097,8	16,9	8,4	121,9	87,5	2,8
2010	Dec.	1051,9	17,6	7,0	86,7	78,0	2,3

## Annexe II : Données pluviométriques journalières au niveau de la station de Sidi Rached(2006-2009)

Date	P (mm)	Date	P (mm)	Date	P (mm)	Date	P (mm)
01/01/2006	5.60	02/23/2006	5.70	04/17/2006	3.10	06/09/2006	0.00
01/02/2006	0.00	02/24/2006	4.00	04/18/2006	0.60	06/10/2006	0.00
01/03/2006	1.90	02/25/2006	0.00	04/19/2006	0.80	06/11/2006	0.00
01/04/2006	2.30	02/26/2006	12.90	04/20/2006	0.00	06/12/2006	0.00
01/05/2006	0.00	02/27/2006	3.80	04/21/2006	0.00	06/13/2006	0.00
01/06/2006	0.00	02/28/2006	0.00	04/22/2006	0.00	06/14/2006	0.00
01/07/2006	2.20	03/01/2006	5.40	04/23/2006	0.00	06/15/2006	0.00
01/08/2006	27.60	03/02/2006	0.00	04/24/2006	0.00	06/16/2006	0.00
01/09/2006	3.70	03/03/2006	0.00	04/25/2006	0.70	06/17/2006	0.00
01/10/2006	0.00	03/04/2006	0.00	04/26/2006	0.00	06/18/2006	0.00
01/11/2006	0.00	03/05/2006	5.90	04/27/2006	0.20	06/19/2006	0.00
01/12/2006	0.00	03/06/2006	0.00	04/28/2006	0.60	06/20/2006	0.00
01/13/2006	0.00	03/07/2006	0.00	04/29/2006	0.00	06/21/2006	0.00
01/14/2006	0.00	03/08/2006	0.00	04/30/2006	0.00	06/22/2006	0.00
01/15/2006	0.00	03/09/2006	0.00	05/01/2006	0.00	06/23/2006	0.00
01/16/2006	0.00	03/10/2006	0.00	05/02/2006	0.00	06/24/2006	0.00
01/17/2006	0.00	03/11/2006	0.00	05/03/2006	26.60	06/25/2006	0.00
01/18/2006	0.00	03/12/2006	0.00	05/04/2006	50.50	06/26/2006	0.00
01/19/2006	1.70	03/13/2006	0.00	05/05/2006	7.00	06/27/2006	0.00
01/20/2006	5.70	03/14/2006	0.00	05/06/2006	0.00	06/28/2006	0.00
01/21/2006	6.10	03/15/2006	0.00	05/07/2006	0.00	06/29/2006	0.00
01/22/2006	0.00	03/16/2006	0.00	05/08/2006	0.00	06/30/2006	0.00
01/23/2006	0.00	03/17/2006	0.00	05/09/2006	0.10	07/01/2006	0.00
01/24/2006	0.00	03/18/2006	0.00	05/10/2006	0.00	07/02/2006	0.00
01/25/2006	0.00	03/19/2006	0.00	05/11/2006	0.00	07/03/2006	0.00
01/26/2006	0.00	03/20/2006	0.00	05/12/2006	0.00	07/04/2006	0.00
01/27/2006	0.00	03/21/2006	3.00	05/13/2006	0.00	07/05/2006	0.00
01/28/2006	9.50	03/22/2006	0.00	05/14/2006	0.00	07/06/2006	0.00
01/29/2006	1.80	03/23/2006	0.00	05/15/2006	0.00	07/07/2006	0.00
01/30/2006	11.60	03/24/2006	0.00	05/16/2006	0.00	07/08/2006	0.00
01/31/2006	10.50	03/25/2006	0.00	05/17/2006	0.00	07/09/2006	0.00
02/01/2006	0.00	03/26/2006	0.00	05/18/2006	0.00	07/10/2006	0.00
02/02/2006	0.00	03/27/2006	0.00	05/19/2006	0.00	07/11/2006	0.00
02/03/2006	0.80	03/28/2006	0.00	05/20/2006	0.00	07/12/2006	0.00
02/04/2006	7.60	03/29/2006	0.00	05/21/2006	0.00	07/13/2006	0.00
02/05/2006	2.00	03/30/2006	0.00	05/22/2006	0.00	07/14/2006	0.00
02/06/2006	0.00	03/31/2006	0.00	05/23/2006	0.00	07/15/2006	0.00
02/07/2006	0.00	04/01/2006	0.00	05/24/2006	0.00	07/16/2006	0.00
02/08/2006	0.00	04/02/2006	0.00	05/25/2006	0.70	07/17/2006	0.00
02/09/2006	0.00	04/03/2006	0.00	05/26/2006	0.00	07/18/2006	0.00
02/10/2006	0.00	04/04/2006	0.00	05/27/2006	0.00	07/19/2006	0.00
02/11/2006	0.00	04/05/2006	0.00	05/28/2006	0.00	07/20/2006	0.00
02/12/2006	0.00	04/06/2006	0.00	05/29/2006	0.00	07/21/2006	0.00
02/13/2006	0.00	04/07/2006	0.00	05/30/2006	0.00	07/22/2006	0.00
02/14/2006	0.00	04/08/2006	0.00	05/31/2006	0.00	07/23/2006	0.00
02/15/2006	0.00	04/09/2006	0.00	06/01/2006	0.00	07/24/2006	0.00
02/16/2006	0.00	04/10/2006	2.50	06/02/2006	0.00	07/25/2006	0.00
02/17/2006	0.00	04/11/2006	0.00	06/03/2006	0.00	07/26/2006	0.00
02/18/2006	0.00	04/12/2006	0.00	06/04/2006	0.00	07/27/2006	0.00
02/19/2006	0.20	04/13/2006	0.00	06/05/2006	0.00	07/28/2006	0.00
02/20/2006	4.30	04/14/2006	0.00	06/06/2006	0.00	07/29/2006	0.00
02/21/2006	0.90	04/15/2006	0.00	06/07/2006	0.00	07/30/2006	0.00
02/22/2006	28.60	04/16/2006	0.00	06/08/2006	0.00	07/31/2006	0.00

Date	P (mm)	Date	P (mm)	Date	P (mm)	Date	P (mm)
08/01/2006	0.00	09/23/2006	0.00	11/15/2006	0.00	01/07/2007	0.00
08/02/2006	0.00	09/24/2006	0.00	11/16/2006	0.00	01/08/2007	0.00
08/03/2006	0.00	09/25/2006	0.00	11/17/2006	0.00	01/09/2007	0.00
08/04/2006	0.00	09/26/2006	0.00	11/18/2006	0.00	01/10/2007	0.00
08/05/2006	0.00	09/27/2006	0.00	11/19/2006	0.00	01/11/2007	0.00
08/06/2006	0.00	09/28/2006	0.00	11/20/2006	0.00	01/12/2007	0.00
08/07/2006	0.00	09/29/2006	0.00	11/21/2006	0.00	01/13/2007	0.00
08/08/2006	0.00	09/30/2006	0.00	11/22/2006	0.00	01/14/2007	0.00
08/09/2006	0.00	10/01/2006	0.00	11/23/2006	0.00	01/15/2007	0.00
08/10/2006	0.00	10/02/2006	0.00	11/24/2006	0.00	01/16/2007	0.00
08/11/2006	0.00	10/03/2006	0.00	11/25/2006	0.00	01/17/2007	0.00
08/12/2006	0.00	10/04/2006	0.90	11/26/2006	0.00	01/18/2007	0.00
08/13/2006	0.00	10/05/2006	0.00	11/27/2006	0.00	01/19/2007	0.00
08/14/2006	0.40	10/06/2006	0.00	11/28/2006	0.00	01/20/2007	0.00
08/15/2006	0.00	10/07/2006	0.00	11/29/2006	12.10	01/21/2007	0.00
08/16/2006	0.00	10/08/2006	0.00	11/30/2006	0.00	01/22/2007	0.00
08/17/2006	0.00	10/09/2006	0.00	12/01/2006	0.00	01/23/2007	0.60
08/18/2006	0.00	10/10/2006	0.00	12/02/2006	0.00	01/24/2007	0.00
08/19/2006	0.00	10/11/2006	0.00	12/03/2006	0.00	01/25/2007	0.00
08/20/2006	0.00	10/12/2006	0.00	12/04/2006	0.00	01/26/2007	0.00
08/21/2006	0.00	10/13/2006	0.00	12/05/2006	0.00	01/27/2007	1.10
08/22/2006	0.00	10/14/2006	1.00	12/06/2006	4.10	01/28/2007	0.00
08/23/2006	0.00	10/15/2006	0.00	12/07/2006	0.00	01/29/2007	6.00
08/24/2006	0.00	10/16/2006	0.00	12/08/2006	4.00	01/30/2007	0.40
08/25/2006	0.00	10/17/2006	0.00	12/09/2006	0.50	01/31/2007	0.00
08/26/2006	0.00	10/18/2006	2.80	12/10/2006	0.00	02/01/2007	0.00
08/27/2006	0.00	10/19/2006	0.00	12/11/2006	0.00	02/02/2007	0.00
08/28/2006	0.00	10/20/2006	0.00	12/12/2006	15.10	02/03/2007	10.10
08/29/2006	0.00	10/21/2006	0.00	12/13/2006	22.10	02/04/2007	9.40
08/30/2006	0.00	10/22/2006	0.00	12/14/2006	22.90	02/05/2007	0.00
08/31/2006	0.00	10/23/2006	0.00	12/15/2006	0.00	02/06/2007	0.00
09/01/2006	0.00	10/24/2006	0.00	12/16/2006	0.20	02/07/2007	0.00
09/02/2006	0.00	10/25/2006	0.00	12/17/2006	0.00	02/08/2007	4.30
09/03/2006	0.00	10/26/2006	0.00	12/18/2006	3.50	02/09/2007	5.00
09/04/2006	0.00	10/27/2006	0.00	12/19/2006	0.20	02/10/2007	0.00
09/05/2006	0.00	10/28/2006	0.00	12/20/2006	0.30	02/11/2007	0.00
09/06/2006	0.00	10/29/2006	0.00	12/21/2006	9.70	02/12/2007	0.00
09/07/2006	0.00	10/30/2006	0.00	12/22/2006	12.20	02/13/2007	0.00
09/08/2006	0.00	10/31/2006	0.00	12/23/2006	11.20	02/14/2007	0.00
09/09/2006	0.00	11/01/2006	0.00	12/24/2006	12.50	02/15/2007	0.00
09/10/2006	0.00	11/02/2006	1.70	12/25/2006	11.90	02/16/2007	0.00
09/11/2006	0.00	11/03/2006	20.00	12/26/2006	0.00	02/17/2007	1.70
09/12/2006	0.00	11/04/2006	0.00	12/27/2006	0.00	02/18/2007	6.00
09/13/2006	13.40	11/05/2006	0.00	12/28/2006	0.00	02/19/2007	1.10
09/14/2006	0.00	11/06/2006	0.00	12/29/2006	0.00	02/20/2007	0.70
09/15/2006	19.90	11/07/2006	0.00	12/30/2006	0.00	02/21/2007	16.20
09/16/2006	9.60	11/08/2006	0.00	12/31/2006	0.00	02/22/2007	3.70
09/17/2006	0.00	11/09/2006	0.00	01/01/2007	0.00	02/23/2007	0.00
09/18/2006	0.00	11/10/2006	0.00	01/02/2007	0.00	02/24/2007	0.00
09/19/2006	0.00	11/11/2006	0.00	01/03/2007	0.00	02/25/2007	0.00
09/20/2006	0.00	11/12/2006	0.00	01/04/2007	0.00	02/26/2007	0.00
09/21/2006	0.00	11/13/2006	0.00	01/05/2007	0.00	02/27/2007	0.00
09/22/2006	0.00	11/14/2006	0.00	01/06/2007	0.00	02/28/2007	0.00

Date	P (mm)	Date	P (mm)	Date	P (mm)	Date	P (mm)
03/01/2007	0.00	04/23/2007	0.00	06/15/2007	0.00	08/07/2007	0.00
03/02/2007	0.00	04/24/2007	0.00	06/16/2007	0.00	08/08/2007	0.00
03/03/2007	0.00	04/25/2007	0.00	06/17/2007	0.00	08/09/2007	0.00
03/04/2007	0.00	04/26/2007	0.00	06/18/2007	0.00	08/10/2007	0.00
03/05/2007	0.00	04/27/2007	5.30	06/19/2007	0.00	08/11/2007	0.00
03/06/2007	0.00	04/28/2007	8.10	06/20/2007	0.00	08/12/2007	0.00
03/07/2007	2.00	04/29/2007	0.00	06/21/2007	0.00	08/13/2007	1.90
03/08/2007	16.50	04/30/2007	0.00	06/22/2007	0.00	08/14/2007	0.00
03/09/2007	0.00	05/01/2007	0.00	06/23/2007	0.00	08/15/2007	0.00
03/10/2007	0.70	05/02/2007	0.00	06/24/2007	0.00	08/16/2007	0.00
03/11/2007	9.30	05/03/2007	0.00	06/25/2007	0.00	08/17/2007	0.00
03/12/2007	0.00	05/04/2007	0.00	06/26/2007	0.00	08/18/2007	0.00
03/13/2007	0.00	05/05/2007	0.00	06/27/2007	0.00	08/19/2007	0.00
03/14/2007	0.00	05/06/2007	0.00	06/28/2007	0.00	08/20/2007	0.00
03/15/2007	0.00	05/07/2007	0.00	06/29/2007	0.00	08/21/2007	0.00
03/16/2007	22.60	05/08/2007	0.00	06/30/2007	0.00	08/22/2007	0.00
03/17/2007	0.00	05/09/2007	0.00	07/01/2007	0.00	08/23/2007	0.70
03/18/2007	0.00	05/10/2007	0.00	07/02/2007	0.00	08/24/2007	0.00
03/19/2007	2.90	05/11/2007	0.00	07/03/2007	0.00	08/25/2007	0.00
03/20/2007	2.80	05/12/2007	0.00	07/04/2007	0.00	08/26/2007	0.00
03/21/2007	4.10	05/13/2007	0.00	07/05/2007	0.00	08/27/2007	0.00
03/22/2007	4.20	05/14/2007	0.00	07/06/2007	0.00	08/28/2007	0.00
03/23/2007	0.00	05/15/2007	0.00	07/07/2007	1.00	08/29/2007	0.00
03/24/2007	0.00	05/16/2007	0.00	07/08/2007	0.00	08/30/2007	0.00
03/25/2007	0.00	05/17/2007	0.00	07/09/2007	0.00	08/31/2007	0.00
03/26/2007	0.20	05/18/2007	0.00	07/10/2007	0.00	09/01/2007	0.00
03/27/2007	7.10	05/19/2007	0.00	07/11/2007	0.00	09/02/2007	0.00
03/28/2007	0.90	05/20/2007	0.00	07/12/2007	0.00	09/03/2007	0.00
03/29/2007	0.10	05/21/2007	0.00	07/13/2007	0.00	09/04/2007	0.00
03/30/2007	10.90	05/22/2007	1.90	07/14/2007	0.00	09/05/2007	0.00
03/31/2007	0.00	05/23/2007	0.00	07/15/2007	0.00	09/06/2007	0.00
04/01/2007	0.00	05/24/2007	0.00	07/16/2007	0.00	09/07/2007	0.00
04/02/2007	0.00	05/25/2007	0.00	07/17/2007	0.00	09/08/2007	0.00
04/03/2007	0.00	05/26/2007	0.00	07/18/2007	0.00	09/09/2007	0.00
04/04/2007	11.70	05/27/2007	0.00	07/19/2007	0.00	09/10/2007	0.00
04/05/2007	4.50	05/28/2007	0.00	07/20/2007	0.00	09/11/2007	0.00
04/06/2007	1.10	05/29/2007	0.00	07/21/2007	0.00	09/12/2007	0.00
04/07/2007	2.80	05/30/2007	0.00	07/22/2007	0.00	09/13/2007	0.00
04/08/2007	0.00	05/31/2007	0.00	07/23/2007	0.00	09/14/2007	0.00
04/09/2007	0.00	06/01/2007	0.00	07/24/2007	0.00	09/15/2007	0.00
04/10/2007	0.00	06/02/2007	0.00	07/25/2007	0.00	09/16/2007	0.00
04/11/2007	0.10	06/03/2007	0.00	07/26/2007	0.00	09/17/2007	0.00
04/12/2007	3.30	06/04/2007	0.00	07/27/2007	0.00	09/18/2007	2.00
04/13/2007	5.10	06/05/2007	0.00	07/28/2007	0.00	09/19/2007	0.00
04/14/2007	2.50	06/06/2007	0.00	07/29/2007	0.00	09/20/2007	0.00
04/15/2007	5.70	06/07/2007	0.00	07/30/2007	0.00	09/21/2007	12.00
04/16/2007	10.70	06/08/2007	0.00	07/31/2007	0.00	09/22/2007	17.00
04/17/2007	0.00	06/09/2007	0.00	08/01/2007	0.00	09/23/2007	0.00
04/18/2007	0.00	06/10/2007	0.00	08/02/2007	0.00	09/24/2007	0.00
04/19/2007	0.00	06/11/2007	0.00	08/03/2007	0.00	09/25/2007	0.00
04/20/2007	0.00	06/12/2007	0.00	08/04/2007	0.00	09/26/2007	0.00
04/21/2007	0.00	06/13/2007	0.70	08/05/2007	0.00	09/27/2007	0.00
04/22/2007	0.00	06/14/2007	0.00	08/06/2007	0.00	09/28/2007	1.00



Date	P (mm)	Date	P (mm)	Date	P (mm)	Date	P (mm)
09/29/2007	0.00	11/21/2007	0.00	01/13/2008	0.00	03/06/2008	1.20
09/30/2007	0.00	11/22/2007	3.60	01/14/2008	0.00	03/07/2008	3.20
10/01/2007	0.00	11/23/2007	0.00	01/15/2008	0.00	03/08/2008	0.00
10/02/2007	0.00	11/24/2007	3.40	01/16/2008	3.20	03/09/2008	0.00
10/03/2007	9.30	11/25/2007	11.20	01/17/2008	0.00	03/10/2008	0.00
10/04/2007	4.00	11/26/2007	44.50	01/18/2008	0.00	03/11/2008	0.00
10/05/2007	0.00	11/27/2007	10.50	01/19/2008	0.00	03/12/2008	0.00
10/06/2007	0.00	11/28/2007	50.10	01/20/2008	0.00	03/13/2008	0.00
10/07/2007	0.00	11/29/2007	4.90	01/21/2008	0.00	03/14/2008	0.00
10/08/2007	0.00	11/30/2007	0.00	01/22/2008	0.00	03/15/2008	0.00
10/09/2007	0.00	12/01/2007	0.00	01/23/2008	0.00	03/16/2008	0.00
10/10/2007	0.00	12/02/2007	0.00	01/24/2008	0.00	03/17/2008	0.00
10/11/2007	0.00	12/03/2007	0.00	01/25/2008	0.00	03/18/2008	0.00
10/12/2007	9.40	12/04/2007	0.00	01/26/2008	0.00	03/19/2008	0.00
10/13/2007	0.00	12/05/2007	0.00	01/27/2008	0.00	03/20/2008	2.20
10/14/2007	0.00	12/06/2007	0.00	01/28/2008	0.00	03/21/2008	0.00
10/15/2007	0.00	12/07/2007	0.00	01/29/2008	0.00	03/22/2008	3.50
10/16/2007	0.00	12/08/2007	0.00	01/30/2008	0.00	03/23/2008	11.40
10/17/2007	0.00	12/09/2007	0.00	01/31/2008	0.00	03/24/2008	0.00
10/18/2007	0.00	12/10/2007	2.20	02/01/2008	0.00	03/25/2008	0.00
10/19/2007	0.00	12/11/2007	0.00	02/02/2008	2.00	03/26/2008	7.40
10/20/2007	0.00	12/12/2007	0.00	02/03/2008	0.00	03/27/2008	0.00
10/21/2007	0.00	12/13/2007	0.00	02/04/2008	0.00	03/28/2008	0.00
10/22/2007	0.00	12/14/2007	0.00	02/05/2008	0.00	03/29/2008	0.00
10/23/2007	0.00	12/15/2007	19.50	02/06/2008	0.00	03/30/2008	3.50
10/24/2007	0.10	12/16/2007	0.50	02/07/2008	0.00	03/31/2008	4.10
10/25/2007	6.00	12/17/2007	0.00	02/08/2008	0.00	04/01/2008	3.50
10/26/2007	12.50	12/18/2007	0.00	02/09/2008	0.00	04/02/2008	0.00
10/27/2007	0.90	12/19/2007	0.00	02/10/2008	0.00	04/03/2008	0.00
10/28/2007	2.50	12/20/2007	0.00	02/11/2008	0.00	04/04/2008	0.00
10/29/2007	9.60	12/21/2007	0.00	02/12/2008	0.00	04/05/2008	0.00
10/30/2007	39.70	12/22/2007	0.00	02/13/2008	0.00	04/06/2008	0.00
10/31/2007	26.50	12/23/2007	0.00	02/14/2008	4.00	04/07/2008	0.30
11/01/2007	10.00	12/24/2007	32.30	02/15/2008	2.00	04/08/2008	0.00
11/02/2007	16.20	12/25/2007	0.00	02/16/2008	0.50	04/09/2008	0.00
11/03/2007	10.00	12/26/2007	0.00	02/17/2008	0.00	04/10/2008	11.10
11/04/2007	0.70	12/27/2007	5.60	02/18/2008	0.10	04/11/2008	0.00
11/05/2007	0.00	12/28/2007	19.40	02/19/2008	2.70	04/12/2008	0.00
11/06/2007	0.00	12/29/2007	5.90	02/20/2008	2.20	04/13/2008	0.00
11/07/2007	0.00	12/30/2007	4.40	02/21/2008	0.00	04/14/2008	0.00
11/08/2007	0.00	12/31/2007	4.30	02/22/2008	0.00	04/15/2008	0.00
11/09/2007	0.00	01/01/2008	0.00	02/23/2008	0.00	04/16/2008	0.00
11/10/2007	0.00	01/02/2008	0.80	02/24/2008	0.10	04/17/2008	0.00
11/11/2007	0.00	01/03/2008	2.50	02/25/2008	0.00	04/18/2008	0.00
11/12/2007	0.00	01/04/2008	6.30	02/26/2008	0.00	04/19/2008	0.00
11/13/2007	0.00	01/05/2008	0.00	02/27/2008	0.00	04/20/2008	0.00
11/14/2007	0.90	01/06/2008	0.00	02/28/2008	0.00	04/21/2008	0.00
11/15/2007	1.50	01/07/2008	0.00	02/29/2008	6.50	04/22/2008	0.00
11/16/2007	0.00	01/08/2008	0.00	03/01/2008	0.00	04/23/2008	0.00
11/17/2007	0.00	01/09/2008	0.00	03/02/2008	0.00	04/24/2008	0.00
11/18/2007	0.00	01/10/2008	0.00	03/03/2008	0.00	04/25/2008	0.00
11/19/2007	0.00	01/11/2008	2.60	03/04/2008	7.70	04/26/2008	0.00
11/20/2007	0.00	01/12/2008	0.00	03/05/2008	12.30	04/27/2008	0.00



Date	P (mm)	Date	P (mm)	Date	P (mm)	Date	P (mm)
04/28/2008	0.00	06/20/2008	0.80	08/12/2008	0.00	10/04/2008	0.00
04/29/2008	0.00	06/21/2008	0.00	08/13/2008	0.00	10/05/2008	0.00
04/30/2008	0.00	06/22/2008	0.00	08/14/2008	0.00	10/06/2008	0.00
05/01/2008	0.00	06/23/2008	0.00	08/15/2008	0.00	10/07/2008	0.00
05/02/2008	0.00	06/24/2008	0.00	08/16/2008	0.00	10/08/2008	23.60
05/03/2008	0.00	06/25/2008	0.00	08/17/2008	0.00	10/09/2008	0.00
05/04/2008	0.00	06/26/2008	0.00	08/18/2008	0.00	10/10/2008	0.00
05/05/2008	0.00	06/27/2008	0.00	08/19/2008	0.00	10/11/2008	0.30
05/06/2008	0.00	06/28/2008	0.00	08/20/2008	0.00	10/12/2008	0.00
05/07/2008	3.40	06/29/2008	0.00	08/21/2008	0.00	10/13/2008	5.20
05/08/2008	1.00	06/30/2008	0.00	08/22/2008	0.00	10/14/2008	0.00
05/09/2008	7.80	07/01/2008	0.00	08/23/2008	0.00	10/15/2008	1.10
05/10/2008	0.00	07/02/2008	0.00	08/24/2008	0.00	10/16/2008	0.00
05/11/2008	2.50	07/03/2008	0.00	08/25/2008	0.00	10/17/2008	0.00
05/12/2008	3.00	07/04/2008	0.00	08/26/2008	0.00	10/18/2008	0.00
05/13/2008	0.00	07/05/2008	0.00	08/27/2008	0.00	10/19/2008	0.00
05/14/2008	0.00	07/06/2008	0.00	08/28/2008	0.00	10/20/2008	0.00
05/15/2008	0.00	07/07/2008	0.00	08/29/2008	0.00	10/21/2008	10.30
05/16/2008	0.00	07/08/2008	0.00	08/30/2008	0.00	10/22/2008	0.00
05/17/2008	0.00	07/09/2008	0.00	08/31/2008	0.00	10/23/2008	0.90
05/18/2008	2.40	07/10/2008	0.00	09/01/2008	0.00	10/24/2008	0.00
05/19/2008	0.00	07/11/2008	0.00	09/02/2008	0.00	10/25/2008	0.00
05/20/2008	0.00	07/12/2008	0.00	09/03/2008	0.00	10/26/2008	1.30
05/21/2008	0.00	07/13/2008	0.10	09/04/2008	0.70	10/27/2008	5.10
05/22/2008	0.00	07/14/2008	0.00	09/05/2008	1.50	10/28/2008	4.50
05/23/2008	0.00	07/15/2008	0.00	09/06/2008	0.00	10/29/2008	0.00
05/24/2008	0.00	07/16/2008	1.30	09/07/2008	0.00	10/30/2008	0.00
05/25/2008	0.00	07/17/2008	0.90	09/08/2008	0.00	10/31/2008	1.50
05/26/2008	2.40	07/18/2008	0.00	09/09/2008	0.00	11/01/2008	0.00
05/27/2008	0.40	07/19/2008	0.00	09/10/2008	0.00	11/02/2008	0.00
05/28/2008	0.50	07/20/2008	0.00	09/11/2008	1.40	11/03/2008	11.20
05/29/2008	0.00	07/21/2008	0.00	09/12/2008	3.30	11/04/2008	0.00
05/30/2008	0.00	07/22/2008	0.00	09/13/2008	0.30	11/05/2008	0.00
05/31/2008	0.00	07/23/2008	0.00	09/14/2008	0.00	11/06/2008	0.00
06/01/2008	0.00	07/24/2008	0.00	09/15/2008	0.00	11/07/2008	0.00
06/02/2008	0.00	07/25/2008	0.00	09/16/2008	0.00	11/08/2008	0.00
06/03/2008	0.00	07/26/2008	0.00	09/17/2008	0.00	11/09/2008	0.00
06/04/2008	0.00	07/27/2008	0.00	09/18/2008	0.20	11/10/2008	0.00
06/05/2008	0.00	07/28/2008	0.00	09/19/2008	1.00	11/11/2008	0.00
06/06/2008	0.00	07/29/2008	0.00	09/20/2008	0.00	11/12/2008	8.00
06/07/2008	0.00	07/30/2008	0.00	09/21/2008	0.00	11/13/2008	11.80
06/08/2008	0.00	07/31/2008	0.00	09/22/2008	5.90	11/14/2008	3.90
06/09/2008	2.20	08/01/2008	0.00	09/23/2008	0.00	11/15/2008	22.00
06/10/2008	3.90	08/02/2008	0.00	09/24/2008	2.00	11/16/2008	0.80
06/11/2008	0.00	08/03/2008	0.00	09/25/2008	1.10	11/17/2008	0.00
06/12/2008	0.00	08/04/2008	0.00	09/26/2008	17.60	11/18/2008	0.00
06/13/2008	0.00	08/05/2008	0.00	09/27/2008	0.00	11/19/2008	0.00
06/14/2008	0.00	08/06/2008	0.00	09/28/2008	0.00	11/20/2008	0.00
06/15/2008	0.00	08/07/2008	0.00	09/29/2008	1.50	11/21/2008	0.00
06/16/2008	0.00	08/08/2008	0.00	09/30/2008	0.00	11/22/2008	0.00
06/17/2008	0.00	08/09/2008	0.00	10/01/2008	0.00	11/23/2008	7.80
06/18/2008	0.00	08/10/2008	0.00	10/02/2008	0.00	11/24/2008	3.40
06/19/2008	0.00	08/11/2008	0.00	10/03/2008	0.80	11/25/2008	0.00

Date	P (mm)	Date	P (mm)	Date	P (mm)	Date	P (mm)
11/26/2008	0.50	12/28/2008	1.70	01/29/2009	0.00	03/02/2009	0.00
11/27/2008	18.40	12/29/2008	0.00	01/30/2009	0.00	03/03/2009	2.70
11/28/2008	1.00	12/30/2008	0.00	01/31/2009	0.00	03/04/2009	8.20
11/29/2008	0.00	12/31/2008	0.00	02/01/2009	0.00	03/05/2009	9.40
11/30/2008	0.00	01/01/2009	1.20	02/02/2009	6.00	03/06/2009	0.60
12/01/2008	0.50	01/02/2009	6.10	02/03/2009	0.40	03/07/2009	0.00
12/02/2008	10.10	01/03/2009	5.00	02/04/2009	0.00	03/08/2009	0.00
12/03/2008	7.30	01/04/2009	21.50	02/05/2009	10.50	03/09/2009	0.00
12/04/2008	0.00	01/05/2009	0.00	02/06/2009	1.90	03/10/2009	0.00
12/05/2008	0.00	01/06/2009	2.20	02/07/2009	0.80	03/11/2009	0.00
12/06/2008	0.00	01/07/2009	5.50	02/08/2009	0.00	03/12/2009	0.00
12/07/2008	0.00	01/08/2009	2.60	02/09/2009	0.00	03/13/2009	0.00
12/08/2008	0.30	01/09/2009	0.00	02/10/2009	0.00	03/14/2009	0.00
12/09/2008	0.00	01/10/2009	5.40	02/11/2009	0.00	03/15/2009	0.00
12/10/2008	14.20	01/11/2009	3.80	02/12/2009	0.00	03/16/2009	0.10
12/11/2008	0.00	01/12/2009	0.80	02/13/2009	0.00	03/17/2009	5.20
12/12/2008	0.00	01/13/2009	7.30	02/14/2009	0.00	03/18/2009	0.00
12/13/2008	2.50	01/14/2009	0.00	02/15/2009	0.00	03/19/2009	0.00
12/14/2008	19.90	01/15/2009	0.00	02/16/2009	0.00	03/20/2009	0.00
12/15/2008	21.80	01/16/2009	0.00	02/17/2009	0.00	03/21/2009	0.00
12/16/2008	9.40	01/17/2009	0.00	02/18/2009	0.00	03/22/2009	0.00
12/17/2008	5.80	01/18/2009	0.00	02/19/2009	0.00	03/23/2009	0.00
12/18/2008	0.00	01/19/2009	0.00	02/20/2009	0.00	03/24/2009	0.00
12/19/2008	0.00	01/20/2009	13.50	02/21/2009	2.20	03/25/2009	0.00
12/20/2008	0.00	01/21/2009	6.10	02/22/2009	0.00	03/26/2009	0.00
12/21/2008	0.00	01/22/2009	0.00	02/23/2009	0.00	03/27/2009	0.00
12/22/2008	0.00	01/23/2009	0.00	02/24/2009	0.00	03/28/2009	9.30
12/23/2008	0.00	01/24/2009	0.00	02/25/2009	0.00	03/29/2009	15.30
12/24/2008	0.00	01/25/2009	2.20	02/26/2009	0.00	03/30/2009	2.30
12/25/2008	0.00	01/26/2009	4.80	02/27/2009	1.80	03/31/2009	3.40
12/26/2008	0.60	01/27/2009	0.00	02/28/2009	0.00		
12/27/2008	0.00	01/28/2009	0.00	03/01/2009	0.10		

## Annexe III : Questionnaire des itinéraires techniques (Exemple : Maraichage)

La commune										
Nom de l'exploitant ou de l'exploitation										
Statut juridique de l'exploitation	EAI, EAC, EAP, FP									
Type de culture (plus consommatrice de l'engrais)	Pomme de terre									
	Tomate									
	Laitue									
Superficie par type de culture	Pomme de terre									
	Tomate									
	Laitue									
Type de labour	Profond ou non									
Nombre de production (cycle végétatif) par année	Pomme de terre									
	Tomate									
	Laitue									
Technique d'irrigation utilisée	Pomme de terre									
	Tomate									
	Laitue									
Dose d'arrosage (quantité d'eau apportée par jour), L	Pomme de terre									
	Tomate									
	Laitue									
Durée d'arrosage par jour (heure)	Pomme de terre									
	Tomate									
	Laitue									
Fréquence d'arrosage /tour d'eau (combien de fois on irrigue par mois)	Pomme de terre									
	Tomate									
	Laitue									
Débit de tête du forage (l/s)										
Type de fertilisant (chimique, résidus animal, boue d'épuration)										
Quantité de fertilisant (Qx/Ha/an)										
Période d'épandage										
Précédent cultural										
Remarques sur l'état du drainage										
Pesticide utilisé et quantité										
Terre au repos (jachère)										

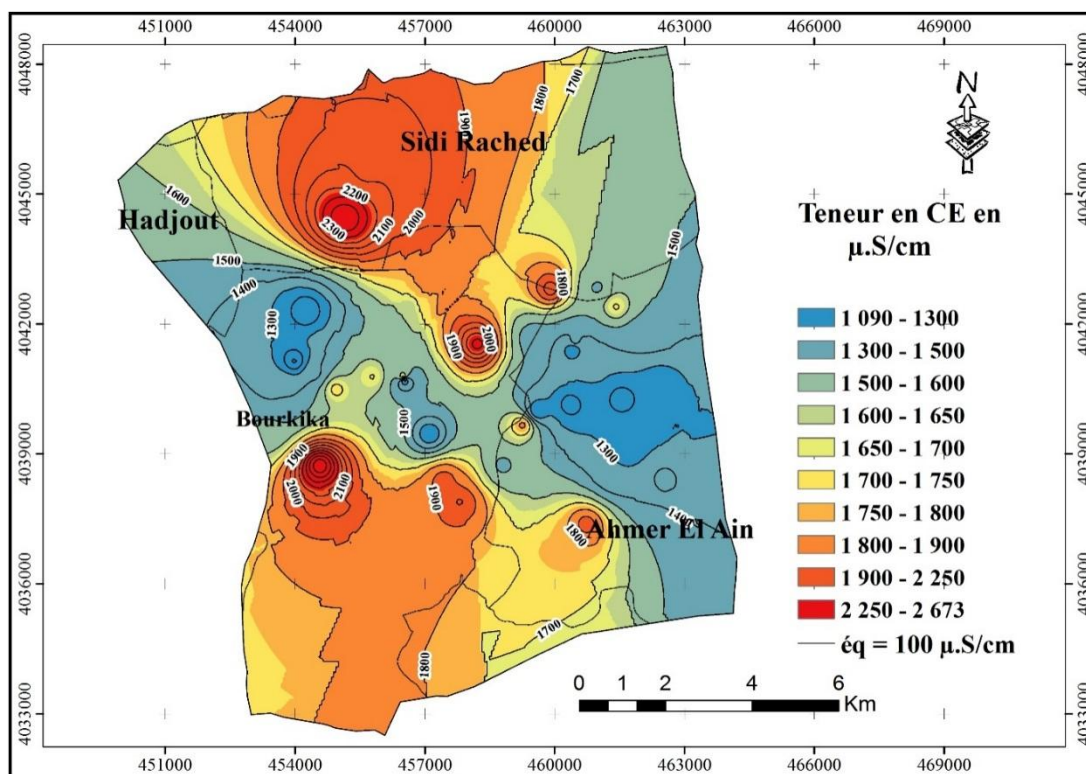
## Annexe IV : Profondeurs mesurées de la nappede bassin de Sidi Rached

Exploitation	Coordonnées		Profondeur (m)	
	X	Y	Hautes Eaux	Basses Eaux
EAC06	463090	4040570	9.70	3.45
EAC 15	463158	4044193	15.00	9.80
EAC 27	461480	4040390	19.40	14.20
EAC 5	460350	4040134	25.10	21.00
EAC 87	453800	4043760	24.50	23.20
PRIVE	457123	4043654	27.00	25.86
EAC55	462540	4038990	34.50	29.50
EAC 54	458215	4038373	34.00	31.80
EAC 147	460976	4042834	35.90	32.90
EAI	458486	4043253	36.40	34.30
PRIVE	462211	4041936	36.80	34.30
/	459496	4043180	40.00	37.60
DOM 40	460390	4041590	43.20	42.70
EAC 153	453978	4041137	44.90	42.80
PRIVE	454180	4044540	1.40	0.70
EAC 138	453758	4040572	46.40	44.10
EAC55	457710	4045530	46.67	45.42
EAC 18	458215	4041534	47.00	45.50
EAC10	460220	4039290	47.70	45.60
EAC	454254	4042283	47.80	45.60
SarlKouz	460550	4045710	48.20	47.45
EAC 13	461880	4046260	53.90	51.60
PRIVE	459390	4045780	54.57	53.52
/	462369	4046380	55.90	53.70
/	459320	4038780	56.40	54.00
PRIVE	459030	4045730	55.31	54.41
EAC°	453718	4040054	57.90	55.75
Ferme Pilote	462510	4037530	61.00	59.10
PRIVE	455320	4044540	60.85	59.35
EAC 9	460340	4038030	62.60	59.50
LOC	458520	4037410	61.80	60.60
EAC 65	454570	4038728	66.20	63.00
MED SEDJOUN	460280	4036970	73.40	71.90
PRIVE	463440	4036950	74.00	72.70
/	451960	4043180	74.40	74.40

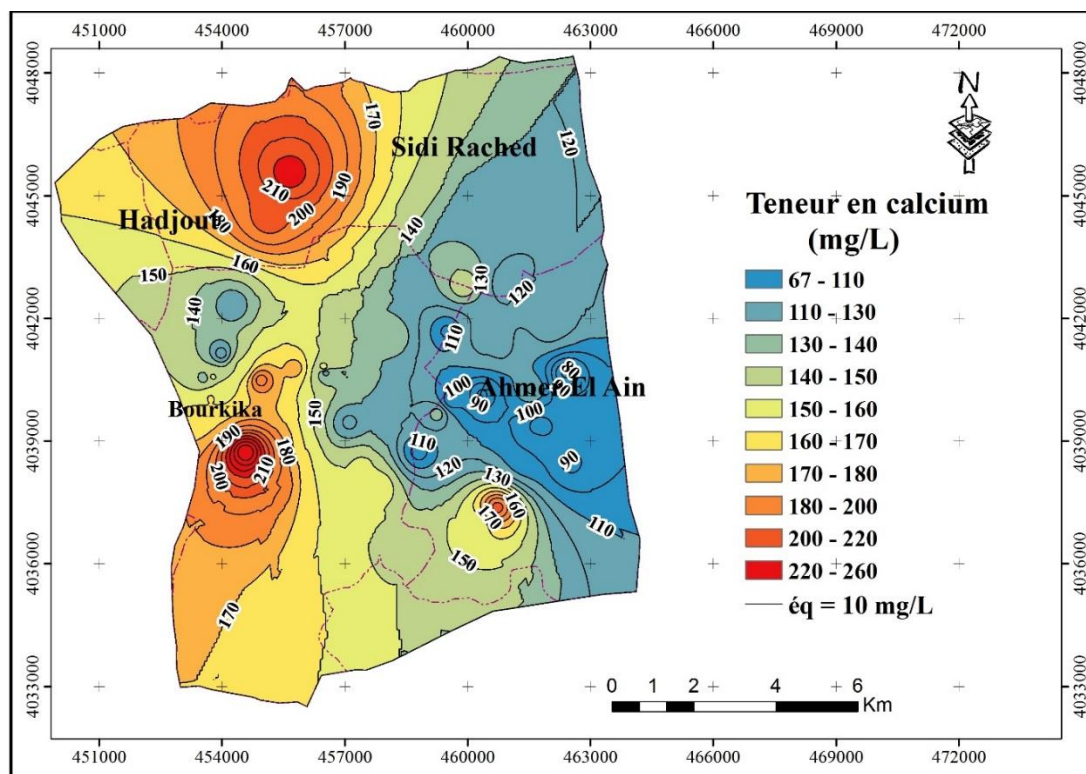
## Annexe V : Notes et poidsdes paramètres des modèles MDC et MDP (Aller et al. 1987)

Paramètres	Classes	Note	Poids		Indice = Note * poids	
			MDC	MDP	MDC	MDP
D (m)	0 - 2	10			50	50
	2 - 4	9			45	45
	4 - 8	8			40	40
	8 - 11	7	5	5	35	35
	11 - 14	6			30	30
	14-18	5			25	25
	18 - 25	4			20	20
	25 - 33	3			15	15
	> 33	1			5	5
R (mm)	0 - 50	1			4	4
	50 - 100	3	4	4	12	12
	100-150	6			24	24
	150-250	8			32	32
	>250	9			36	36
A	Alternance de gravier et d'argile	7			21	21
	Alluvions (mélange d'argile, sable et gravier)	6	3	3	18	18
	Marno-calcaire et sable	4			12	12
	Argile et cailloutis	3			9	9
	Marne et argile	2			6	6
S	Argileux	1			2	5
	Argilo-limoneux	3	2	5	6	15
	Argilo-limoneux calcaire	4			8	20
	Limono-argileux calcaire	6			12	30
	Colluvion calcaire et cailloux	7			14	35
T (%)	0-2	10			10	30
	2 - 6	9			9	27
	6- 8	8	1	3	8	24
	8- 10	7			7	21
	10- 12	5			5	15
	12 - 18	3			3	9
	>18	1			1	3
	I	Argile et peu de grés	1			5
Argile à faible % de gravier		2	5	4	10	8
Argile et gravier		4			20	16
Grés et argile		5			25	20
C (m/s)	$> 9.4 \times 10^{-4}$	10			30	20
	$4.7 \times 10^{-4} - 9.4 \times 10^{-4}$	8			24	16
	$32.9 \times 10^{-5} - 4.7 \times 10^{-5}$	6	3	2	18	12
	$14.7 \times 10^{-5} - 32.9 \times 10^{-5}$	4			12	8
	$4.7 \times 10^{-5} - 14.7 \times 10^{-5}$	2			6	4
	$4.7 \times 10^{-7} - 4.7 \times 10^{-5}$	1			3	2

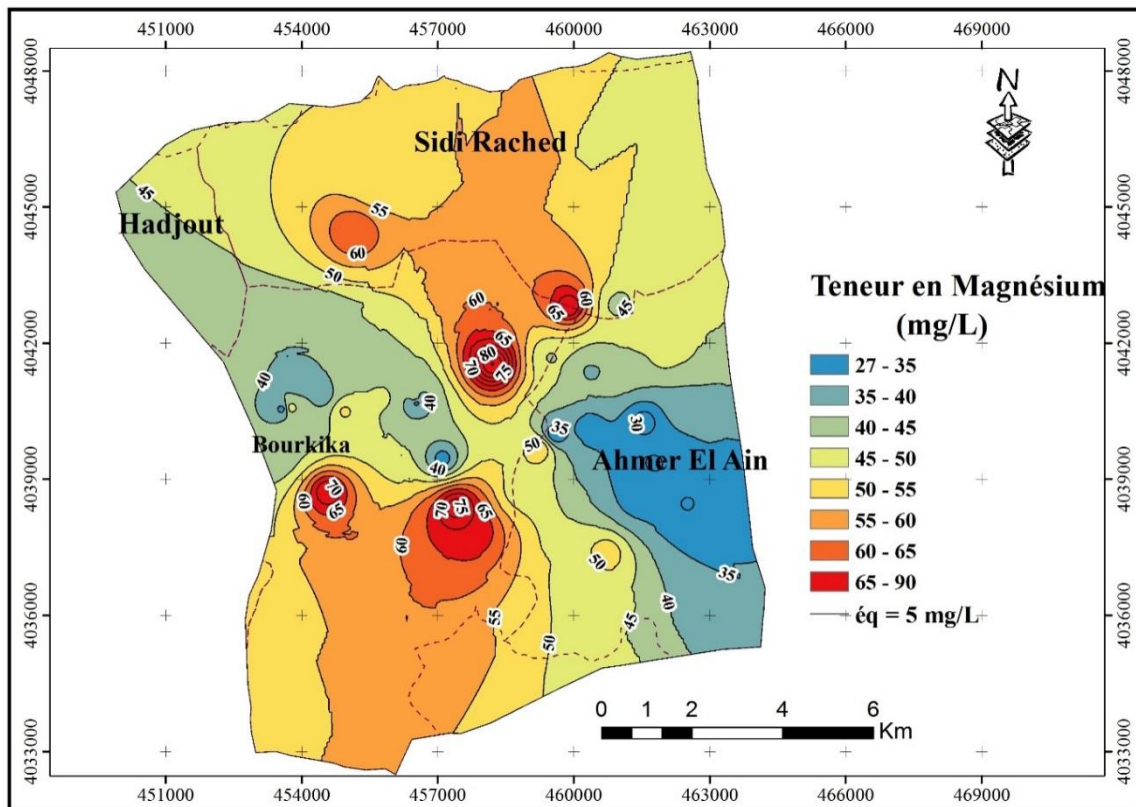
**Annexe VI : Évolution spatiale des paramètres chimiques (CE, Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup>, Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> et HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>)**



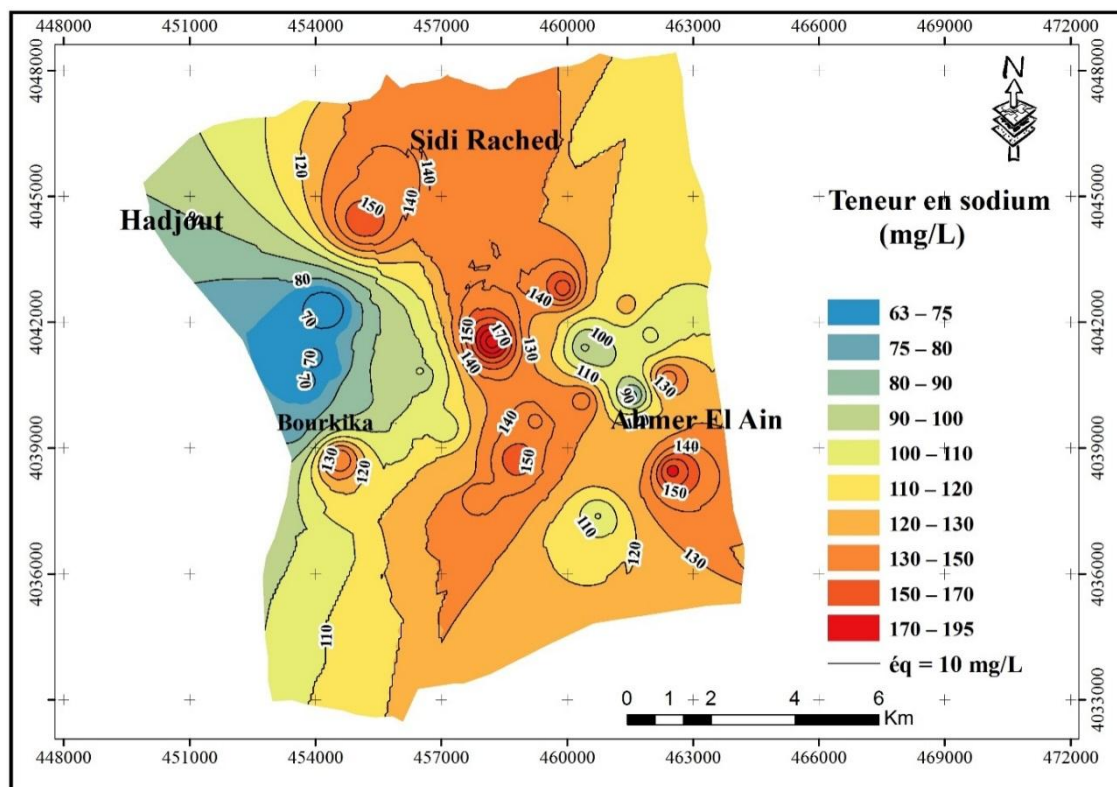
a) Évolution spatiale de la conductivité électrique



b) Évolution spatiale du calcium

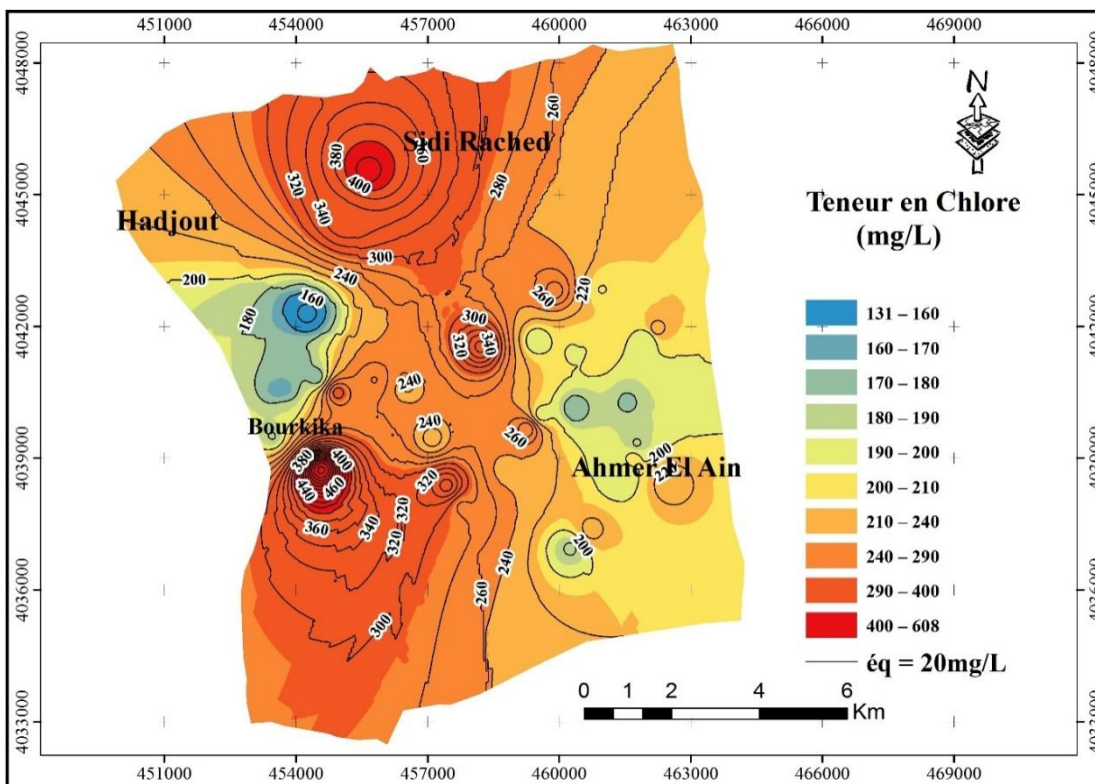


c) Évolution spatiale du magnésium

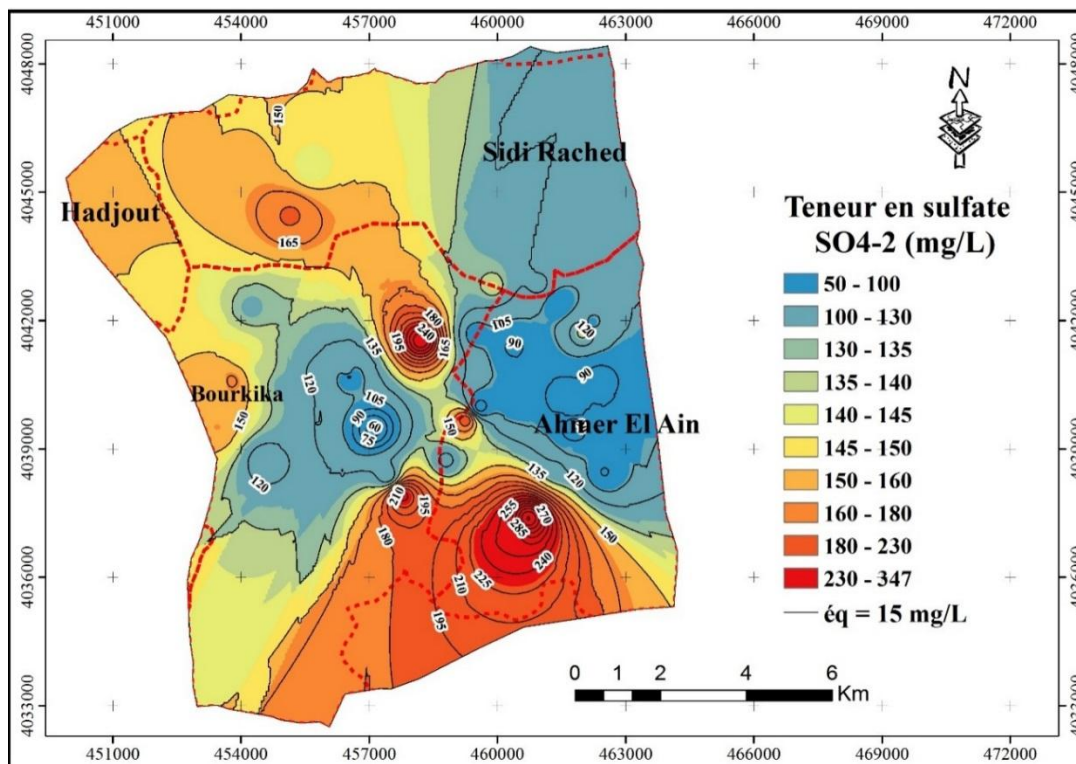


d) Évolution spatiale du sodium



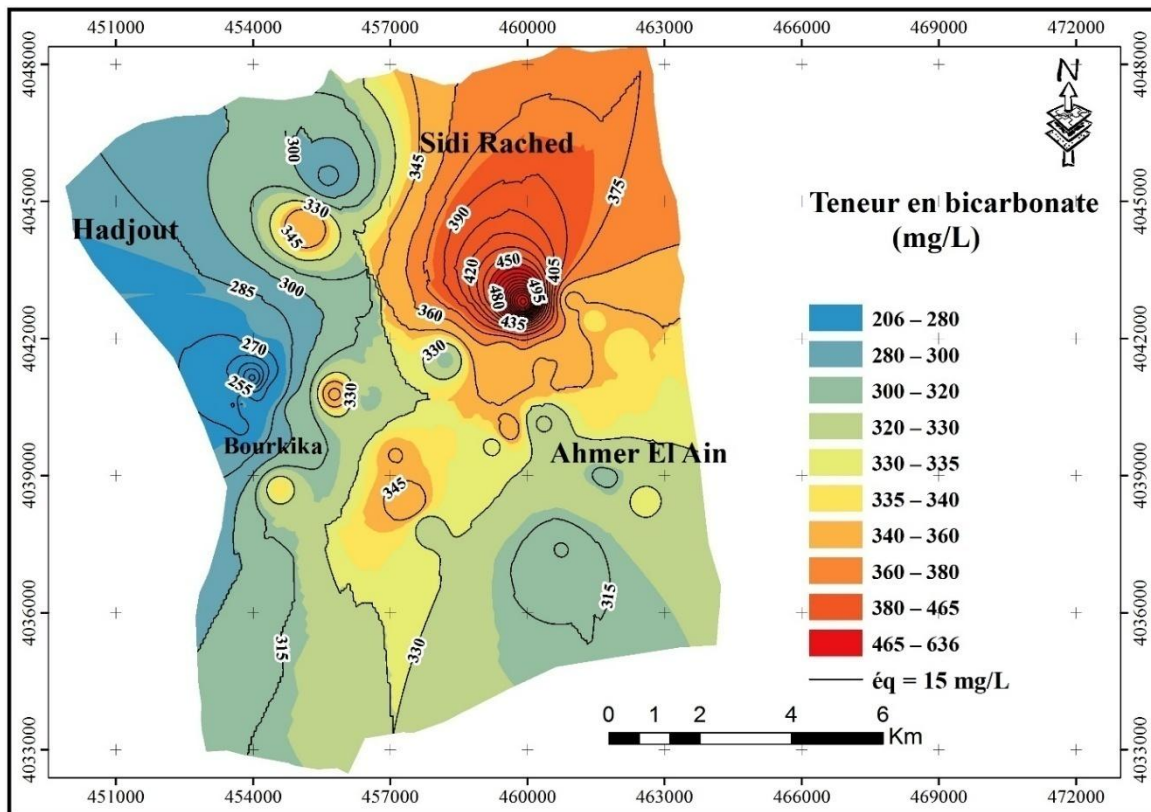


e) Évolution spatiale du chlore



f) Évolution spatiale des concentrations en sulfates





g) Évolution spatiale de bicarbonate( $\text{HCO}_3^-$ )

**Annexe VII : Notes et poids des paramètres optimisés des modèles MDC-SPSA, MDP-SPSA, MDC-AHP et MDP-AHP**

Paramètres	Classes	Note	MDC				MDP			
			MDC-SPSA		MDC-AHP		MDP-SPSA		MDP-AHP	
			W	Total	W	Total	W	Total	W	Total
D (m)	0 - 2	10		35		50		27		50
	2 - 6	9		31.5		45		24.3		45
	6 - 8	8		28		40		21.6		40
	8 - 11	7		24.5		35		19.6		35
	11 - 14	6	3.5	21	5	30	2.7	16.2	5	30
	14-18	5								
	18 - 25	4								
	25 - 33	3								
	> 33	1								
R (mm)	0 - 50	1		3.8		3		2.9		2.5
	50 - 100	3		11.4		9		8.7		7.5
	100-150	6	3.8	28.8	3	18	2.9	17.4	2.5	15
	150-250	8								
	>250	9								
A	Alternance de gravier et d'argile	7		32.9		12.6		23.8		9.8
	Alluvions (mélange d'argile, sable et gravier)	6	4.7	28.2	1.8	10.8	3.4	20.4	1.4	8.4
	Marno-calcaire et sable	4								
	Argile et cailloutis	3								
	Marne et argile	2								
S	Argileux	1		2.2		1.2		3.7		5
	Argilo-limoneux	3		6.6		3.6		11.1		15
	Argilo-limoneux calcaire	4	2.2	8.8	1.2	4.8	3.7	14.8	5	20
	Limono-argileux calcaire	6								
	Colluvion calcaire et cailloux	7								
T (%)	0-2	10		25		10		50		14
	2 - 6	9		22.5		9		45		12.6
	6- 8	8		20		8		40		11.2
	8- 10	7	2.5	17.5	1	7	5	35	1.4	9.8
	10- 12	5								
	12 - 18	3								
	>18	1								
I	Argile et peu de grés	1		5		5		3		2.5
	Argile à faible % de gravier	2	5	10	5	10	3	6	2.5	5
	Argile et gravier	4								
	Grés et argile	5								
C (m/s)	$> 9.4 \times 10^{-4}$	10		10		18		10		10
	$4.7 \times 10^{-4} - 9.4 \times 10^{-4}$	8		8		14.4		8		8
	$32.9 \times 10^{-5} - 4.7 \times 10^{-5}$	6		6		10.8		6		6
	$14.7 \times 10^{-5} - 32.9 \times 10^{-5}$	4	1	4	1.8	7.2	1	4	1	4
	$4.7 \times 10^{-5} - 14.7 \times 10^{-5}$	2								
	$4.7 \times 10^{-7} - 4.7 \times 10^{-5}$	1								