

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE.

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR

ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE DES FRERES MENTOURI

- CONSTANTINE 1 -



FACULTE DES SCIENCES DE LA TERRE, DE LA
GEOGRAPHIE ET DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE
DEPARTEMENT DES SCIENCES GEOLOGIQUES.

*Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme
de DOCTORAT ES SCIENCES*

Option : Hydrogéologie

***Vulnérabilité intrinsèque et risque de pollution des
eaux souterraines par l'activité agricole de la
plaine de Gadaïne - Ain Yaghout, W. Batna
(Nord- est algérien).***

Présentée par : DIB IMANE

Soutenue publiquement

Devant le jury : 28/01/2020

<i>Mr CHABOUR Nabil</i>	<i>Professeur</i>	<i>Président</i>	<i>Université de Constantine 1</i>
<i>Mme DIB Hania</i>	<i>MCA</i>	<i>Rapporteur</i>	<i>Université de Constantine 1</i>
<i>Mr DEMDOUM Abd Essalam</i>	<i>Professeur</i>	<i>Examineur</i>	<i>Université de Sétif 1</i>
<i>Mr DERIAS Tarek</i>	<i>MCA</i>	<i>Examineur</i>	<i>Université de Batna 2</i>
<i>Mr KHEDIDJA Abd Elhamid</i>	<i>MCA</i>	<i>Examineur</i>	<i>Université de Batna 2</i>

Remerciements

Avant tout propos, je remercie le Bon Dieu le tout puissant qui m'a donné la santé, la patience et le courage pour l'élaboration de cette thèse.

Au terme de ce travail, je tiens à exprimer ma gratitude, mes remerciements et ma reconnaissance à toutes les personnes universitaires, professionnelles et familiales, qui de près ou de loin, ont contribué à la réalisation et la finalisation de cette thèse, en particulier :

✓ **Mme DIB Hénia**, Maître de Conférences à la faculté des Sciences de la Terre de l'université des frères Mentouri Constantine 1, qui a accepté de diriger ce travail. Je lui exprime toute ma gratitude et mon profond respect, pour la confiance et l'autonomie dont elle m'a gratifiée en acceptant d'encadrer les travaux de cette thèse et en se préoccupant constamment de son avancement, qu'elle l'a suivi de près et soigneusement corrigé avec une rigueur scientifique remarquable. Ses précieux conseils et orientations m'ont permis de mener à bien ce travail. Je la remercie vivement d'avoir toujours été là, elle n'a jamais épargné un effort, à me faire profiter de son expérience. Ses encouragements et aides, sa gentillesse ont été nécessaires au bon déroulement de mes travaux de recherche.

✓ **Mr. CHABOUR Nabil**, Professeur à l'université des frères Mentouri Constantine 1 et mon enseignant de graduation, qui a la bienveillance d'accepter examiner ce travail et de présider mon jury de soutenance malgré ses multiples occupations et ses nombreuses charges. Je le remercie pour sa disponibilité et lui exprime toute ma gratitude.

✓ **Mr. DEMDOUME Abd Essalame**, Professeur à l'université de Sétif 1 et aussi mon enseignant de graduation, pour l'honneur qu'il m'a fait de vouloir juger mon travail.

✓ Mes vives gratitude vont aussi à messieurs **DERIAS Tarek** et **KHEDIDJA Abdelhamid**, Maître de Conférences à l'université de Batna 2 qui ont bien voulu accepter d'examiner ce travail.

Je tiens également à exprimer toute ma reconnaissance à **Mr BOUDOUKHA Abd Errahmane**, professeur (maintenant en retraite) à l'université de Batna 2 et **Mr HAMED Younes** professeur à l'université de Sfax (Tunisie) pour ses aides précieuses en matière de documentations, d'orientations et conseils scientifiques. Cette thèse leur doit beaucoup à travers les discussions fructueuses que j'ai eu avec eux.

Ma reconnaissance à tous les habitants qui m'ont autorisé à accéder à leurs puits et forages pour effectuer les prélèvements d'eau et les mesures piézométriques, aux personnels techniques de la DRE de Batna pour leurs renseignements et différentes données sur la région d'étude. Aussi je remercie infiniment la gérante du laboratoire privé « **Horizon** » sis à Annaba pour la réalisation des analyses hydrochimiques.

Il m'est également très agréable de remercier l'ensemble des enseignants de graduation de l'université de Sétif et de Constantine, et les enseignants de post-graduation de l'université de de Batna, Je suis heureuse de leur témoigner ici toute ma reconnaissance et ma sympathie.

Dédicace

Mes plus vifs remerciements vont plus particulièrement à mes chers parents et frères, mon époux CHESTAH Wahid et mes filles RANA et RINED, qui ont supporté mes préoccupations et mon stress, et qui ont été à mes côtés dans les moments les plus difficiles, je leur dédie cette thèse.

DJB IMANE

Résumé

La présente étude traite de la vulnérabilité intrinsèque et le risque de pollution de la nappe mio-plio-quadernaire de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout (Nord-est de Batna), menacée par de nombreuses sources de contamination, soit naturelles (lessivage de gypse triasique et des évaporites des chotts), soit anthropiques (épandage d'engrais chimiques et de fumier, décharges sauvages, rejets d'eaux usées dans : les fosses septiques, oued El Madher et les chotts...etc.). Ces sources de pollution sont multipliées dans la région en dehors de toute mesure de protection de l'environnement, et en particulier des ressources en eau. Celles-ci sont exposées à des risques potentiels d'altération continue ou épisodique, et sont menacées davantage par l'insuffisance des volumes de recharge (causée par faible infiltration, forte évaporation et par une surexploitation des ressources en eaux souterraines qui a créé un inversement de l'écoulement souterrain). Tous les facteurs précités confèrent à l'eau un faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien d'une part. D'autre part, ils ont détérioré la qualité de 64% des eaux analysées, qui sont non appropriées à la consommation humaine, selon l'indice de qualité de l'eau (IQE), cependant, le calcul de l'indice de qualité de l'eau pour l'irrigation (IQEI) a révélé que 89% des eaux sont très convenables à l'usage agricole. Quant à la méthode utilisée pour évaluer le risque de pollution, elle s'appuie sur l'inventaire des dangers en tenant compte plusieurs paramètres, tels que la lithologie, la piézométrie et la recharge. Par ailleurs, l'estimation de la vulnérabilité intrinsèque établie par la méthode DRASTIC modifiée a permis de discriminer des zones de vulnérabilité extrêmement faibles à très faibles occupant respectivement 91% et 9 % de la superficie totale de la plaine. Alors que, la méthode GOD a montré des zones de faible et de moyenne vulnérabilité qui couvrent respectivement 61.7% et 38.3% de la surface cartographiée. Globalement, cette vulnérabilité s'accroît du centre de la plaine vers ses bordures. En se basant aux classes de vulnérabilité, l'approche COST action 620 a partagé l'intensité de risque en trois classes : moyenne, forte et très forte représentant successivement, 3%, 49% et 0.2% de la surface de la plaine. La classe d'un niveau de risque fort est représentée majoritairement par des terres cultivées et des zones de pâturage, tandis que, les fermes appartiennent à la classe de degré de risque très fort. Enfin, ces résultats forment un support aidant à la protection de la qualité des eaux et à la gestion efficace de la contamination des ressources en eaux souterraines de la zone d'étude.

Mots clés : Plaine Gadaïne - Ain Yaghout, Batna, chotts, engrais chimiques, fumier, fosses septiques, dangers, vulnérabilité intrinsèque, risque de pollution, DRASTIC, GOD, COST action 620.

Abstract

The present study treats the intrinsic vulnerability and the pollution's risk of the mio-plio-quadernary aquifer of Gadaïne - Ain Yaghout plain (North-East of Batna), threatened by many sources of contamination, either natural (leaching of triassic gypsum and chotts' evaporites), or anthropogenic (spreading of chemical fertilizers and manure, municipal waste, wastewater discharges into: septic tanks, wadi El Madher and chotts ... etc.).

These pollution sources are multiplied in the region without any measure of protection of the environment, and in particular water resources. These water resources are exposed to potential risks of continuous or episodic alteration, and are further threatened by insufficient recharge volumes (caused by low infiltration, high evaporation and over-exploitation of groundwater resources that caused an inversion of the underground flow).

All the aforementioned factors give to the water a chloride and sulphate calcium and magnesium facies on the one hand. On the other hand, they deteriorated the quality of 64% of analyzed waters, which are not suitable for human consumption, according to the water quality index (WQI), however, the calculation of the quality index Water for Irrigation (IQEI) revealed that 89% of the waters are very suitable for agricultural use.

As for the method used for risk of pollution assessment, it relies on the inventory of hazards taking into account several parameters, such as lithology, piezometry and recharge.

In addition, the estimation of the intrinsic vulnerability established by the modified DRASTIC method made it possible to discriminate between extremely weak and very weak zones of vulnerability occupying respectively 91% and 9% of the total area of the plain. While, the GOD method showed areas of low and medium vulnerability respectively covering 61.7% and 38.3% of the mapped area. Overall, this vulnerability is increasing from the center of the plain to its borders. Based on vulnerability classes, the COST Action 620 approach shared the risk intensity into three classes: medium, strong and very strong, representing successively, 3%, 49% and 0.2% of the plain surface. The class of a high risk level is represented mainly by cultivated land and pasture areas, while farms belong to the very high risk class.

Finally, these results form a support helping the protection of groundwater quality and effective management of contamination of the groundwater resources in the study area.

Key words: Gadaïne - Ain Yaghout plain, Batna, chotts, chemical fertilizers, manure, septic tanks, hazards, intrinsic vulnerability, pollution risk, DRASTIC, GOD, COST action 620.

ملخص

تتناول هذه الدراسة مدى حساسية وخطر تلوث المياه الجوفية لسهل غداين - عين ياقوت (شمال شرق باتنة) ، المهددة بعدد من مصادر التلوث، والتي قد تكون اما طبيعية (غسل الجبس الترياسي و الصخور الملحية المكونة للشطوط)، أو بشرية (كاستعمال الأسمدة الكيماوية والروث، رمي النفايات، تصريف مياه الصرف الصحي في خزانات الصرف الصحي و واد المعذر و الشطوط ... إلخ). تتضاعف مصادر التلوث في هذه المنطقة دون اتخاذ أي تدابير لحماية البيئة ولا سيما الموارد المائية التي تتعرض لمخاطر محتملة مستمرة أو مؤقتة، وهي مهددة بشكل أكبر بسبب عدم كفاية كمية المياه المزودة للخزانات الجوفية (الناجمة عن انخفاض التسرب، والتبخر الشديد والاستغلال المفرط للمياه الجوفية الذي عكس اتجاه تدفقها). جميع العوامل المذكورة أعلاه أكسبت الماء سحنة من نوع " كلوريرات وكبريتات الكالسيوم والمغنيسيوم" من ناحية. و من ناحية أخرى، فقد عملت على تدهور جودة 64 ٪ من المياه التي تم تحليلها فأصبحت غير مناسبة للاستهلاك البشري، وهذا وفقا لمؤشر جودة المياه (WQI) ، ومع ذلك فإن حساب مؤشر الجودة لمياه الري (IQEI) أشار الى أن 89 ٪ من المياه مناسبة جدا للسقي. أما بالنسبة للطريقة المستخدمة لتقييم خطر التلوث، فهي تعتمد على جرد المخاطر مع مراعاة العديد من المعايير، مثل طبيعة التركيبة الصخرية وعمق سطح المياه الجوفية و نسبة التسرب. بالإضافة إلى ذلك، فإن تقدير حساسية المياه الجوفية بطريقة (DRASTIC المعدلة) سمح بتمييز منطقتين بدرجتين مختلفتين من الحساسية احدهما منطقة حساسة للغاية والأخرى اقل حساسية ، تشغلان على التوالي 91٪ و 9٪ من المساحة الكلية للسهل. بينما أظهرت طريقة (GOD) وجود منطقة ذات درجة منخفضة واخرى متوسطة الحساسية تغطيان على التوالي 61.7 ٪ و 38.3 ٪ من المساحة الاجمالية. بشكل عام، تزداد مشكلة الحساسية هذه من مركز السهل إلى حدوده. اعتمادا على التقسيمات السالفة الذكر، وزعت طريقة (COST Action 620) شدة المخاطرة على ثلاث فئات: متوسطة وقوية وقوية جداً، تجسد على التوالي 3٪ و 49٪ و 0.2٪ من المساحة المدروسة. تمثل الفئة عالية المخاطر بشكل رئيسي من خلال الأراضي المزروعة ومناطق الرعي، في حين تنتمي المزارع إلى فئة المخاطر ذات الدرجة العالية جداً. أخيراً، تشكل هذه النتائج سند مهم في حماية تلوث موارد المياه الجوفية وإدارتها بشكل فعال في منطقة الدراسة.

الكلمات المفتاحية: سهل غداين - عين ياقوت، باتنة، الشطوط، الأسمدة الكيماوية، الروث، خزانات الصرف الصحي،

الأخطار، الحساسية، خطر التلوث، DRASTIC، GOD، COST Action 620.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION GENERALE	1
-----------------------------	---

PARTIE I : CARACTERISTIQUES DE LA PLAINE DE GADAÏNE – AIN YAGHOUT

CHAPITRE I : CADRE GENERAL DE LA ZONE D'ETUDE

I.1. Situation géographique	3
I.2. Géomorphologie.....	5
I.3. Réseau hydrographique	5
I.4. Climat	6
I.5. Végétation et agriculture	7
I.6. Elevage	8
I.7. Cadre socio-économique.....	9
I.8. Industrie et exploitation minière.....	10
Conclusion	11

CHAPITRE II : CONTEXTE GEOLOGIQUE

Introduction	12
II.1. La géologie régionale	12
II.1.1. Domaine interne.....	12
II.1.2. Domaine médium.....	13
II.1.3. Domaine externe.....	13
II.2. Géologie locale.....	16
II.2.1. Analyse litho- stratigraphique.....	16
II.2.1.1. Formations peu ou pas tectonisées.....	16
II.2.1.2. Ensemble allochtone sud Sétifien	17
II.2.1.3. Ensemble parautochtone et autochtone aurésien.....	17
II.2.1.4. Trias exotique ou extrusif.....	19
II.2.2. Evènements tectoniques.....	22
II.2.3. Structures géologiques de la région d'étude.....	23
II.2.4. Coupes géologiques.....	24
II.2.5. Paléogéographie	25
II.2.6. Les minerais de la région d'étude.....	25
Conclusion	26

CHAPITRE III : GEOPHYSIQUE

Introduction	28
III.1. Problèmes et objectifs de l'étude de la C.G.G	28
III.2. Travaux effectués	28
III.2.1. Répartition des sondages électriques	28
III.2.2. Echelle de résistivité.....	28
III.3. Examen des résultats et interprétation.....	28
III.3.1. Coupes géo-électriques.....	30
III.3.2. Carte de résistivité en ligne AB = 1000 m.....	30
III.3.3. Carte de résistivité en ligne AB = 3000 m.....	32
III.3.4. Carte des affleurements de surface.....	33
III.3.5. Carte du substratum.....	34
Conclusion	36

CHAPITRE IV : HYDROCLIMATOLOGIE

Introduction	37
IV.1. Aperçu sur zone d'étude	37
IV.2. Analyse des paramètres climatologiques.....	39
IV.2.1. Précipitations	39
IV.2.2. Température de l'air.....	49
IV.2.3. Humidité relative	52
IV.2.4. Vent.....	52
IV.2.5. Insolation	53
IV.2.6. Gelée blanche et neige.....	53
IV.2.7. Evaporation	54
IV.3. Représentation graphique du climat et indices climatiques.....	55
IV.3.1. Représentation graphique simple du climat « le climatogramme »	55
IV.3.2. Indices climatiques fondés sur les données de précipitations et/ou de températures.....	56
IV.4. Etude de l'évapotranspiration	64
IV.4.1. Méthodes empiriques d'estimation de l'évapotranspiration potentielle	65
IV.4.2. Estimation de l'évapotranspiration réelle (ETR)	71
IV.5. Bilan hydrologique	75
IV.5.1. Ruissellement superficiel	76
IV.5.2. Infiltration	76
Conclusion	76

CHAPITRE V : HYDROELOGIE

Introduction	78
V.1. Classification des aquifères.....	78
V.1.1. Principes de base de l'hydrogéologie.....	78
V.1.2. Structure hydrogéologique du système aquifère de la région de Gadaïne-Ain Yaghout.....	80
V.1.2.1. Aquifère superficiel d'âge Mio-Plio-Quaternaire	80
V.1.2.2. Complexe aquifère profond	81
V.2. Conditions aux frontières.....	82
V.3. Cartographie du système d'écoulement souterrain.....	84
V.3.1. Techniques d'analyse souterraine	88
V.3.1. 1. Piézométrie et direction d'écoulement des nappes	88
V.3.1. 2. Calcul du gradient hydraulique	95
V.3.1. 3. Mesure de la fluctuation de la nappe	95
V.4. Détermination des caractéristiques hydrodynamiques des aquifères.....	97
V.4.1. Mesures en laboratoires	97
V.4.2. Essais ponctuels en puits ou sondages	97
V.4.3. Pompages d'essai.....	97
V.4.3.1. Exécution d'un pompage d'essai.....	98
V.4.3.1.1. Procédés de mesure	98
V.4.3.1.2. Mesure des niveaux d'eau.....	99
V.4.3.1.3. Mesure du débit de pompage.....	99
V.4.3.1.4. Durée du pompage d'essai.....	99
V.4.3.1.5. Mise en forme des données.....	100
V.4.3.1.6. Interprétation des pompages d'essais.....	100
V.4.3.1.6.1. Formule de Theis (1935).....	101
V.4.3.1.6.2. Formule de Jacob - Cooper (1946).....	102
V.4.3.1.6.3. Exemple d'interprétation des pompages d'essais effectués dans le forage d'Ain Yaghout centre.....	103
V.4.3.1.6.4. Exemple d'interprétation des pompages d'essais effectués dans le forage de Gadaïne 1 bis.....	107
Conclusion.....	109

PARTIE II : CHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES ET VULNERABILITE INTRINSEQUE DE LA PLAINE DE GADAÏNE – AIN YAGHOUT

CHAPITRE VI : CARACTERISTIQUES HYDROCHIMIQUES

Introduction.....	111
VI.1. Matériels et méthodes d'analyse	112
VI.2. Analyse et interprétation des résultats.....	113
VI.2.1. Paramètres physiques.....	114
VI.2.1.1. Température (T°).....	115
VI.2.1.2. Conductivité électrique (CE).....	115
VI.2.1.3. Oxygène dissous.....	119
VI.2.1.4. Potentiel d'Hydrogène (pH).....	121
VI.2.2. Paramètres chimiques (éléments majeurs).....	122
VI.2.2.1. Eléments majeurs.....	122
VI.2.2.1.1. Calcium (Ca ²⁺).....	123
VI.2.2.1.2. Magnésium (Mg ²⁺).....	124
VI.2.2.1.3. Sodium (Na ⁺)	124
VI.2.2.1.4. Potassium (K ⁺).....	126
VI.2.2.1.5. Chlorure (Cl ⁻).....	126
VI.2.2.1.6. Sulfates (SO ₄ ²⁻).....	128
VI.2.2.1.7. Bicarbonates (HCO ₃ ⁻).....	130
VI.2.2.2. Produits azotés et phosphorés.....	130
VI.2.2.2.1. Nitrates (NO ₃ ⁻) et nitrites (NO ₂ ⁻)	131
VI.2.2.2.2. Ammonium (NH ₄ ⁺).....	135
VI.2.2.3. Métaux lourds	140
VI.2.2.3.1. Zinc (Zn ²⁺).....	140
VI.2.2.3.2. Cuivre (Cu ²⁺).....	142
VI.2.2.3.3. Fer (Fe ²⁺).....	144
VI.2.2.3.4. Cadmium (Cd ²⁺).....	146
VI.2.2.3.5. Strontium (Sr ²⁺).....	148
VI.3. Représentation simplifiée des caractéristiques chimiques des eaux.....	151
VI.3.1. Diagramme de faciès chimique représente un seul échantillon d'eau (Stabler).....	151
VI.3.2. Diagrammes de faciès chimique pouvant représenter plusieurs échantillons d'eau simultanément	153
VI.3.2.1. Diagramme de Piper.....	153
VI.3.2.2. Diagramme de Schöeller-Berkaloff.....	154
VI.3.2.3. Diagramme de Chadha.....	156
VI.4. Analyse statistique multivariable (application de l'ACP).....	158
VI.4.1. Principe général de l'ACP.....	159
VI.4.2. Corrélations.....	159
VI.4.3. Etude des individus.....	159
VI.4.4. Ajustement du nuage des individus.....	161
VI.4.5. Etude des variables.....	162
VI.4.6. Interprétation des résultats.....	162
VI.4.7. Application de l'A.C.P sur les paramètres physico-chimiques des eaux souterraines de l'aquifère Mio-Plio-Quaternaire de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout.....	163
Conclusion.....	169

CHAPITRE VII : MECANISMES DE MINERALISATION DES EAUX SOUTERRAINES

Introduction.....	172
VII.1. Calcul des indices de saturation vis-à-vis des phases minérales.....	173
VII.1.1. Saturation vis-à-vis des minéraux carbonatés.....	173

VII.1.2. Saturation vis-à-vis des minéraux évaporitiques.....	174
VII.2. Échange ionique.....	177
VII.3. Interaction eau-roche.....	181
VII.4. Diagrammes binaires expliquant l'origine des éléments et les processus chimiques dominants.....	182
VII.4.1. Relation des anions et des cations en fonction de la conductivité électrique.....	182
VII.4.2. Relation entre $\text{HCO}_3^- / (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$ et la conductivité électrique.....	183
VII.4.3. Diagrammes $(\text{Na}^+/\text{Cl}^-)$ et $(\text{Na}^+/\text{Cl}^-)$ en fonction de la conductivité.....	184
VII.4.4. Diagrammes $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) = f(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$	185
VII.4.5. Diagramme $(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}) = f(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$	186
VII.4.6. Rapport $\text{Mg}^{2+} / \text{Ca}^{2+}$	187
VII.4.7. Relation entre Ca^{2+} et SO_4^{2-} , HCO_3^- , $(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$	188
VII.4.8. Relations de Sr^{2+} avec les Ca^{2+} , HCO_3^- et SO_4^{2-}	189
VII.4.9. Autres relations indiquant l'effet anthropique.....	191
Conclusion.....	192

CHAPITRE VIII : EVALUATION DE LA QUALITE DES EAUX

Introduction.....	195
VIII.1. Évaluation de l'indice de qualité des eaux (IQE).....	195
VIII.2. État de la qualité des eaux en vue d'un usage agricole.....	199
VIII.2.1. Salinité	199
VIII.2.2. Sodium	200
VIII.2.3. Rapport d'adsorption du sodium (SAR)	201
VIII.2.3.1. Richards (Riverside).....	202
VIII.2.3.2. Alcalinité résiduelle des eaux	205
VIII.2.4. Alcalinité et dureté	208
VIII.2.4.1. Alcalinité	208
VIII.2.4.2. Dureté	209
VIII.2.5. Indice de perméabilité (IP)	210
VIII.2.4.6. Risque de magnésium (RM).....	211
VIII.2.4.7. Concentration en éléments qui peuvent être toxiques	211
VIII.2.4.8. pH de l'eau d'irrigation.....	212
VIII.3. Évaluation de l'indice de qualité des eaux d'irrigation (IQEI).....	213
Conclusion.....	216

CHAPITRE IX : VULNERABILITE INTRINSEQUE A LA POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES

Introduction.....	218
VIII.1. Vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines.....	218
VIII.2. Relations des caractéristiques du milieu avec les paramètres.....	220
VIII.2.1. Recharge.....	220
VIII.2.2. Caractéristiques/type de sol.....	220
VIII.2.3. Profondeur à la nappe.....	221
VIII.2.4. Topographie.....	221
VIII.2.5. Zone vadose.....	221
VIII.2.6. Type d'aquifère.....	222
VIII.2.7. Conductivité hydraulique.....	222
VIII.2.8. Matériaux géologiques.....	222
VIII.2.9. Bilan hydrologique.....	222
VIII.2.10. Caractéristiques se référant aux propriétés chimiques.....	223
VIII.2.11. Drainage.....	223
VIII.2.12. Taille de l'aquifère.....	223
VIII.3. Types de concepts et techniques d'estimation de la vulnérabilité.....	223
VII.3.1. Méthodes paramétriques avec indices superposables.....	224

VIII.3.2. Méthodes par modélisation physique (mathématiques-numérique) et méthodes statistiques (prévisionnelles).....	224
VIII.4. Vulnérabilité de l'aquifère « Mio-Plio-Quaternaire » de Gadaïne - Ain Yaghout.....	225
VIII.4.1. Méthode DRASTIC modifiée (DRIST) : méthodologie et paramètres.....	225
VIII.4.1.2. Résultats de l'étude de vulnérabilité selon la méthode DRASTIC modifiée.....	228
VIII.4.1.2.1. Profondeur de la nappe (D).....	228
VIII.4.1.2.2. Recharge de l'aquifère.....	228
VIII.4.1.2.3. Nature de la zone non saturée (zone vadose).....	230
VIII.4.1.2.4. Nature du sol.....	230
VIII.4.1.2.4. Topographie (pente).....	231
VIII.4.2.5. Carte de vulnérabilité à la pollution selon la méthode de DRASTIC modifié.....	232
VII.4.2. Méthode GOD : méthodologie et paramètres	233
VIII.4.2.1. Résultats de l'étude de vulnérabilité de la nappe selon la méthode GOD.....	235
VIII.4.1.2.1. Type de nappe ou d'aquifère (Ca).....	235
VIII.4.1.2.3. Lithologie de l'aquifère (Cl).....	235
VIII.4.1.2.3. Profondeur de la nappe (Cd).....	236
VIII.4.1.2.4. Carte de vulnérabilité à la pollution selon la méthode de GOD.....	236
Conclusion	239

CHAPITRE X : EVALUATION DU RISQUE DE POLLUTION AGRICOLE DES EAUX SOUTERRAINES

Introduction.....	240
X.1. Définition du risque et de danger.....	240
X.2. Evaluation des risques.....	241
X.2.1. Réalisation de la carte des dangers.....	242
X.2.2. Réalisation de la carte de vulnérabilité intrinsèque.....	246
X.2.3. Réalisation de la carte de l'intensité de risque.....	247
X.3. Evaluation de l'indice de risque de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout.....	248
Conclusion.....	252

CONCLUSION GENERALE	253
----------------------------------	-----

RECOMMANDATIONS	255
------------------------------	-----

BIBLIOGRAPHIE

ANNEXES

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE I : CADRE GENERAL DE LA ZONE D'ETUDE

Figure I.1 : Situation de la zone d'étude dans les principaux ensembles géomorphologique du Nord de l'Algérie	3
Figure I.2 : Carte de situation géographique de la zone d'étude	4
Figure I.3 : Communes appartenant à la zone d'étude	5
Figure I.4 : Réseau hydrographique de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout	6
Figure I.5 : Carte d'occupation du sol de l'année 2009.....	7

CHAPITRE II : CONTEXTE GEOLOGIQUE

Figure II.1 : Carte structurale schématique de la chaîne des Mghrèbides, (D. Delga, 1969).....	14
Figure II.2 : Coupe simplifiée montrant les différentes unités de la chaîne alpine de l'Algérie nord orientale (Durand Delga, 1969)... ..	15
Figure II.3 : Esquisse géologique de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout. (J.M.Vila, 1977).....	20
Figure II.4 : Schéma structural simplifié de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout)	24
Figure II.5 : Coupes géologiques interprétatives (J.M.Vila, 1977).....	25

CHAPITRE III : GEOPHYSIQUE

Figure III.1 : Carte de situation des sondages électriques (C.G.G., 1969).....	29
Figure III.2 : Coupes géoélectriques (profils E, G, I, K et N), (C.G.G., 1969)	31
Figure III.3 : Carte de résistivité en ligne (AB = 1000 m), (C.G.G., 1969).....	32
Figure III.4 : Carte de résistivité en ligne (AB = 3000 m), (C.G.G., 1969).....	33
Figure III.5 : Carte des affleurements de surface	34
Figure III.6 : Carte des affleurements du substratum (C.G.G., 1969)	35

CHAPITRE IV : HYDROCLIMATOLOGIE

Figure IV.1 : Carte des bassins versants de la région hydrographique « C.S.M ».....	38
Figure IV.2 : Carte de sous bassins des Hauts Plateaux Constantinois (07).....	38
Figure IV.3 : Variation mensuelle des précipitations moyennes aux stations d'Ain Yaghout et de l'aéroport de Batna	42
Figure IV.4 : Variation saisonnière des précipitations moyennes aux stations d'Ain Yaghout et de l'aéroport de Batna	43
Figure IV.5 : Coefficient de variation pour les stations d'Ain Yaghout et de l'aéroport de Batna...	43
Figure IV.6 : Extrait de la carte pluviométrique de l'Algérie du Nord (D'après l'A.N.R.H, 1993).	44
Figure IV.7 : Précipitations annuelles aux stations d'Ain Yaghout et de l'aéroport de Batna.....	45
Figure IV.8 : Calcul de la lame d'eau précipitée par la méthode de THIESSEN.....	47
Figure IV.9 : Calcul de la lame d'eau précipitée par la méthode des isohyètes.....	48
Figure IV.10 : Variation des températures moyennes mensuelles de la station de l'aéroport de Batna (1989-2011)... ..	50
Figure IV.11 : Variation des températures moyennes interannuelles de la station de l'aéroport de Batna (1989-2011)	51
Figure IV.12 : Carte des températures moyennes annuelles de l'Est algérien. (Etablie par l'ANRH, 2002).....	51

Figure IV.13 : Climatogramme de la station de l'aéroport de Batna	56
Figure IV.14 : Diagramme de De Martonne.....	58
Figure IV.15 : Diagramme ombrothermique de la station de l'aéroport de Batna.....	59
Figure IV.16 : Combinaison du climatogramme avec le seuil de sécheresse (Station de l'aéroport de Batna).....	59
Figure IV.17 : Climatogramme d'Emberger.....	61
Figure IV.18 : Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien (D'après M. Côte, 1998).....	63
Figure IV.19 : Schéma simplifié expliquant la différence entre l'ETP et l'ETR.....	64
Figure IV.20 : Valeurs mensuelles de l'ETP estimées par différentes formules.....	70
Figure IV.21 : Représentation graphique du bilan de Thornthwaite de la station de l'aéroport.....	73
Figure IV. 22 : Abaque de Wundt modifié par Coutagne.....	74
Figure IV.23 : Abaque de Verdeil.....	74
Figure IV.24 : Schéma du bilan hydrique.....	75

CHAPITRE V : HYDROELOGIE

Figure V.1 : Écoulement de l'eau souterraine dans un système aquifère comprenant une nappe libre, une nappe perchée et une nappe captive (modifiée de Castany et Margat, 1977).....	80
Figure V.2 : Carte des conditions aux frontières de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout	83
Figure V.3 : Les étapes de la cartographie hydrogéologique	86
Figure V.4 : Carte d'inventaire des points d'eau captant les nappes de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.....	87
Figure V.5 : Carte piézométrique de la nappe superficielle de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout, (campagne Mai 2015).....	89
Figure V.6 : Profils piézométriques (1 et 2) réalisés au centre de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout, (campagne Mai 2015).....	90
Figure V.7 : Profils piézométriques (3 et 4) réalisés au Nord-Est de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout, (campagne Mai 2015).....	90
Figure V.8 : Carte piézométrique de la nappe superficielle de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout, (campagne Octobre 2015).....	90
Figure V.9 : Carte piézométrique de la nappe profonde de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout, (campagne Mai 2015).....	92
Figure V.10 : Carte piézométrique de la nappe profonde de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout, (campagne Octobre 2015).....	93
Figure V.11 : Carte isobathe de la nappe du Mio-Plio-Quaternaire, (campagne Octobre 2015).....	94
Figure V.12 : Profils piézométriques (5, 6 et 7) réalisés au niveau de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout, (campagnes de Novembre 2012, Octobre 2015 et Juin 2018).....	96
Figure V.13 : Courbe de descente du palier n° 1, « cas du forage d'Ain Yaghout centre ».....	105
Figure V.14 : Courbe de remontée du palier n° 1, « cas du forage d'Ain Yaghout centre ».....	105
Figure V.15 : Courbe de descente du palier n° 2, « cas du forage d'Ain Yaghout centre ».....	106
Figure V.16 : Courbe de remontée du palier n° 2, « cas du forage d'Ain Yaghout centre ».....	106
Figure V.17 : Courbe de descente du palier n° 3, « cas du forage d'Ain Yaghout centre ».....	107
Figure V.18 : Courbe de remontée du palier n° 3, « cas du forage d'Ain Yaghout centre ».....	107
Figure V.19 : Courbe de descente « cas du forage de Gadaïne 1 bis ».....	108
Figure V.20 : Courbe de remontée « cas du forage de Gadaïne 1 bis ».....	108

**PARTIE II : CHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES ET VULNERABILITE
INTRINSEQUE DE LA PLAINE DE GADAÏNE – AIN YAGHOUT.**

CHAPITRE VI : CARACTERISTIQUES HYDROCHIMIQUES

Figure VI.1 : Carte d'échantillonnage des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.....	113
Figure VI.2 : Variation de la conductivité électrique des eaux de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).	117
Figure VI.3 : Variation de la minéralisation des eaux de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).	118
Figure VI.4 : Variation de la salinité estimée des sols de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout, (Selon Bouhata R., 2015).....	119
Figure VI.5 : Variation de l'oxygène dissous des eaux souterraines (Juin 2018).	120
Figure VI.6 : Variation du (Ca^{2+}) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).....	123
Figure VI.7 : Variation du (Na^+) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).....	125
Figure VI.8 : Variation du (Cl^-) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).....	128
Figure VI.9 : Variation du (NO_2^-) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).....	135
Figure VI.10 : Variation du (NH_4^+) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).....	138
Figure VI.11 : Variation du (Zn^{2+}) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).	141
Figure VI.12 : Variation du (Cu^{2+}) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).....	143
Figure VI.13 : Variation du (Fe^{2+}) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).....	145
Figure VI.14 : Variation du (Cd^{2+}) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).....	148
Figure VI.15 : Variation du (Sr^{2+}) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).....	150
Figure VI.16 : Diagramme de Stabler des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout (Juin 2018).....	152
Figure VI.17 : Diagramme de piper des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout (Juin 2018).....	154
Figure VI.18 : Diagramme de Schöeller-Berkaloff des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout (Juin 2018).....	155
Figure VI.19 : Diagramme de Schöeller-Berkaloff des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout, Juin 2018 (suite).....	156
Figure VI.20 : Diagramme de Chadha pour les eaux souterraines de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout (Juin 2018).....	158
Figure VI.21 : Variance exprimée par différentes dimensions.....	165
Figure VI.22 : Répartition des individus sur le plan factoriel (F1-F2).....	165
Figure VI.23 : Cercle de corrélation des variables.....	166

CHAPITRE VII : MECANISMES DE MINERALISATION DES EAUX SOUTERRAINES

Figure VII.1 : Variation de l'indice de saturation vis-à-vis des minéraux carbonatés et évaporitiques.....	175
Figure VII.2 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis la calcite en fonction de la concentration de Ca+HCO ₃	176
Figure VII.3 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis l'aragonite en fonction de la concentration de Ca+HCO ₃	176
Figure VII.4 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis la dolomite en fonction de la concentration de Ca+Mg+HCO ₃	176
Figure VII.5 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis la strontianite en fonction de la concentration de Sr+HCO ₃	176
Figure VII.6 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis la halite en fonction de la concentration de Na+Cl.....	177
Figure VII.7 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis la célestite en fonction de la concentration de Sr+SO ₄	177
Figure VII.8 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis le gypse en fonction de la concentration de Ca+SO ₄	177
Figure VII.9 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis l'anhydrite en fonction de la concentration de Ca+SO ₄	177
Figure VII.10 : Indices Chloro-Alcalins (C.A.I. 1 et C.A.I. 2) indiquant le processus d'échange ioniques.....	180
Figure VII.11 : Mise en évidence des échanges de base avec les minéraux argileux dans l'aquifère de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout.....	180
Figure VII.12 : Comparaison des concentrations de (Ca ²⁺ + Mg ²⁺) par rapport à celles du HCO ₃ ⁻	181
Figure VII.13 : Digramme de Gibbs pour les cations.....	182
Figure VII.14 : Digramme de Gibbs pour les anions.....	182
Figure VII.16 : Relation des éléments majeurs en fonctions de la conductivité électrique.....	183
Figure VII.17 : Relation HCO ₃ ⁻ / (Cl ⁻ + SO ₄ ²⁻) = f (CE).....	184
Figure VII.18 : Relation Na ⁺ en fonction Cl ⁻ des eaux souterraines.....	185
Figure VII.19 : Relation Na ⁺ /Cl ⁻ en fonction de la conductivité électrique des eaux souterraines.	185
Figure VII.20 : Relation (Na ⁺ + K ⁺) = f (Ca ²⁺ + Mg ²⁺).....	186
Figure VII.21 : Relation (HCO ₃ ⁻ + SO ₄ ²⁻) = f (Ca ²⁺ + Mg ²⁺).....	187
Figure VII.22 : Relation Mg ²⁺ en fonction Ca ²⁺	188
Figure VII.23 : Relation Ca ²⁺ = f (SO ₄ ²⁻).....	189
Figure VII.24 : Relation Ca ²⁺ = f (HCO ₃ ⁻).....	189
Figure VII.25 : Relation Ca ²⁺ = f (HCO ₃ ⁻ + SO ₄ ²⁻).....	189
Figure VI.26 : Relation Sr ²⁺ = f (Ca ²⁺).....	190
Figure VII.27 : Relation Sr ²⁺ = f (HCO ₃ ⁻).....	190
Figure VII.28 : Relation Sr ²⁺ = f (SO ₄ ²⁻).....	190
Figure VII.29 : Relation NH ₄ ⁺ = f (SO ₄ ²⁻).....	191
Figure VII.30 : Relation NH ₄ ⁺ = f (NO ₃ ⁻).....	191
Figure VII.31 : Relation NO ₃ ⁻ = f (PO ₄ ⁻).....	192
Figure VII.32 : Relation NH ₄ ⁺ = f (Cl ⁻).....	192
Figure VII.33 : Relation Cl ⁻ = f (K ⁺).....	192

CHAPITRE VIII : EVALUATION DE LA QUALITE DES EAUX

Figure VIII.1 : Classification des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout selon l'IQE.....	198
Figure VIII.2 : Pourcentage et classes des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout selon l'IQE.....	198
Figure VIII.3 : Aptitude des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout à l'irrigation selon le diagramme de Richards.....	205
Figure VIII.4 : Présentation schématique des principales voies de salinisation des sols (Marlet et Job, 2006).....	207
Figure VIII.5 : Voies principales de l'évolution chimique des parcelles irriguées par les eaux de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.....	208
Figure VIII.6 : Classification des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout selon l'IQEI.....	215

CHAPITRE VII : VULNERABILITE A LA POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES

Figure VII.1 : Bilan hydrologique (modifiée à partir de Domenico et Schwartz, 1990).....	223
Figure VII.2 : Carte de la profondeur de la nappe et des indices correspondants.....	229
Figure VII.3 : Carte de la recharge de l'aquifère et de l'indice correspondant.....	229
Figure VII.4 : Carte de la zone vadose et de l'indice correspondant.....	230
Figure VII.5 : Carte de nature du sol et de l'indice correspondant.....	231
Figure VII.6 : Carte de pente de la zone d'étude.....	232
Figure VII.7 : Carte de vulnérabilité à la pollution de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout, (selon la méthode DRASTIC modifiée).....	233
Figure VII.8 : Carte de type de nappe et de l'indice correspondant.....	235
Figure VII.9 : Carte de lithologie de l'aquifère et son indice correspondant.....	236
Figure VII.10 : Carte des profondeurs de la nappe et leurs indices correspondants.....	237
Figure VII.11 : Carte de vulnérabilité à la pollution de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout, (selon la méthode GOD).....	238

CHAPITRE X : EVALUATION DU RISQUE DE POLLUTION AGRICOLE DES EAUX SOUTERRAINES

Figure X.1 : Etapes de réalisation d'une carte de dangers.....	242
Figure X.2 : Diagramme de l'intensité de risque.....	247
Figure X.3 : Carte de dangers non classifiés.....	249
Figure X.4 : Carte de dangers classifiés.....	250
Figure X.5 : Carte d'intensité de risque.....	251

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I : CADRE GENERAL DE LA ZONE D'ETUDE

Tableau.I.1 : Nombre des têtes de bestiaux.....	8
Tableau.I.2 : Les constructions agricoles de la commune d'Ain Yaghout.....	8
Tableau.I.3 : Les troupeaux des nomades.....	8
Tableau.I.4 : Population d'Ain Yaghout.....	9
Tableau.I.5 : Type d'ouvrage d'alimentation de l'agglomération d'Ain Yaghout.....	9
Tableau.I.6 : Besoins en eaux à Ain Yaghout	9
Tableau.I.7 : Réseau d'assainissement de l'agglomération d'Ain Yaghout.....	10
Tableau. I.8 : Industrie présente dans l'agglomération d'Ain Yaghout.....	10

CHAPITRE II : CONTEXTE GEOLOGIQUE

Tableau II.1 : Colonne lithostratigraphique et hydrogéologique de la zone d'étude	21
---	----

CHAPITRE III : GEOPHYSIQUE

Tableau III.1 : Echelle de résistivité	29
--	----

CHAPITRE IV : HYDROCLIMATOLOGIE

Tableau IV.1 : Coordonnées Lambert et internationales des stations météorologiques.....	39
Tableau IV.2: Répartition mensuelle et saisonnière des précipitations moyennes à la station d'Ain Yaghout. Série ancienne de P. Seltzer (1913 - 1938).....	40
Tableau IV.3: Répartition mensuelle et saisonnière des précipitations moyennes aux stations d'Ain Yaghout et de l'aéroport de Batna (1989-2011).....	42
Tableau IV.4 : Application de la méthode arithmétique	46
Tableau IV.5 : Application de la méthode de Thiessen	47
Tableau IV.6 : Application de la méthode des isohyètes	48
Tableau IV.7 : Températures moyennes pour la station de l'aéroport de Batna (1989-2011).....	50
Tableau IV.8 : Moyenne mensuelle et annuelle de l'humidité relative à la station de l'aéroport de Batna	52
Tableau IV.9 : Vitesse moyenne mensuelle et annuelle du vent à la station de l'aéroport de Batna..	52
Tableau IV.10 : Valeur moyenne mensuelle et annuelle de l'insolation à la station de l'aéroport de Batna	53
Tableau IV.11 : Valeurs moyennes mensuelles de la gelée blanche à la station de l'aéroport de Batna.....	53
Tableau IV.12 : Valeurs moyennes mensuelles de la neige à la station de l'aéroport de Batna	53
Tableau IV.13 : Evaporation moyenne mensuelle à la station de l'aéroport de Batna	55
Tableau IV.14 : Indice d'aridité mensuel de De Martonne à la station de l'aéroport de Batna.....	58
Tableau IV.15 : Types de régime selon le rapport P/T.....	62
Tableau IV.16 : Valeurs du rapport P/T à la station de l'aéroport.....	62
Tableau IV.17 : Coefficient pluviométrique à la station de l'aéroport de Batna.....	63
Tableau IV.18 : ETP mensuelle calculée par la formule de Thornthwaite à la station de l'aéroport de Batna.....	66
Tableau IV.19 : ETP mensuelle calculée par la formule de Turc à la station de l'aéroport de	67

Batna.....	
Tableau IV.20 : ETP mensuelle calculée par la formule de Bouchet à la station de l'aéroport de Batna.....	68
Tableau IV.21 : ETP mensuelle calculée par l'équation de Penman-Monteith-FAO à la station de l'aéroport.....	69
Tableau IV.22 : Bilan hydrique d'après Thornthwaite à la station de l'aéroport de Batna.....	72
Tableau IV.23 : Valeurs de l'ETR estimée par différentes méthodes.....	75

CHAPITRE V : HYDROELOGIE

Tableau V.1 : Calcul de la transmissivité pour différents paliers parla méthode de Cooper-Jacob (Cas du forage d'Ain Yaghout centre).....	104
---	-----

PARTIE II : CHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES ET VULNERABILITE INTRINSEQUE DE LA PLAINE DE GADAÏNE - AIN YAGHOUT

CHAPITRE VI : CARACTERISTIQUES HYDROCHIMIQUES

Tableau VI.1 : Modes opératoires des analyses physico-chimiques réalisées en laboratoire.....	112
Tableau VI.2 : Statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines...	114
Tableau VI.3 : Statistiques descriptives des éléments azotés, phosphorés et métalliques en traces des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout (Juin 2018).....	131
Tableau VI.4 : Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout.....	164
Tableau VI.5 : Inertie des deux premiers axes factoriels.....	164
Tableau VI.6 : Corrélations entre les variables et les facteurs.....	166
Tableau VI.7 : Cosinus carrés des observations.....	167
Tableau VI.8 : Contributions des observations (%).....	167
Tableau VI.9 : Contributions des variables (%).....	168

CHAPITRE VII : MECANISMES DE MINERALISATION DES EAUX SOUTERRAINES

Tableau VII.1 : Matrice de corrélation entre différents éléments.....	182
---	-----

CHAPITRE VIII : EVALUATION DE LA QUALITE DES EAUX

Tableau VIII.1 : Pondération des paramètres de qualité.....	196
Tableau VIII.2 : Classification des eaux basée sur les valeurs IQE (Ramakrishnaiah et al., 2009).	197
Tableau VIII.3 : Classification de la salinité des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.....	200
Tableau VIII.4 : Classification du pourcentage du sodium (Na%) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.....	201
Tableau VIII.5 : Classification du rapport d'adsorption du sodium (SAR) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.....	203
Tableau VIII.6 : Classification des eaux par degrés d'aptitude à l'irrigation par la méthode du Richards (Louvrier, 1976).....	204
Tableau VIII.7 : Degré relatif de duresité de l'eau selon la quantité de carbonate de calcium.....	210

Tableau VIII.8 : Classification des eaux souterraine de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout selon l'indice de perméabilité.....	211
Tableau VIII.9 : Directives pour l'interprétation de la qualité d'une eau d'irrigation.....	213
Tableau VIII.10 : Classification des paramètres de l'indice de qualité des eaux d'irrigation (IQEI).	214
Tableau VIII.11 : Classification de l'indice de qualité des eaux pour l'irrigation (IQEI).....	215

CHAPITRE VII : VULNERABILITE A LA POLLUTION CHIMIQUE DES EAUX SOUTERRAINES

Tableau VII.1 : Avantages et inconvénients des trois types principaux de méthodes d'estimation...	225
Tableau.VII.2 : Facteur de pondération et notations accordées aux paramètres de la méthode DRIST, (Aller et al, 1987).....	227
Tableau VII.3 : Indice DRIST, description de la vulnérabilité et sa couleur correspondante, (Aller et al., 1987).....	228
Tableau VII.4 : Pourcentage des classes de pente.....	232
Tableau VII.5 : Cotations accordées aux paramètres de la méthode GOD, (Adams et Foster, 1992).....	234
Tableau VII.6 : Intervalles des valeurs de l'Indice GOD et classes correspondantes, (Adams et Foster, 1992).....	234

CHAPITRE X : EVALUATION DU RISQUE DE POLLUTION AGRICOLE DES EAUX SOUTERRAINES

Tableau XI.1 : Facteurs de pondération pour différents dangers (modifié par Zwahlen, 2004).....	244
Tableau XI.2 : Facteur de classification de différents types de danger.....	246
Tableau XI.3 : Classes d'indice de danger.....	246
Tableau X.4 : Classification de la carte de risque.....	247

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Dans le monde, la nouvelle politique environnementale vise à protéger et à sauvegarder les ressources en eaux dans leurs gisements, avant qu'elles ne soient contaminées. Pour cet effet, il est indispensable d'examiner la vulnérabilité intrinsèque à la pollution des aquifères pour une bonne qualité et gestion des ressources en eau. L'évaluation de l'intensité de risque de pollution s'avère donc importante.

Notre zone d'étude, la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout (Nord-est de Batna, Algérie), appartient à un domaine semi-aride dont les eaux souterraines de l'aquifère mio-plio-quadernaire, sont touchées par le phénomène de salinisation.

Dans les terres arides et semi arides, le processus de salinisation est plus marqué par des températures élevées durant presque toute l'année, du drainage restreint et de l'insuffisance des précipitations pour lixivier les sels solubles du sol (FAO, 2005).

Les sols de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout ne font pas aussi exception de cette salinisation. Néanmoins, le lessivage de ces sols, par les précipitations, accompagné par une forte évaporation et un pompage intensif ont conditionné la charge saline de la nappe phréatique.

En plus de la salinisation, les impacts anthropiques sur les systèmes d'eau souterraine ont nettement augmenté au cours des 50 dernières années (IAH, 2016) et ont détérioré la qualité des eaux souterraines dans de nombreuses régions du monde. Dans notre région d'étude, les ressources en eaux souterraines sont menacées par la contamination par les nitrates à cause de l'utilisation excessive des fertilisants chimiques et de fumier ainsi de l'irrigation par inondation. Aussi bien que, d'autres contaminants peuvent provenir des rejets des eaux usées (urbaines et industrielles) non traitées dans le milieu physique (oueds, chotts et fosses septiques), on pense par conséquent, que la qualité des eaux souterraines ne soit plus aux normes de potabilité mais également pour l'irrigation, dans un avenir proche.

La présente thèse vient s'ajouter à d'autres travaux scientifiques en examinant, d'une part, la qualité des eaux souterraines, et d'autre part, la réalisation d'une cartographie de la vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère superficiel et de l'intensité de risque à la pollution de ces eaux.

Notre recherche se veut une contribution de réponse aux questions suivantes :

- Quel est l'état actuel de la composition et de la qualité chimique des eaux souterraines de l'aquifère mio-plio-quadernaire ?
- Quel est l'influence des facteurs d'origine naturelle et anthropique sur la qualité des eaux souterraines ? Et par conséquent, quels sont les mécanismes régissant la minéralisation de ces eaux ?

- Quel est le degré de vulnérabilité des aquifères à la pollution ?
- Quelle est l'intensité de risque de pollution des eaux de la région ?

Pour répondre à ces préoccupations, nous avons adopté la méthodologie suivante :

1. Un aperçu géographique et socio-économique de la région de Gadaïne - Ain Yaghout ;
2. Une synthèse des études géologiques consistera à définir la lithologie des formations constituant la région et les classer selon leur susceptibilité d'être aquifère. Un cadre structural et des différentes phases tectoniques et paléogéographiques affectant la région d'étude ont été aussi abordés dans ce chapitre.
3. Pour compléter ou confirmer l'étude géologique, une interprétation des résultats de la prospection électrique a pour objectif la détermination des zones susceptibles d'être aquifères, leur extension et leur composition lithologique qui pourrait influencer sur le chimisme de la nappe.
4. Une évaluation des apports d'eau participant à l'alimentant et au renouvellement des réserves d'eau souterraine, a été réalisé à travers le calcul des différents paramètres climatiques (précipitation, température, évaporation...etc.), l'estimation de l'évapotranspiration potentiel par des approches empiriques (Thornthwaite, Turc, Bouchet, Penman-Monteith-F.A.O) et le calcul de l'évapotranspiration réelle par diverses méthodes (bilan de Thornthwaite, formule de Turc, Coutagne, Wundt et Verdeil). Dans le but de définir le climat de la plaine, une représentation graphique du climat et de différents indices climatiques ont été utilisés.
5. Une étude hydrogéologique afin de définir les différents aquifères et d'analyser l'état spatio-temporel de la piézométrie ainsi d'évaluer les paramètres hydrodynamiques de l'aquifère profond par la méthode de Theis et celle de Cooper-Jacob.
6. L'examen des résultats des analyses physico-chimiques permet de définir l'origine des éléments à analyser, au moyen de l'étude statistique multidimensionnelle (ACP) en complément de l'approche hydrochimique classique et à l'aide des diagrammes binaires, ainsi, de déterminer le faciès chimique des eaux souterraines (par : Stabler, Piper, Schöeller-Berkaloff et Chadha). En outre, savoir les différents mécanismes d'acquisition de la minéralisation des eaux souterraines (indice de saturation, échange ionique, interaction eau-roche) a été abordé. Il a été également apprécié la qualité des eaux souterraines du point de vue potabilité (calcul de l'IQE) et aptitude à l'irrigation (calcul de l'IQEI).
7. Cartographie de la vulnérabilité intrinsèque à la pollution des eaux souterraines de la plaine d'étude par deux méthodes qui sont DRASTIC et GOD.
8. Enfin, appréciation de l'intensité de risque à la pollution des eaux souterraines, en adoptant une technique européenne dite « COST action 620 ».
9. Le manuscrit s'achève par une conclusion générale et recommandations.

CADRE GENERAL DE LA ZONE D'ETUDE

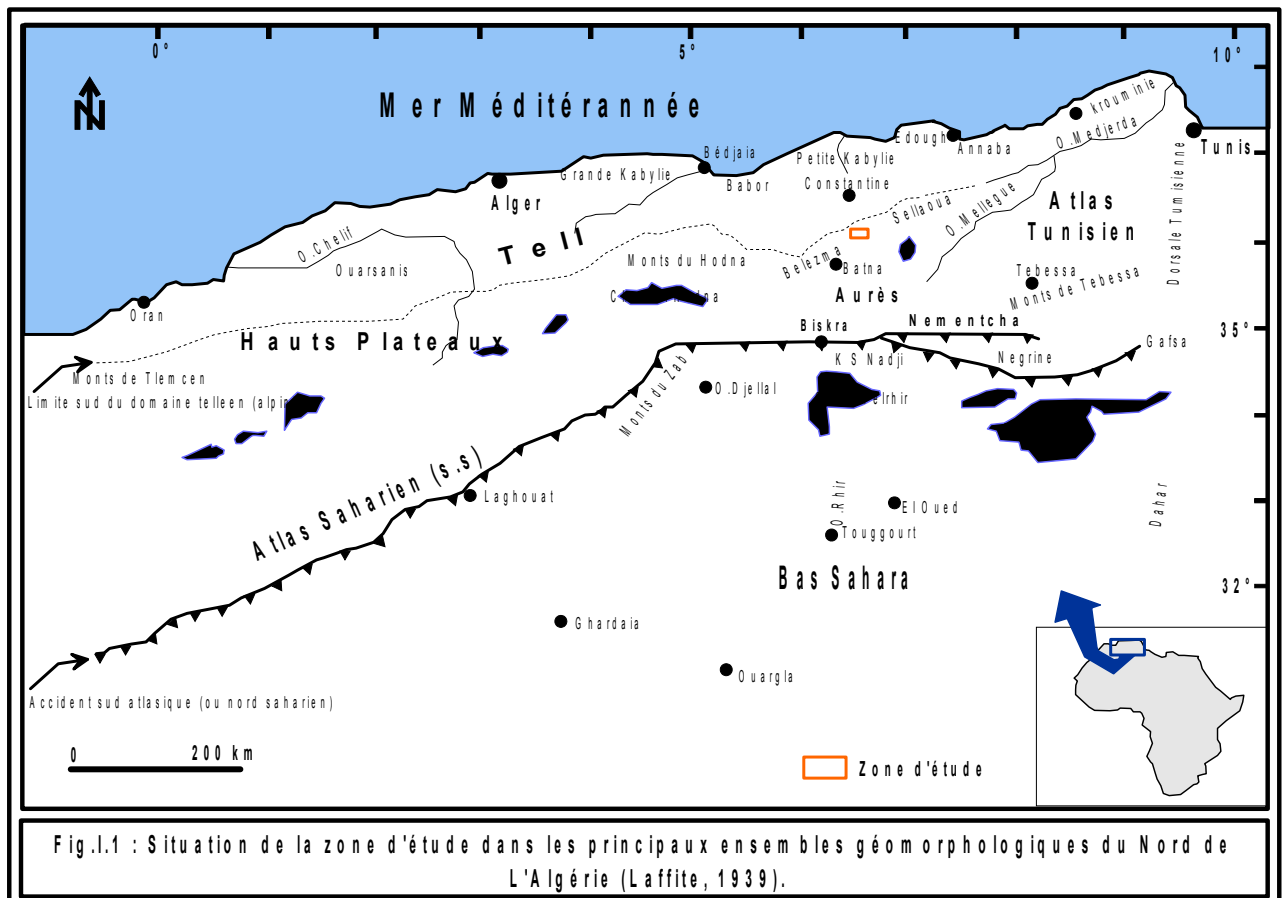
I.1. Situation géographique :

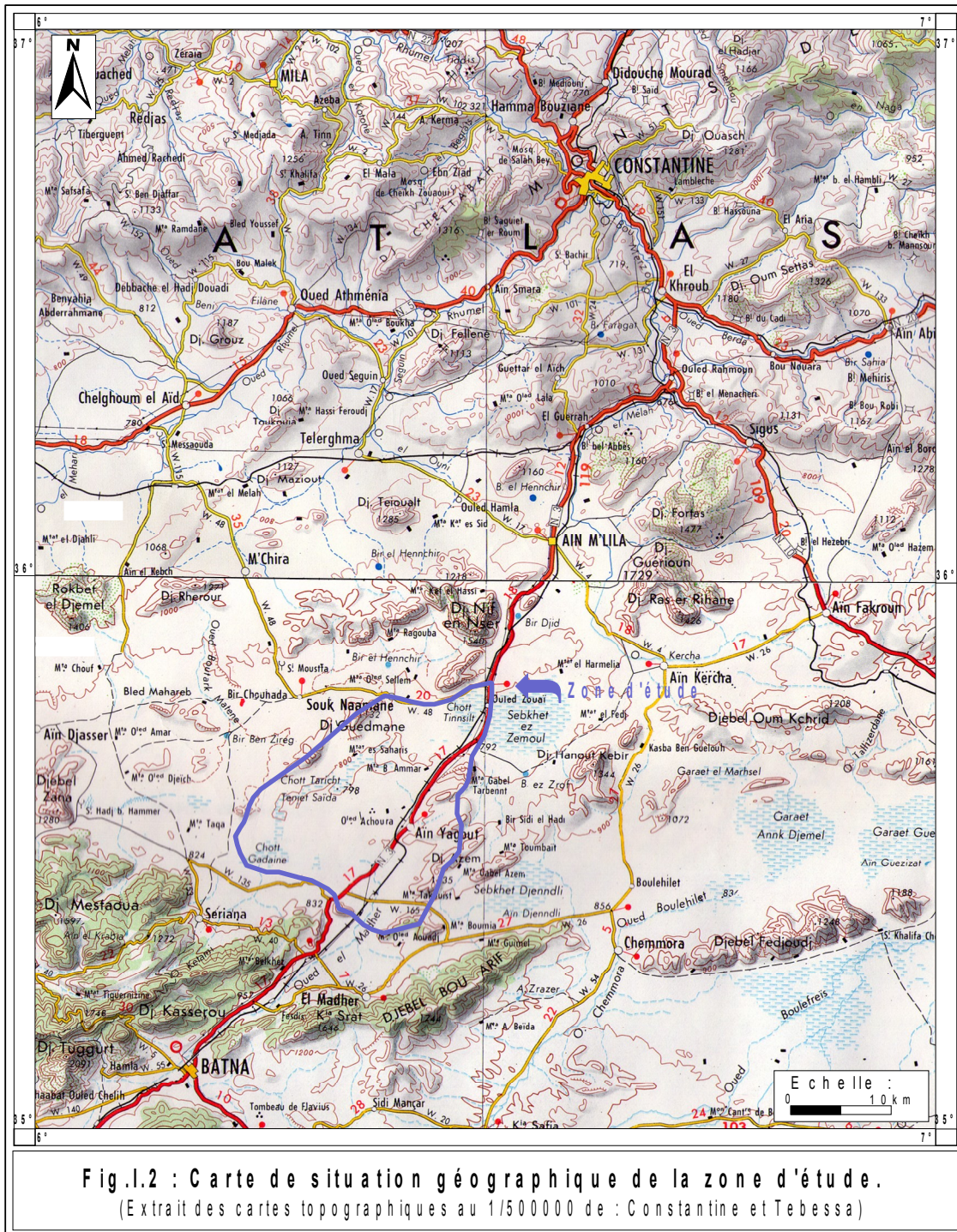
La plaine de Gadaïne-Ain Yaghout fait partie de la frange Nord-Ouest des hautes plaines Sud - constantinoises, elle est comprise entre le Néritique constantinois au Nord et la zone atlasique (les Aurès) au Sud, (Fig.I.1). Elle est située à 38 km au Nord Est de la Wilaya du Batna (Fig.I.2) entre les coordonnées Lambert suivantes : (X_1 : 819 km - X_2 : 844 km) et (Y_1 : 270 km - Y_2 : 296 km) avec une superficie de 320 km² et une altitude moyenne de 828.5 m.

Les limites naturelles de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout sont :

- Au Nord par chott Tinsilt, Dj Guedmane, Dj Tizourit et Dj Merzeguène.
- Au Sud par Dj Taфраout, Koudiat Tfouda, Dj Sarif et Merfegue Et Tissane.
- A l'Est par les monts d'Ain Yaghout.
- A l'Ouest par chott Gadaïne.

Administrativement, six communes sont partiellement incluses dans la zone d'étude, qui sont : AinYaghout, Seriana, Lazrou et Djerma (wilaya de Batna), Souk Naâmane, Ouled Zouai et Bir Chouhada (wilaya d'Oum El Bouaghi), (Fig.I.3).





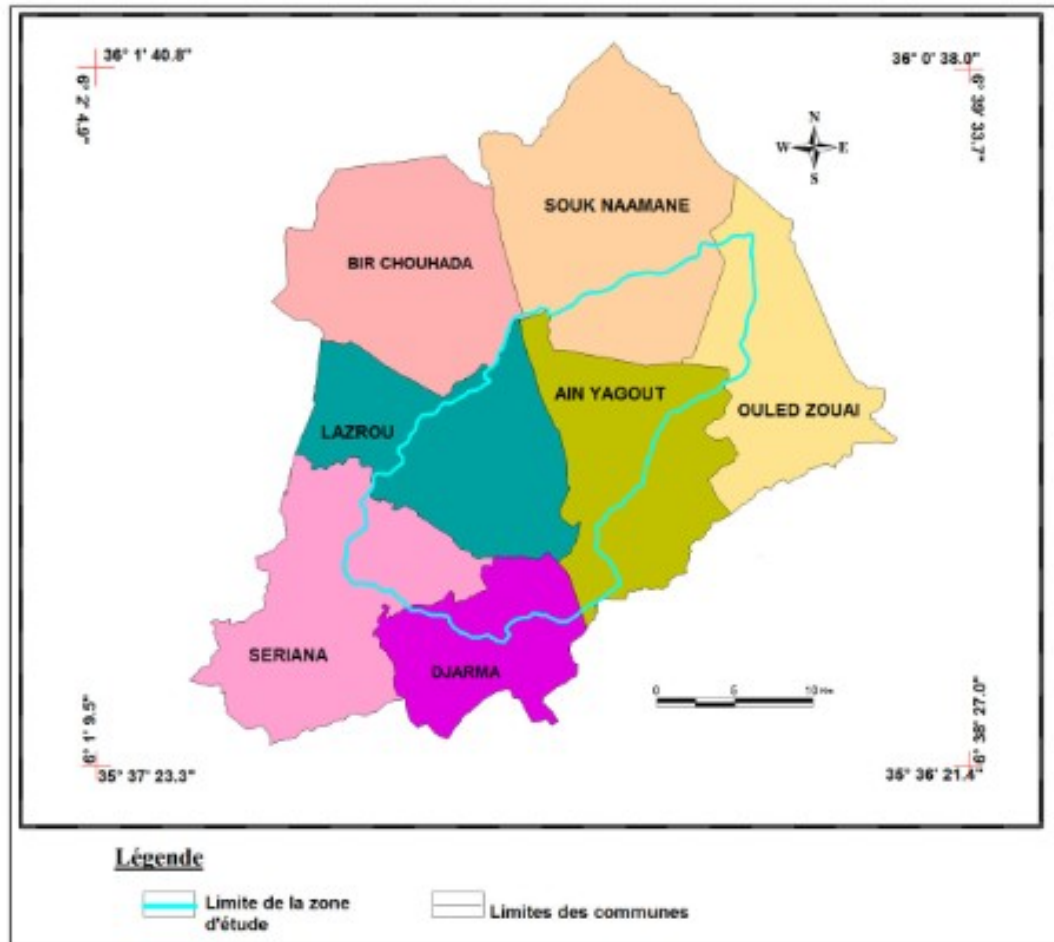


Fig.I.3 : Communes appartenant à la zone d'étude.

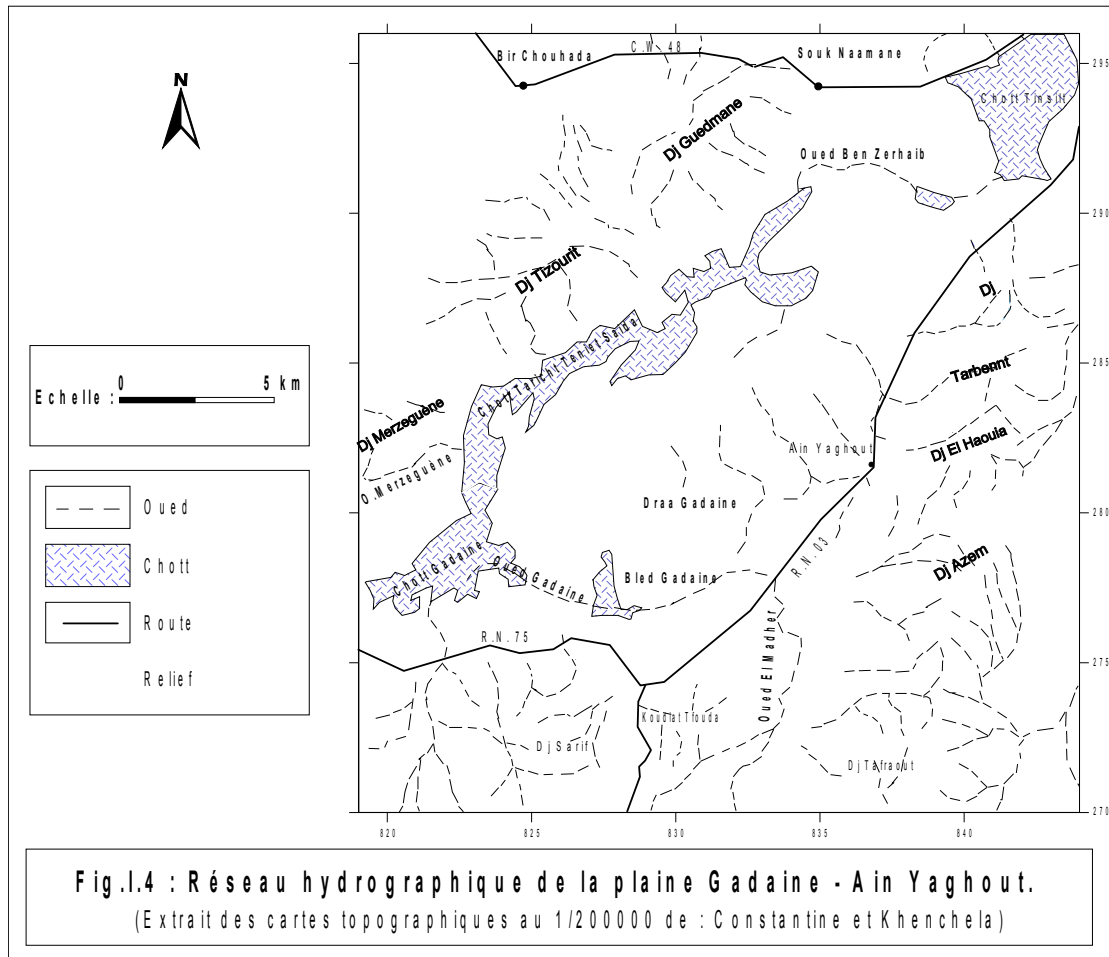
I.2. Géomorphologie :

La géomorphologie de la région d'étude est liée à la tectonique cassante de la phase atlasique dont on distingue une zone d'effondrement où la partie la plus basse est occupée selon un axe diagonal NE-SW par des chotts tels que : chott Tinsilt (788m), et chott Gadaïne (805m), correspondant à la plaine. Cette dernière est entourée par une zone surélevée correspondant à des massifs tels que : Dj Tarbennt (958m), Dj Taфраout (1046m), Dj Guedmane (1132m)...., qui ont une grande importance hydrogéologique.

I.3. Réseau hydrographique :

Le réseau hydrographique est lié à l'organisation des reliefs (Fig.I.4). La zone étudiée est caractérisée par une certaine platitude qui influe sur la densité du réseau hydrographique. Elle est marquée par la présence d'un ensemble de chotts (chott Gadaïne, Taricht Teniet Saida, Tinsilt) traduisant l'existence d'un système hydrogéologique endoréique. Les cours d'eau temporaires prennent naissance au niveau des hauts reliefs, tels que : Oued El Madher, Oued Merzeguène, Oued Gadaïne et Oued Ben Zerhaïb, pour se déverser dans les lacs salés.

Cependant, d'après « Choisel et al. (1974), Hadeid (1996), Bensaid (1997) » l'écoulement est endoréique et en pente extrêmement faible, les oueds ne coulent que pendant les très courtes périodes qui suivent les pluies. De cet écoulement endoréique sur un sol à végétation espacée, où l'eau se perd d'avantage par évaporation que par infiltration, résulte une salinité des sols localement dans les dépressions fermées (chotts et sebkhas).



I.4. Climat :

La région d'Ain Yaghout est soumise à un climat semi-aride caractéristique des hautes plaines constantinoises, par deux saisons bien distinctes :

- Une saison froide et humide s'étalant de Novembre jusqu'à Mars avec souvent des chutes de neige et de brusques gelées.
- Une saison chaude et sèche qui se prolonge d'Avril jusqu'à Octobre.

Au niveau de cette zone, les précipitations annuelles ne dépassent pas les 400 mm, ce qui explique l'aridité du climat. La température moyenne annuelle est de 14°C. Le sirocco qui souffle souvent au printemps et au début de l'été représente un danger pour les cultures céréalières par augmentation de l'évapotranspiration.

I.5. Végétation et agriculture :

La végétation est clairsemée pour ne pas dire presque absente. Par ailleurs, à proximité des chotts se développent parfois des plantes halophiles (grosses touffes d'Atriplex ou de Salsolacées) et des steppes à armoise (Halfa et Diss) qui servent assez souvent de lieux de pâturage aux troupeaux.

En effet, la majeure partie des terres de la plaine étudiée est à vocation agricole (Fig.I.5). La superficie utile pour l'agriculture est de 10731 ha, exploitée par les habitants qui y pratiquent la céréaliculture (5881 ha). Autour des habitations et de quelques fermes, nous observons des petits jardins irrigués (environ 678 ha) à partir des puits et des forages, où sont cultivés d'arboriculture (151.5 ha), du tabac, des cultures maraîchères (14 ha) et fourragères (537 ha). L'irrigation dans la région se fait par la méthode de submersion qui est basée sur le système gravitaire, dont l'eau submerge le terrain et s'infiltré complètement.

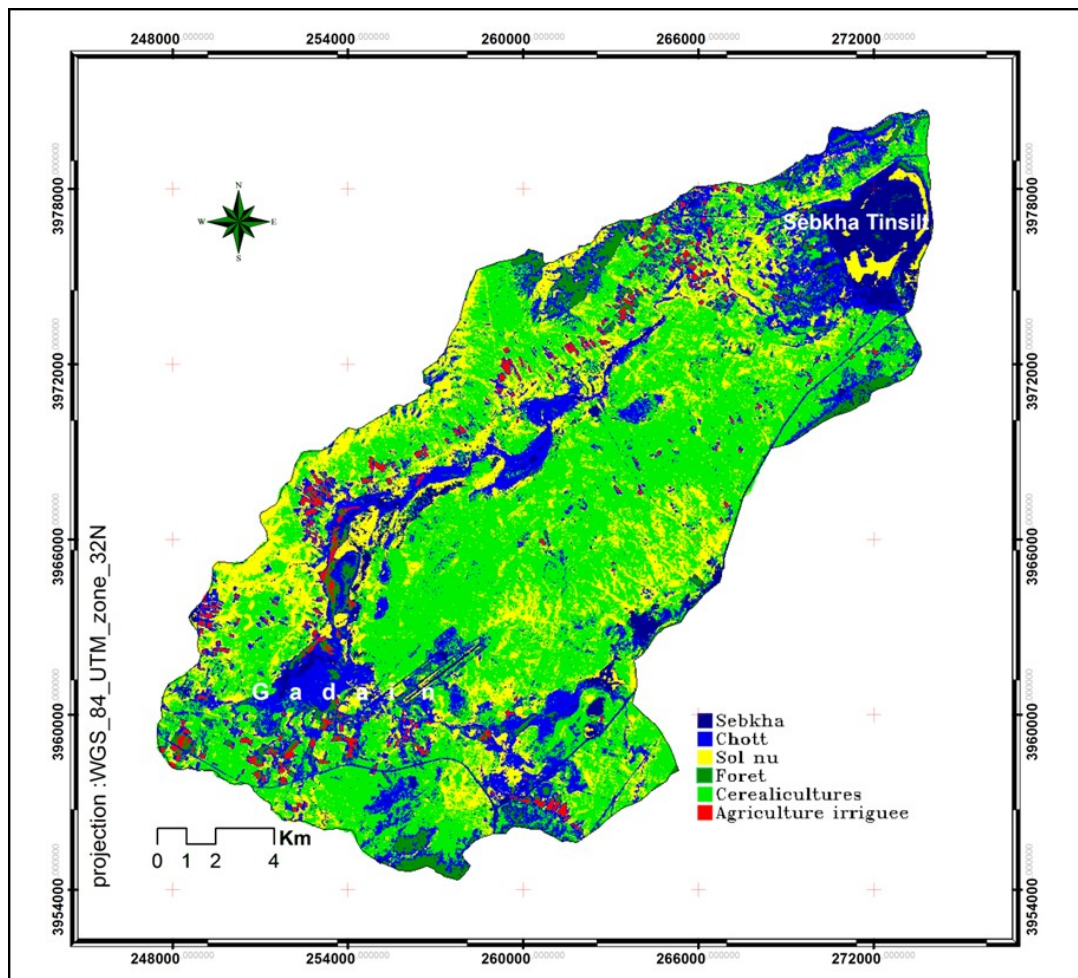


Figure I.5 : Carte d'occupation du sol de l'année 2009 (Bouhata R., 2015).

I.6. Élevage :

D'après les tableaux ci-dessous (Tab.I.1, I.2 et I.3), on peut dire que l'élevage dans cette zone est fortement présent soit par le nombre des bestiaux (ovins, bovins et caprins), soit par les constructions agricoles qui sont en évolution continue. En plus, les nomades qui viennent chaque année durant trois à quatre mois de l'année exercent un surpâturage provoquant inévitablement l'érosion du sol et une diminution du couvert végétal. Cette transhumance provoque des poussières intenses chargées par les particules de sel surtout pendant la période de la sécheresse, ces particules sont transportées par les vents vers d'autres zones ce qui favorise le phénomène de salinisation. Le surpâturage conduit aussi à la désertification à cause de la perte de certaines plantes qui résistent à la salinisation. Comme, il provoque une pollution des eaux par les différents déchets d'élevage, en plus, des effets négatifs sur l'air et le climat par l'émission d'ammoniac et de gaz à effet de serre.

Tableau I.1 : Nombre des têtes de bestiaux.

Recensement	Ovins (tête)	Bovins (tête)	Caprins (tête)	Total
Ain Yaghout	2038	15925	425	18388
Souk Naâmane	15694	1079	1544	18317

Source : Directions d'agriculture d'Ain Yaghout et de Souk Naâmane, recensement 2012.

Tableau I.2 : Les constructions agricoles de la commune d'Ain Yaghout.

Types	2011	2012
Etables (Ovins)	63	75
Bergerie (Bovins)	90	90
Hangars de poulets de chair	13	14
Hangars de poulets pondeurs	75	92

Source : Directions d'agriculture d'Ain Yaghout, 2012.

Tableau I.3 : Les troupeaux des nomades.

Communes	Ovins et Caprins (tête)	Source
Ain Yaghout	1400	Wilaya de Biskra et Oued Souf
Souk Naâmane	700	Wilaya de Biskra et Oued Souf

Source : Direction d'hygiène d'Ain Yaghout et de Souk Naâmane, recensement 2018.

I.7. Cadre socio-économique :

La population dans le bassin des hauts plateaux constantinois s'élève à un million et demi habitants selon le recensement de 2008. Elle est répartie à travers soixante seize (76) communes et

cinq (5) wilayas, trente quatre (34) communes sont entièrement incluses dans le bassin et quarante deux (42) partiellement. D'après le recensement de 2011, la population totale (agglomération chef lieu et agglomération secondaire plus la zone éparse) d'Ain Yaghout est de 15445 personnes (Tab.I.4).

Tableau I.4 : Population d'Ain Yaghout.

Nom de l'agglomération	Type de l'agglomération	Catégorie de l'agglomération	Population (2008)	Population (2011)	Taux d'accroissement (%)
Ain Yaghout	Agglomération chef lieu	Semi urbaine	7588 (hab)	10890 (hab)	1.96
Souk Naâmane	Agglomération chef lieu	Semi urbaine	17046 (hab)	18298 (hab)	/

Source : Service de Programmation et du Suivi Budgétaire de la wilaya de Batna et Direction de la Planification de la wilaya d'Oum El Bouaghi.

Les mechtas exploitent les eaux des puits et des forages pour l'usage domestique et agricole, et rejettent leurs eaux usées dans les oueds et les fosses septiques. Par contre, au village d'Ain Yaghout (où la population est élevée) : l'alimentation en eau potable se fait à partir d'un réservoir et d'un château d'eau (Tab.I.5) dont la consommation actuelle est de l'ordre 0.319 (hm³/an) (Tab.I.6), les eaux usées urbaines sont canalisées dans un réseau d'assainissement rejetées dans l'oued El Madher (Tab.I.7).

Tableau I.5 : Type d'ouvrage d'alimentation de l'agglomération d'Ain Yaghout.

Type d'ouvrage d'alimentation	Capacité (m3)	Type
Réservoir	1800	Semi-enterré
Château d'eau	650	Surélevé

Source : Agence des bassins hydrographiques de Constantine.

Tableau I.6 : Besoins en eaux à Ain Yaghout.

Année	Nom de la région	Besoin en eau brute (m3/j)	Dotation brute (l/j/hab)	Consommations actuelles (hm3/an)
2007	Ain Yaghout	641	175	0.319

Source : Agence des bassins hydrographiques de Constantine.

Tableau I.7 : Réseau d'assainissement de l'agglomération d'Ain Yaghout.

Agglomération	Linéaire du réseau d'assainissement (km)	Type du réseau d'assainissement	Taux de raccordement (%)	Etat du réseau d'assainissement	Volume d'eau rejeté (m3)	Milieu récepteur
Ain Yaghout	4.06	Urbain	94%	Bon	175.068	O. El Madher

Source : Agence des bassins hydrographiques de Constantine.

I.8. Industrie et exploitation minière :

L'industrie est presque absente, elle est représentée par une seule usine de transformation du fer (Tab.I.8). Les exploitations minières ont une valeur économique très limitée. Le gypse de la région ne fait l'objet que d'une extraction artisanale représentée par trois usines installées sur des collines où se trouvent les formations triasiques. L'exploitation des géomatériaux se résume dans les granulats de Dj. Sarif et les argiles se trouvant près de la route nationale RN 75. Les cuvettes d'exploitation de ces argiles entraînent une stagnation des eaux de surface qui s'évaporent en période d'étiage en conduisant l'accumulation des sels à la surface du sol.

Tableau I.8 : Industrie présente dans l'agglomération d'Ain Yaghout.

Commune	Nom de l'unité	X (km)	Y (km)	Z (m)	Type d'activité	Année Mise En Service
Ain Yaghout	SARL SPL Métal	835	281	870	Production sidérurgique et transformation du métal	1995
Matière première utilisée	Etat	Qualité des rejets	Type de traitement	Milieu récepteur	Type de la source d'alimentation	Volume consommé (m3/j)
Fer	En service	Eaux sanitaires	Néant	Réseau public	Forage	3

Source : Agence des bassins hydrographiques de Constantine.

Conclusion :

Au terme de ce chapitre, on peut dire que :

- La région d'étude correspond à une cuvette d'effondrement entourée par des massifs dont l'axe de direction NE - SW est occupé par des chotts ;

- Les cours d'eau temporaires prennent naissance au niveau des hauts reliefs pour se jeter dans les lacs salés formant ainsi un système endoréique ;
- Le climat régnant sur la plaine est de type semi- aride ;
- La végétation occupant la plaine est de type steppes à armoise et halophile. La majeure partie des terres de la plaine étudiée est à vocation agricole avec une culture intensive des céréales. La superficie utile pour l'agriculture est de 10731 ha ;
- L'élevage dans cette zone est fortement présent, soit par le nombre des bestiaux (ovins, bovins et caprins), soit par les constructions agricoles qui sont en évolution continue ;
- La population d'Ain Yaghout est de 15445 habitants, tandis que leur consommation de l'eau est de l'ordre 0.319 (hm³/an) ;
- L'industrie est presque absente. Tandis que, les exploitations minières se limitent dans l'extraction des gypses et des graviers et rarement des argiles.

CONTEXTE GEOLOGIQUE

Introduction :

Pour mieux comprendre l'histoire géologique de la région d'étude, il paraît indispensable de la situer en premier lieu, dans son contexte géologique régional; c'est-à-dire dans le cadre de la chaîne alpine ou Maghrébides, puis dans son cadre local.

II.1. Géologie régionale :

La chaîne des Maghrébides (Fig.II.1et II.2) s'étend de Gibraltar jusqu'à la Sicile, sur plus de 2000 km. Cette chaîne résulte de la structuration du bassin maghrébin et de ses marges. Ce dernier se situait entre les marges continentales africaines et européennes (Bouillin J.P., 1986).

Les nappes où les structures constituant la chaîne des Maghrébides sont à vergence sud. Elles sont issues de trois domaines paléogéographiques :

II.1.1. Domaine interne :

Ce domaine est formé d'éléments issus de la dilacération de la plaque d'Alboran :

II.1.1.1. Socle Kabyle :

Le socle cristallophyllien continental qui paraît sous forme des massifs anciens littoraux (Rif interne, Kabylies, massif Péloritain et la Calabre). On attribue à ce socle trois ensembles lithologiques (Bouillin J.P., 1977 et Raoult J.F., 1974):

- Un ensemble cristallophyllien inférieur, formé de gneiss à intercalations, parfois puissantes, de marbres et d'amphibolites.
- Un ensemble cristallophyllien supérieur, comportant « des schistes satinés ou phyllades, des grés et des porphyroïdes oeillés ».
- Une couverture sédimentaire paléozoïque du socle cristallin, peu ou pas métamorphique, dont les séries comprennent des termes de l'Ordovicien, du Silurien, du Dévonien, ainsi que du Carbonifère inférieur.

II.1.1.2. Dorsale Kabyle (Chaîne calcaire) :

La chaîne calcaire située au Sud du socle Kabyle comporte des formations allant du Permo-Trias au Lutétien supérieur. Elle est subdivisée selon Durand Delga M. (1969) ; Raoult J.F. (1974) et Vila J.M. (1980) en trois unités qui sont du Nord au Sud : les unités internes, médianes et externes. Les unités externes et médianes se sont désolidarisées de leur substratum, ensuite elles ont été plissées et chevauchées par le socle kabyle et la dorsale interne.

II.1.2. Domaine médium (sillon des flyschs) :

Le domaine des nappes de flyschs correspond à un secteur marin profond et mobile du Jurassique moyen au Burdigalien. Il est lié, jusqu'à l'Eocène supérieur, à la bordure sud de la plaque d'Alboran.

Au Crétacé inférieur, des flyschs terrigènes relativement proximaux se déposent dans la partie nord du bassin (flysch Maurétanien, [Gélard J.P., \(1969\)](#)) et des flyschs distaux dans le sud (flysch Massylien, [Raoult J.F., \(1969\)](#)).

A l'Oligocène et au Miocène basal, un flysch gréséo-micacé (le flysch numidien) se dépose en discordance sur les premiers contacts tectoniques séparant les unités du domaine interne et la nappe du flysch maurétanien. Les séries gréseuses de la nappe numidienne se sont formées durant l'Aquitaniens et le Burdigalien basal, probablement dans le sud du bassin Massylien et tout à fait au nord du domaine externe tellien.

Les flyschs reposent, avec des modalités structurales variées, sur les zones internes et occupent une position allochtone par rapport aux zones externes.

II.1.3. Domaine externe :

Le domaine externe représente la marge téthysienne du continent africain, on peut distinguer deux grands types de séries :

II.1.3.1. Les séries telliennes :

En Algérie orientale et aux confins algéro-tunisiens, les séries telliennes ont été découpées par les phases tectoniques tertiaires en trois grandes entités, dont les limites suivent à peu près les lignes paléogéographiques du Crétacé, du Paléocène et de l'Eocène. Ce sont, du Nord vers le Sud ([Wildi W., 1983](#) ; [Vila J.M., 1980](#)) :

II.1.3.1.1. Une série ultra-tellienne :

Elle est caractérisée par des formations calcareuses et marno-calcareuses d'âge Crétacé à Eocène. Elle affleure dans la région d'Oued Zenati entre Constantine et Guelma.

II.1.3.1.2. Une série tellienne sensu-structo:

Elle est caractérisée essentiellement par des dépôts terrigènes du Crétacé inférieur, elle affleure essentiellement dans la région de Sétif (nappe de Djemila).

II.1.3.2.1.3. Unités de type Sellaoua :

Ces unités sont issues d'un sillon allongé du Sud-Ouest au Nord-Est. Elles affleurent au sud-est des massifs composant l'unité néritique constantinoise et comprennent essentiellement des terrains marno-calcaires crétacés avec un léger apport détritique dans le Crétacé supérieur. Le Paléocène et le Lutétien supérieur sont marneux, par contre l'Yprésien est carbonaté et riche en Nummulites ; l'Oligocène est signalé par J.M. Vila (1980) et par P.E. Coiffait (1992). L'écaillage de ces séries est attribué à des raccourcissements considérables ayant provoqué des chevauchements de grandes ampleurs.

II.1.3.2.2. L'avant pays autochtone :

II.1.3.2.2.1. Le parautochtone Nord-aurésien :

Il constitue le bord septentrional de l'autochtone atlasique. Ce para-autochtone est défini par l'ensemble des structures formées par les monts d'Aïn Yaghout et par les Djebels (Hanout, Guellif, Sidi Reghis) dans la région d'Aïn Kercha et d'Oum El Bouaghi.

Cet ensemble a été violemment affecté par la tectonique alpine. Le Trias de la région des lacs peut être interprété comme le cœur d'un vaste pli couché.

II.1.3.2.2.2. L'autochtone Nord-aurésien :

Il s'agit là du domaine atlasique, caractérisé par des séries sédimentaires mésozoïques, plissées à la fin de l'Eocène selon des directions atlasiques, et par un Trias diapirique d'âge Aptien plus à l'Est, dans la région de l'Ouenza et les monts de Tébessa (Farah A.S., 1991). Les séries plissées se localisent au niveau de l'Atlas Saharien, des monts du Hodna, de Batna, de Belezma et des Aurès.

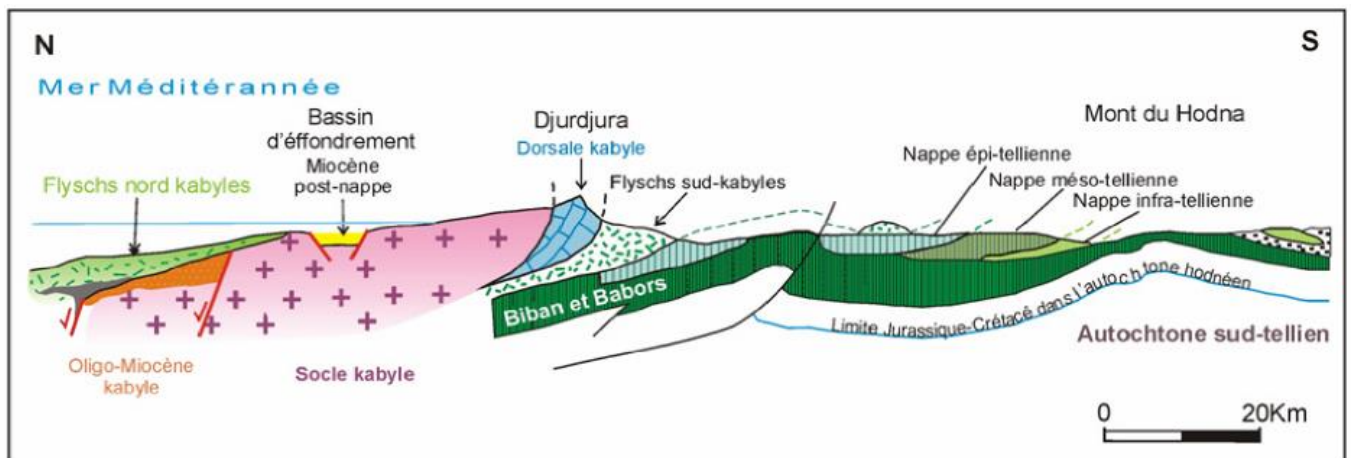


Figure II.2 : Coupe simplifiée montrant les différentes unités de la chaîne alpine de l'Algérie nord orientale (Durand Delga, 1969).

II.2. Géologie locale :

II.2.1. Analyse litho-stratigraphique :

Du point de vue lithologique, la zone étudiée comprend de haut en bas les formations suivantes, (Fig.II.3, Tab.II.1) :

II.2.1.1. Formations peu ou pas tectonisées :

➤ Les formations du Quaternaire :

Eboulis (e) :

Les éboulis à blocs sont peu développés dans la région où les reliefs sont assez faibles en raison de la morphologie. Les éboulis en masse sont localisés sur le versant Nord du Dj Sarif et qui sont apparus comme des vastes zones d'épandage de blocs.

Sols de sebkha (s) :

Ce sont des vases qui occupent des terrains presque inondés au chott Tinsilt et souvent asséchés au chott Taricht Teniet Saïda où ils sont dépourvus de toutes végétations sauf quelques plantes rabougries de salsolacées.

Limons salés périodiquement inondés (Q^{sf}) :

Ces limons bordent le chott Tinsilt .Ils ont permis l'installation des salants des lacs (annexe 1 : Fig.1).

Sols salés anciens (Q^s) :

Ils forment de vastes étendues plates à végétation caractéristique de ces sols (les salsolacées) et correspondent à d'anciens sols hydromorphes salés. Ils sont surélevés de 0.5 m à 1m au dessus du niveau du chott Gadaïne.

Terres arables, formations de pente, alluvions anciennes et quaternaire indéterminé (Q) :

C'est un ensemble représenté par des limons et graviers sur lesquels se sont installés des sols bruns le plus souvent peu calcaires.

Glacis polygéniques nappant les reliefs (Q^t) :

C'est la forme de relief la plus caractéristique des hautes plaines constantinoises. Ces glacis correspondent à des surfaces très faiblement pentées près des plaines et dont la pente augmente progressivement vers les reliefs. Ils sont recouverts d'un matériel clastique faiblement calibré et très fragmenté vers le bas devenant plus anguleux et plus grossier au voisinage des reliefs.

➤ **Les formations du Mio-Pliocène continental :**

Ces formations affleurent à Draa Gadaïne et entre les monts d'Ain Yaghout. Il s'agit de conglomérats souvent mal cimentés, d'argiles jaunâtres sableuses et de calcaire lacustre mal stratifié rosâtre ou blanc.

II.2.1.2. Ensemble allochtone sud sétifien :

Les formations de cette unité forment les affleurements du Dj Merzeguène, Dj Tizourit et Dj Guedmane (Annexe 1 : Fig.2).

Aptien (n⁵) :

C'est une série de 150 m, constituée essentiellement de calcaires en petits bancs et de micrites renfermant une microfaune représentée par des Orbitolines et des Miliolidés.

Barrémo-Aptien (n⁴⁻⁵) :

C'est une corniche massive de calcaires compacts riches en microfaunes tel que : les lamellibranches et les échinodermes.

Barrémien (n^{4b}) :

C'est un ensemble formé par une épaisse série d'une centaine de mètres. Il est constitué de : calcaires, de dolomies et de grès, qui sont séparés par des intercalations de marnes sableuses ou argileuses.

Néocomien-Barrémien (n¹⁻⁴) :

Il est représenté par des calcaires massifs oolithiques ou graveleux et par des dolomies.

Jurassique supérieur (J⁶) :

Ce sont des biomicrites à Dasycladacés formant la série jurassique dont le sommet apparaît à Dj Guedmane sur 80 m environ près de Teniet Saïda.

La série se complète vers la base par une cinquantaine de mètres de calcaires massifs au Dj Merzeguène.

II.2.1.3. Ensemble parautochtone et autochtone aurésien :

Les affleurements de cet ensemble forment les monts d'Ain Yaghout (Annexe 1 : Fig.3), Dj Taфраout, K^{at} Tfouda et Dj Sarif.

Aquitano-Burdigalien (m^c) :

Ce sont des conglomérats qui affleurent au Merfegue Et Tissane.

Burdigalien – Langhien (m) :

Il est représenté par des conglomérats, des argiles et des marnes bleues à Ostréidés.

Cénomaniens (C_H^1) :

C'est une alternance de marnes grises et de calcaires massifs beiges. Il affleure au Dj Tarbennt et au Dj Haouïa.

Albien (n_H^{6-7}) :

Ce sont des grès et des marnes gréseuses à la base et des marnes au sommet. Ils ne sont visibles qu'à la base de la série renversée de Dj Tarbennt et le flanc Nord du pli déversé d'Ain Yaghout au Dj Haouïa.

Aptien supérieur (n_H^{5bc}) :

Il est organisé en une dizaine de grosses barres de calcaires bien lités en bancs métriques riches en Miliolidés avec des intercalations d'oosparites bioclastiques brunes et des bancs dolomitiques ocres à jaunes. L'Aptien calcaire forme une barre de 350 m d'épaisseur. Il constitue l'arrête nord des Dj Tarbennt, Haouïa et Dj Azem.

Aptien inférieur (n_H^{5a}) :

Il s'agit d'une série à dominance marneuse de 70 à 80 m d'épaisseur. Il affleure au Merfegue Et Tissane, Azem et au Dj Haouïa.

Barrémien (n_H^4) :

Il est constitué de grès massifs dont le milieu contient des micrites et des passées de dolomies.

Barrémien (n_H^{4d}) :

C'est un grès à intercalations dolomitiques ou biosparitiques de 200 à 250 m d'épaisseur. Il affleure au Dj Haouïa, Dj Azem et Dj Tafraout.

Barrémien (n_H^{4bc}) :

Il est constitué de calcaires dolomitiques à intercalations argileuses ou argilo-silteuses, et de petits niveaux de grès. Ces formations affleurent au Dj Azem et Dj Tafraout.

Valanginien-Hautérivien (n_H^{1-3}) :

C'est un ensemble argilo-pélitique avec de petits niveaux gréseux, très épais (800 m) et induit par la tectonique tangentielle. Il affleure au Dj Tarbennt et K^{at} Tfouda.

Berriasien et Valanginien (n_H^{1-2}) :

Cette formation mise en évidence au pied du Rass Tarbennt, est constituée de marnes verdâtres à intercalations grésos-quartziques rousses à la base et de calcaires micritiques au sommet.

Jurassique (J^{s-n}_H) :

Il est constitué de calcaires à alternances marno-micrites. Il a une épaisseur de 110 m. Il affleure au Dj Tombaït, K^{at} Tfouda et Dj Sarif.

Jurassique (J^S_H) :

Il est représenté par des marno-calcaires indifférenciés. Il ne dépasse pas 50 m d'épaisseur visible. Il affleure au Dj Tarbennt Srhir.

Jurassique (J^{S-mH}) :

Il est constitué de marno-calcaires roses et jaunes écrasés. Il n'a été distingué qu'au Dj Tarbennt.

Jurassique moyen (J^{mF}) :

C'est une barre de calcaire argileux fin à silex. Il affleure au Dj Tombaït et Dj Sarif.

Lias sup. - Jurassique inf ($Is-J^S_H$) :

Il s'agit de marnes écrasées indifférenciées affleurant au Dj Tarbennt.

Lias sup. (Is_H) :

C'est une série de dolomies, de marno-calcaires et de marnes.

Lias (L_H) :

Il est représenté par une épaisse série de calcaires, de dolomies et de marnes, pouvant atteindre 400 m d'épaisseur. Il constitue le cœur de l'anticlinal du Dj Tombaït et les hauteurs du Rass Tarbennt, Dj Tarbennt Srhir et Dj Sarif.

II.2.1.4. Trias exotique ou extrusif (t) :

Il affleure à l'Est du chott Tinsilt, au Nord du Dj Guedmane, près de Draa Gadaïne et au Dj Sarif. Il est constitué de marne bariolée, de gypse bréchiqque et de calcaire dolomitique

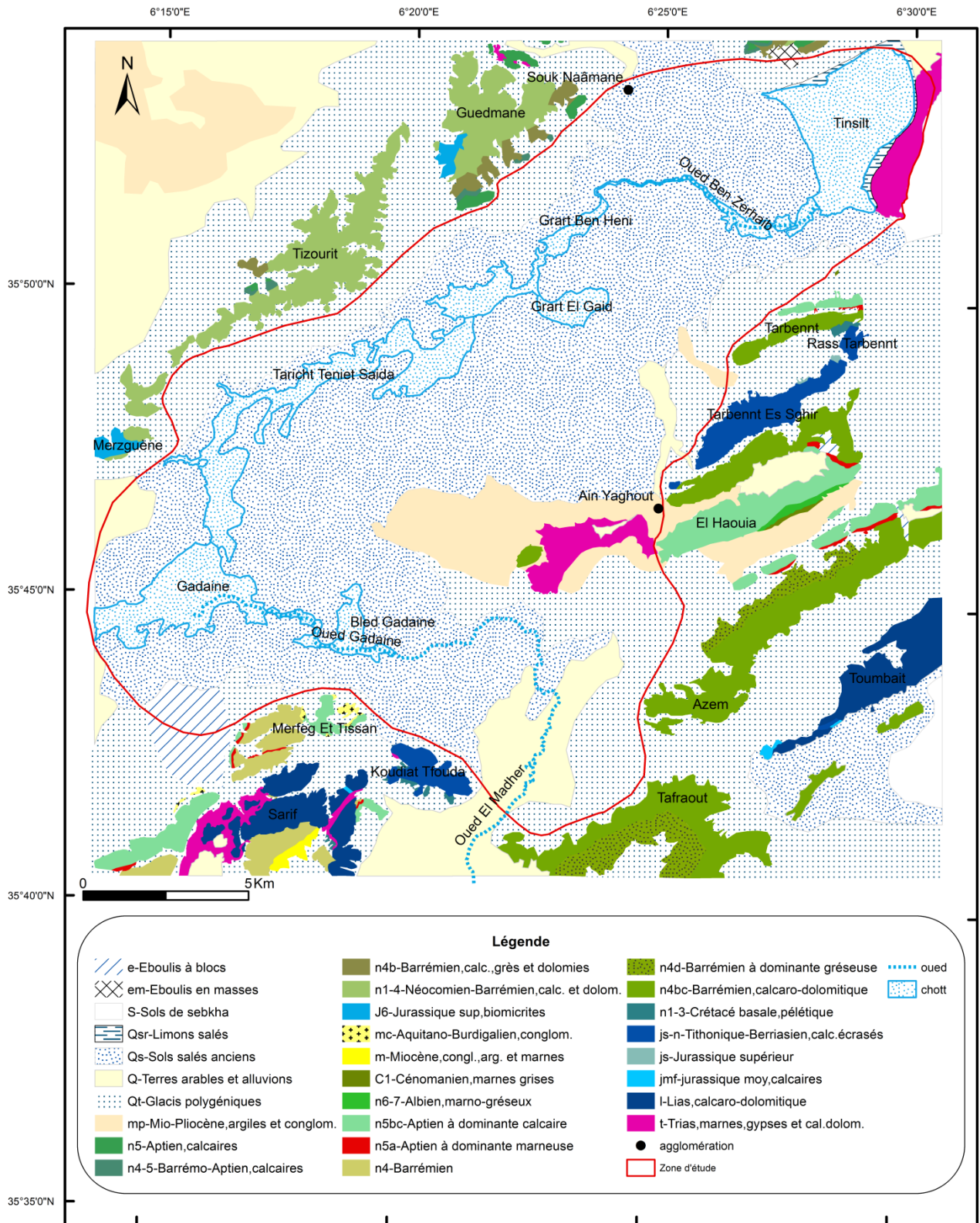


Figure II.3 : Esquisse géologique de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout (Vila J.M., 1977).

Unité	Ere	Système	Sous système	Etage et sous étage	Symbole	Coupe	Lithologie	Epaisseur (m)	Perméabilité relative	Nature de l'aquifère			
Formations peu ou pas tectonisées	Quaternaire				e		Eboulis à blocs et en masses		Perméable	Aquifère poreux du Mio-Plio-Quaternaire			
					s		Vases		Perméable				
					Q _{sr}		Limons salés		Perméable				
					Q _s		Sols salés anciens hydromorphes		Perméable				
					Q		Alluvions, limons et graviers		Perméable				
					Q _t		Glacis polygéniques		Perméable				
Ensemble Allochtone Sud Sétifien	Secondaire	Crétacé	Inférieur	Aptien	n5		Micrites Calcaires massifs	150	Perméable	Aquifère karstique			
				Barrémo-Aptien	n5-4		Calcaires compacts	120	Imperméable	Substratum			
				Barrémien	n4b		Grès à intercalations marneuses Dolomies Calcaires		Perméable	Aquifère			
				Néocomien-Barrémien	n1-4		Dolomies. Calcaires	150 à 200	Perméable	karstique			
Ensemble Autochtone et Parautochtone Aurésiens	Tertiaire	Néogène	Miocène	Sup	Tortonien	ml-2		Grès. Calcaires		Perméable	Aquifère poreux		
				Inf	Aquitano-Burdigalien Burdigalien-Langhien	m c m	 	Conglomérats Conglomérats marnes		Perméable Semi-perméable			
	Secondaire	Crétacé	Supérieur		Cénomaniens sup	C ¹ _H		Alternances de marnes grises et calcaires	150	Semi-perméable	Aquifère karstique		
					Albien	n ⁶⁻⁷ _H		Marnes Marno-gréseux Grès	60	Imperméable Semi-perméable	Substratum Aquifère poreux		
					Aptien sup	n ^{5bc} _H		Calcaires dont la partie médiane contient des bancs dolomitiques	350	Perméable	Aquifère Karstique		
					Aptien inf	n ^{5a} _H		Marnes	70 à 80	Imperméable	Substratum		
					Barrémien	n4		Grès dont le milieu contient des passées de micrites et de dolomies		Perméable	Aquifère poreux		
						n ^{4d} _H		Grès à intercalations dolomitiques	200 à 250	Perméable	Aquifère Karstique		
						n4bc		Calcaro-dolomitiques avec des niveaux de grès		Perméable			
					Néocomien	Valanginien-Hauteriviens	n ¹⁻³ _H		Argilo-pélitiques	80	Imperméable	Substratum	
						Berriasien et valanginien	n ¹⁻² _H		Marnes avec intercalations grésos-quartziques à la base et calcaires micritiques au sommet	110	Semi-perméable	Aquifère Karstique	
					Jurassique	Supérieur	Tithonique-Berriasien	J ^{s-n1} _H		Calcaires avec des alternances marno-micrites	50	Semi-perméable	Aquifère
								J st		Marno-calcaires		Semi-perméable	Karstique
								J ^{s-mH}		Marno-calcaires		Semi-perméable	
						Moyen		J ^{mF}		Calcaires argileux à silex		Semi-perméable	Substratum
							Lias sup-Jurassique inf	ls- J ^s _H		Marnes		Imperméable	
							Lias sup	ls _H		Marnes Marno-calcaires Marno-calcaires		Semi-perméable	
					Trias		Lias	L _H		Calcaro-dolomitiques	400	Perméable	Karstique
	t		Calcaro-dolomitiques Gypses bréchiques Marnes bariolées				Imperméable	Substratum					

Tableau II.1 : Colonne lithostratigraphique et hydrogéologique de la zone d'étude.

II.2.2. Evénements tectoniques :

L'histoire tectonique de la région d'étude est caractérisée par deux grandes phases orogéniques générées au cénozoïque et une phase récente plio-quadernaire :

II.2.2.1. A l'Eocène : La phase atlasique.

Cette phase compressive se situe vers la fin du Lutétien, appelée phase fini-lutétienne ou phase atlasique d'après Durand Delga M., (1969) et Raoult J.F., (1974) ou encore phase priabonnaise selon Vila J.M., (1980).

Elle marque la fin d'un grand cycle sédimentaire ayant débuté dès le Trias supérieur, et dont l'organisation n'a pas été perturbée malgré des manifestations tectoniques locales enregistrées avant le Cénomane (Aris Y., 1994).

Cette phase compressive est expliquée par la fermeture de la Téthys occidentale par la rotation de l'Afrique autour d'un pôle situé à l'Ouest de Tanger, conduisant à la collision entre la partie orientale de l'Alboran et la marge Africaine tellienne. Cette phase est caractérisée par l'apparition des plis orientés généralement SW-NE affectés par des accidents verticaux dans la même direction.

II.2.2.2. Au Miocène : La phase alpine.

Pour Vila J.M., (1980), c'est la phase tortonnaise majeure, à vergence Sud qui est responsable de vastes raccourcissements impliquant les formations postérieures au Burdigalien supérieur dont la nappe numidienne. Toujours selon le même auteur, cette phase serait responsable de la genèse de la nappe néritique constantinoise, des unités allochtones des Sellaouas, de l'ensemble sud-sétifien et des unités méridionales à nummulites.

Cette phase a engendré dans l'ensemble de l'Algérie nord orientale des chevauchements vers le Sud des unités méridionales à nummulites, des unités sud-sétifiennes et des écaillés de Sellaoua, ainsi que des plissements à axes E-W des monts du Hodna jusqu'à la transversale de l'Aurès; genèse des plis emboutis qui interfèrent et reprennent les plis éocènes.

II.2.2.3. Au Plio - Quadernaire :

Cette phase tectonique post-nappes est responsable de l'orographie actuelle. Elle a induit le comblement des bassins mio-pliocènes, alimentés par la destruction des reliefs environnants.

A l'échelle du Constantinois, les structures attribuées à cette tectonique évoquent une tectonique polyphasée. En effet, deux phases successives de distension (N150°E) et de compression (N140°E) ont affecté les formations tortonnaises, entraînant ainsi un resserrement des structures préexistantes, et la formation de plis qui s'alignent en gros sur la direction atlasique. Par ailleurs,

des failles inverses parfois décrochantes ou chevauchantes ainsi que des déformations cassantes de direction E-W et NW-SE.

II.2.3. Structures géologiques de la région d'étude :

Les phases tectoniques précédentes sont responsables à la formation des structures suivantes (Fig.II.4) :

- **Structure en tête plongeante du Dj Tarbennt :**

Dans la tête plongeante du Dj Tarbennt, la charnière frontale est très spectaculaire, mais l'élément le plus spectaculaire reste la série renversée du Dj Tarbennt Es Srhir sensiblement complète de l'Albien au Lias.

Le Trias de la région des lacs peut être interprété comme le cœur d'un pli couché dont le flanc normal serait conservé au Nord Est de chott Tinsilt et dont l'ensemble du Dj Tarbennt serait la charnière.

Une faille récente effondre l'ensemble de la structure contre le pli d'Ain Yaghout.

- **Les plis d'Ain Yaghout et du Dj Tombaït :**

Ces structures sont orientées du Sud Ouest-Nord Est :

- Le pli d'Ain Yaghout est un synclinal déversé d'Ain Yaghout jusqu'au sud du Dj Tarbennt Es Srhir.
- Le pli du Dj Tombaït est un anticlinal déversé vers le Sud dont le flanc sud est écrasé et a été chevauché par le flanc nord.

- **La série renversée du Dj Sarif :**

La série du Dj Sarif montre que le Lias est superposé désharmoniquement à une série renversée et écrasée qui comprend de haut en bas : le Jurassique moyen jusqu'au début du Barrémien.

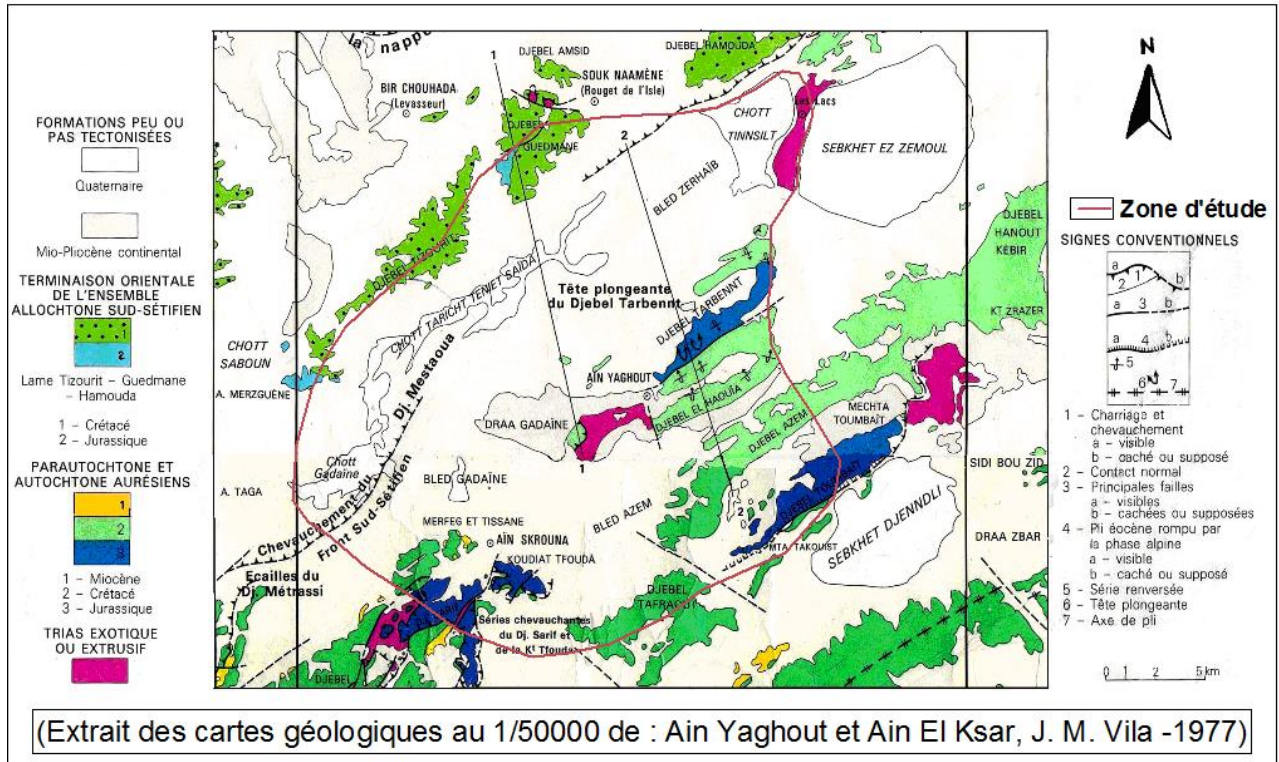


Figure II.4 : Schéma structural simplifiée de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout.

II.2.4. Coupes géologiques :

Les coupes géologiques de la figure II.5; montrent que :

- L'anticlinal du Dj Guedmane qui appartient à l'ensemble sud sétifien est très faillé et il est séparé de l'ensemble autochtone et parautochtone aurésien qui est très tectonisé comme le montre le pli déversé d'Ain Yaghout, par le Trias.
- La faille située entre Dj Guedmane et Dj Amsid provoque l'apparition du Trias entre ces deux reliefs.
- Le contact de l'anticlinal couché du Dj Tarbennt et le synclinal déversé du Dj Haouïa se fait par une faille verticale.
- Le Mio-Pliocène est discordant au Dj Azem, et discordant et plissé au Dj Haouïa.

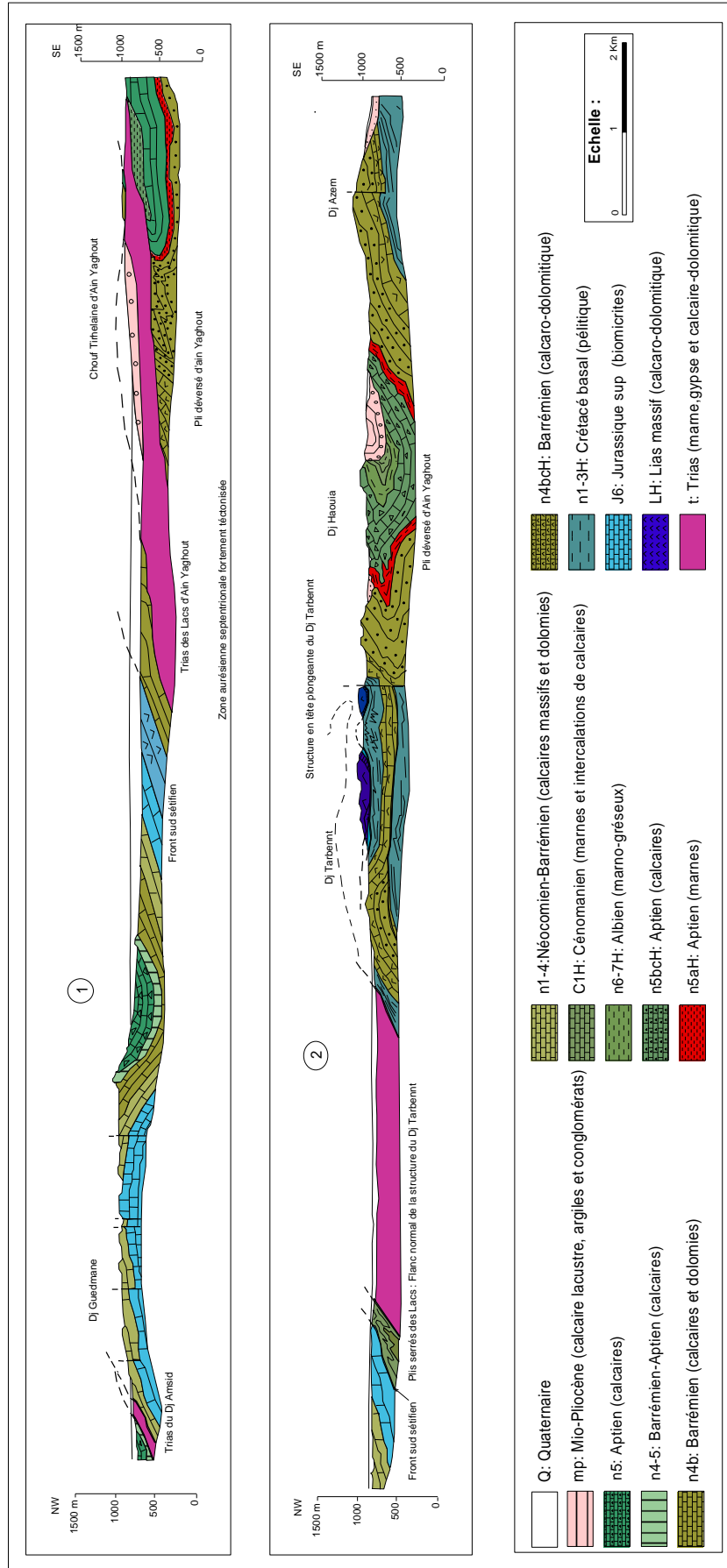


Figure II.5 : Coupes géologiques interprétatives (D'après J.M. Vila, 1977)

II.2.5. Paléogéographie :

Du point de vue paléogéographique, on peut établir l'opposition qui existe entre l'ensemble allochtone sud sétifien et le domaine aurésien :

- Le premier possède un Jurassique et un Crétacé basal carbonatés très littoraux.
- Le second montre un Jurassique moyen et supérieur nettement pélagique suivi par un Crétacé basal où s'installe une sédimentation épaisse et surtout détritique.

Au Crétacé inférieur et supérieur les oppositions sont moins nettes entre ces deux domaines où s'installe une sédimentation à dominance calcaro-dolomitique ou gréseuse.

II.2.6. Les minerais de la région d'étude :

Les terrains qui apparaissent dans la région de Gadaïne-Ain Yaghout contiennent de nombreux indices de minéralisation mais aucun n'a donné lieu à des accumulations exploitables. Le Lias du Dj Tarbennt contient quelques traces de Pb et de Zn. Les niveaux dolomitiques de la base du Barrémien du Dj Tarbennt et près du village d'Ain Yaghout contiennent de nombreuses fissures remplies de Barytine ($Ba SO_4$) mais en très faibles quantités.

Conclusion :

La zone d'étude appartient au domaine externe de la chaîne des Maghrébides dont on trouve :

- Au Nord, l'ensemble allochtone sud sétifien composé par les écaïlles de Dj Guedmane, Tizourit et Merzeguène d'âge Crétacé.
- Au Sud et à l'Est, les reliefs appartiennent aux formations paraautochtones et autochtones nord aurésiennes constituées par les écaïlles des monts d'Ain Yaghout, Dj Taфраout, Koudiat Tfouda et Dj Sarif d'âge Jurassique - Crétacé.

Ces grands massifs montagneux sont principalement constitués de formations rocheuses à dominance carbonatée et formant une série lithologique continue du Lias au Crétacé.

- Une couverture mio-plio-quadernaire, constituée par des calcaires lacustres, des argiles, des conglomérats, des alluvions et des glaciés polygéniques en particulier, occupe toute la plaine.

A partir de la nature lithologique du secteur étudié, nous pouvons classer ses formations en trois catégories :

1. Formations favorables pour constituer des aquifères à porosité d'interstice :

- **Les dépôts du Mio-Plio-Quadernaire** : constitués par des calcaires lacustres, des conglomérats et des dépôts de piémonts.

➤ **Les formations de l'allochtone Sud Sétifien :**

- Les micrites de l'Aptien.
- Les grès du Barrémien.

➤ **Les formations de l'autochtone et parautochtone aurésiens :** qui sont :

- Les grès du Tortonien.
- Les conglomérats du Miocène inférieur.
- Les grès de l'Aptien inférieur.
- Les grès du Barrémien.

2. Formations favorables pour constituer des aquifères karstiques :

Les formations qui peuvent constituer un aquifère karstique sont :

➤ **Les formations de l'allochtone Sud Sétifien :** Il s'agit :

- Des calcaires de l'Aptien et du Barrémien.
- Des calcaires et les dolomies du Néocomien-Barrémien.
- Des calcaires du Jurassique supérieur.

➤ **Les formations de l'autochtone et parautochtone aurésiens :** Il s'agit

- Des calcaires dolomitiques de l'Aptien supérieur, du Barrémien et du Lias.
- Des calcaires du Tithonique-Berriasien.

3. Formations imperméables :

Les différents horizons aquifères de la région sont séparés par des terrains imperméables appartenant aux **formations de l'autochtone et parautochtone aurésiens**. On y rencontre :

- Les marnes grises du Cénomaniens moyen-supérieur.
- Les marnes de l'Albien et de l'Aptien inférieur.
- Les marnes et les argiles pélitiques du Valanginien-Hautérivien.
- Les marnes du Jurassique supérieur et du Lias supérieur.
- Le gypse bréchiqque et les marnes bariolées du Trias.

GÉOPHYSIQUE

Introduction :

Pour toute étude hydrogéologique, la connaissance de la géologie est primordiale, mais elle est limitée par le manque d'affleurement des formations lithologiques. De ce fait, l'étude géophysique est d'un apport précieux, car elle permet de compléter ou de confirmer l'étude géologique et de déterminer les zones susceptibles d'être aquifères.

L'étude géophysique réalisée dans notre région d'étude a été effectuée entre 8 Avril et 14 Août 1969 par la Compagnie Générale de Géophysique (C.G.G), en vue de déterminer les différentes possibilités aquifères dans la région et leurs potentialités en eau ainsi que leur alimentation.

III.1.Problèmes et objectifs de l'étude de la C.G.G :

Les problèmes étaient de rechercher les implantations possibles d'ouvrage dans la plaine pour solliciter d'une part la nappe profonde du Crétacé ou du Jurassique, et d'autre part les aquifères éventuels du recouvrement, en vue de régulariser les exutoires existants.

Les objectifs d'étude étaient de déterminer la profondeur du substratum susceptible d'être aquifère, d'étudier la tectonique de la région, et enfin de rechercher dans le remplissage les niveaux perméables possibles (calcaires lacustres, dépôts de piémont, grès et conglomérats...etc.).

III.2. Travaux effectués :**III.2.1.Répartition des sondages électriques :**

La méthode adoptée dans l'étude de la C.G.G était celle des sondages électriques verticaux avec les dispositifs quadratiques rectilignes AMNB de Schlumberger, dont les différentes longueurs de la ligne AB varient entre 1000 et 3000 m.

Environ 140 sondages électriques regroupés en profils orientés SE - NW répartis dans la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout ont été exécutés. (Fig.III.1)

III.2.2.Echelle de résistivité :

Les mesures pratiques et l'estimation statistique déduite de l'ensemble de sondages électriques, ont permis d'établir une échelle de résistivité. (Tab.III.1)

III.3.Examen des résultats et interprétation :

L'étude géophysique effectuée par la C.G.G a permis d'établir pour notre secteur d'étude :

1. Des coupes géo-électriques.
2. Une carte de résistivité en ligne AB = 1000 m.

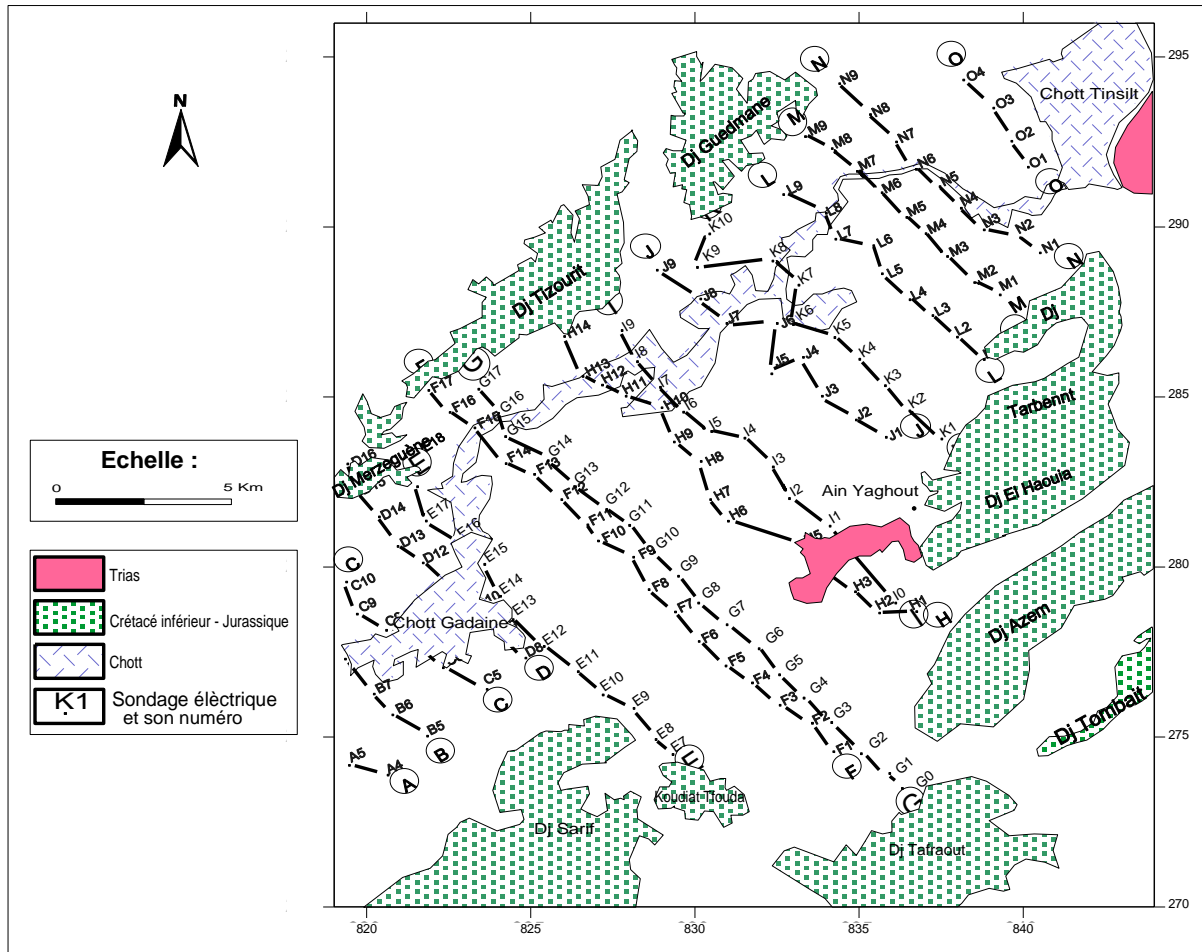


Figure III.1 : Carte de situation des sondages électriques (C.G.G., 1969).

Tableau III.1 : Echelle de résistivité.

Formations	Résistivité (Ohm.m)
Terrains salés des chotts.	0.5 – 2
Argiles du Plio-Quaternaire.	02 – 10
Sable argileux et graviers du Plio-Quaternaire.	10 – 50
Calcaires lacustres du Pliocène (chott Tinsilt).	15 – 50
Marne miocène éventuelle non étalonnée.	02 – 05
Conglomérats du Miocène (bordures des massifs).	100 – 150
Marnes du Sénonien.	05 – 10
Calcaires du Cénomanién ou du Turonien.	100 – 150
Marnes cénomaniennes.	02 – 05
Calcaires du Crétacé inférieur.	100 – 300
Marnes valanginiennes.	10 – 20
Calcaires jurassiques.	100 - 500

1. Une carte de résistivité en ligne AB = 3000 m.
2. Une carte des affleurements de surface.
3. Une carte du substratum.

III.3.1. Coupes géo-électriques :

L'examen des coupes géo-électriques effectuées dans la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout (Fig.III.2), nous permet de constater la disposition suivante :

- Les formations **très résistantes** ont une résistivité qui varie entre 100 et 300 $\Omega \cdot m$, elles correspondent aux calcaires et aux dolomies du Crétacé et du Jurassique. Ces formations présentent une structure plissée sous forme de Djebels tels que : Dj Merzguène et Dj Sarif, et des synclinaux comme la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout. Ces structures présentent des accidents transversaux importants de direction SW - NE provoquant la remontée du substratum.
- Les formations **résistantes** sont séparées en certains endroits les unes des autres par des formations conductrices de 3 à 5 $\Omega \cdot m$. Ces dernières correspondent aux argiles et aux marnes de l'Albien et du Néocomien. On note également l'existence de formations triasiques à Ain Yaghout et à Dj Sarif, provoquant un plan de charriage important dont le charriage de Dj Sarif qui recouvre probablement les calcaires du Cénomaniens. Les formations résistantes sont très puissantes et peu profondes notamment vers les bordures des reliefs.
- Le recouvrement est constitué par des formations **conductrices** (argileuses) peu profondes en bordure de la plaine. Par contre, il est très profond dans les zones de subsidence (400 à 500 m d'épaisseur).
- Notons enfin, une zone sursalée en surface, ayant des **résistivités très faibles** de l'ordre de 0.5 à 2 $\Omega \cdot m$.

III.3.2. Carte de résistivité en ligne AB = 1000 m :

Cette carte a été établie afin de déterminer les niveaux grossiers résistants du recouvrement qui se trouvent entre 100 et 250 m de profondeur (Fig.III.3). Ces niveaux sont des calcaires lacustres, sables, graviers et conglomérats du Plio-Quaternaire. Ils sont peu résistants (15 à 50 $\Omega \cdot m$), peu épais et recouverts par des terrains conducteurs argileux.

On note la présence d'une large zone conductrice allongée selon une direction NE - SW et qui correspond aux chotts, dont les formations conductrices correspondent aux sables argileux, argiles et marnes avec une résistivité comprise entre 5 et 30 $\Omega \cdot m$.

En bordure, on a des formations résistantes notamment les calcaires du Cénomano-Turonien, les conglomérats et les calcaires gréseux du Miocène.

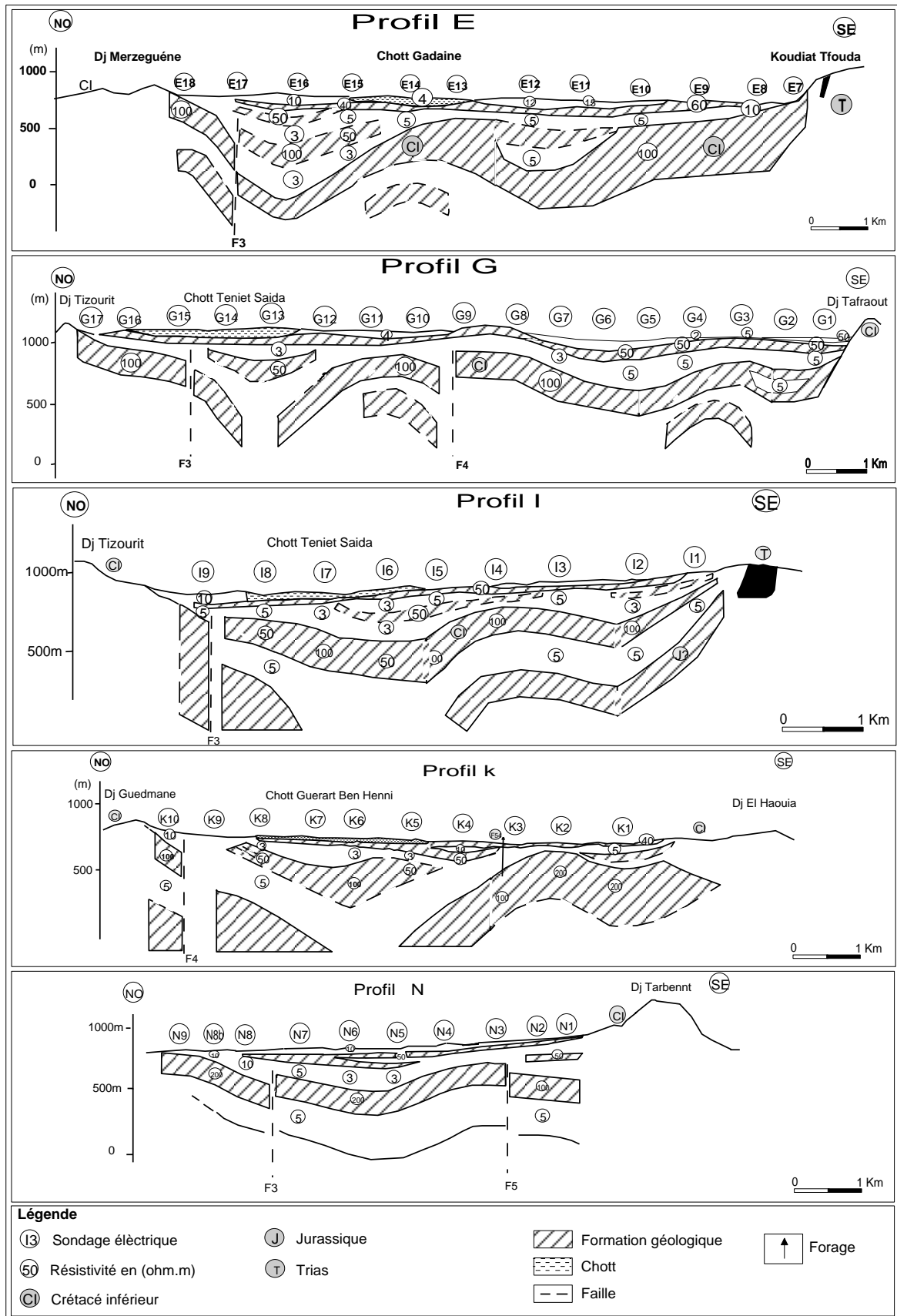


Figure III.2 : Coupes géoélectriques (profils E, G, I, K, et N), (C.G.G., 1969).

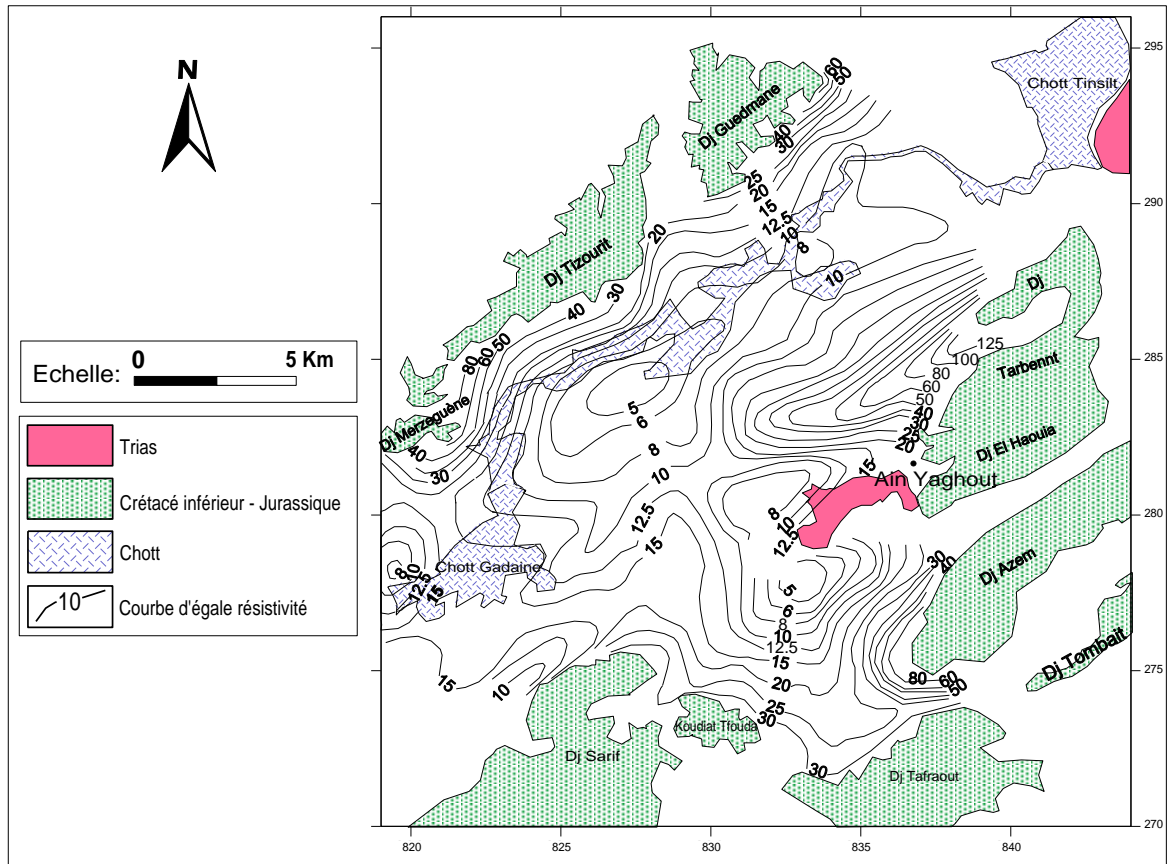


Figure III.3 : Carte de résistivité en ligne AB = 1000 m, (C.G.G., 1969).

III.3.3. Carte de résistivité en ligne AB = 3000 m :

Cette carte a permis de donner la répartition des résistivités entre 300 et 750 m de profondeur (Fig.III.4). Les résistivités enregistrées varient de 5 à 150 $\Omega \cdot m$, ce qui explique la répartition des zones conductrices dans la plupart de la plaine et qui correspondent à des formations de remplissage des synclinaux qui sont très épaisses surtout sur l'axe chott Gadaïne - chott Tinsilt. Les courbes d'iso-résistivités montrent une augmentation de cette dernière de 50 à 150 $\Omega \cdot m$ car les formations sont très résistantes et peu profondes aux abords des monts d'Ain Yaghout à l'exception des pointements triasiques d'Ain Yaghout et de Dj Sarif, où la résistivité est de l'ordre de 8 à 20 $\Omega \cdot m$.

Aux bordures de Dj Merzguène, Tizourit et Guedmane, on constate la présence de formations résistantes du Crétacé moyen à faible profondeur sur un compartiment limité par le prolongement de la grande faille **F3** du massif de Mestaoua.

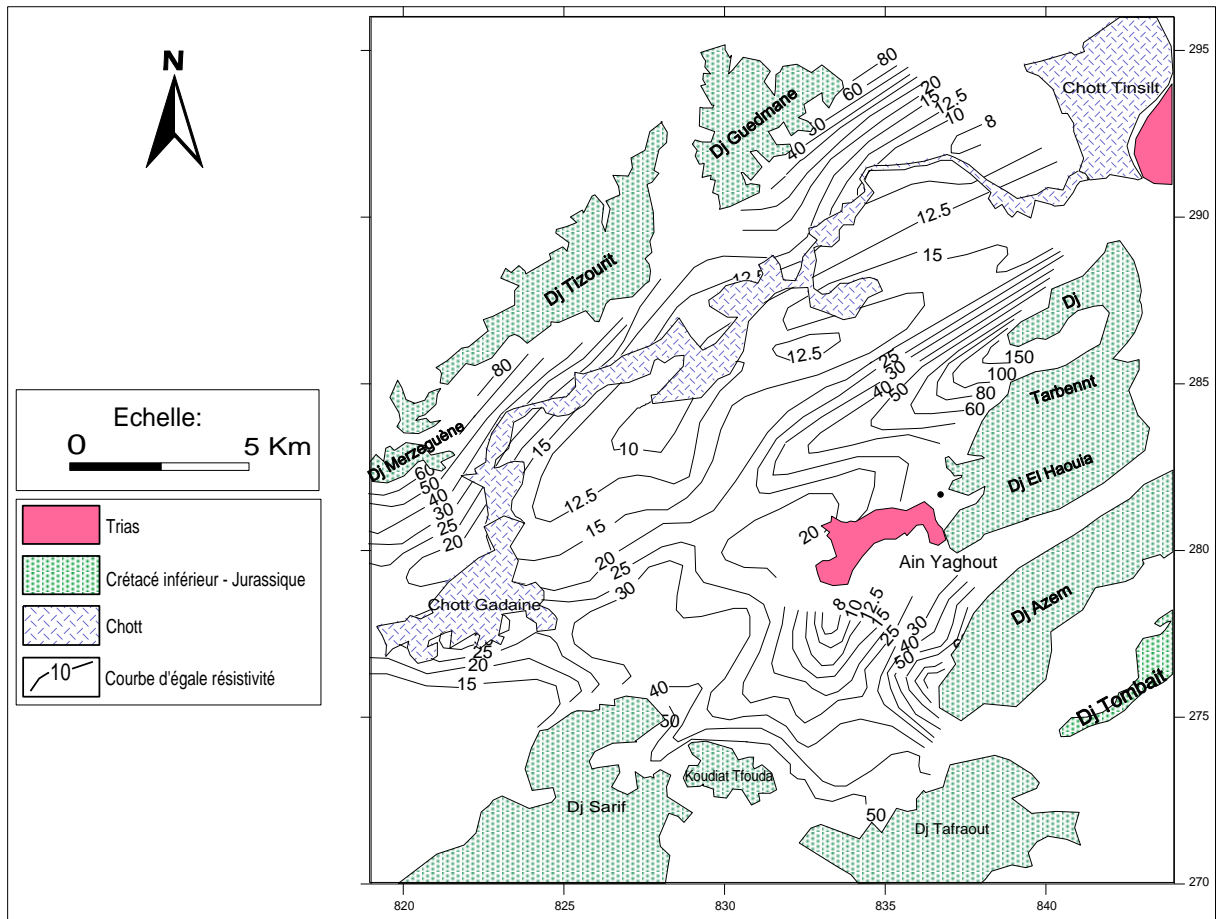


Figure III.3 : Carte de résistivité en ligne AB = 3000 m, (C.G.G., 1969).

III.3.4. Carte des affleurements de surface :

Cette carte est le résultat de la synthèse de cinq coupes géo-électriques (Fig.III.5). Elle permet d'avoir une vue latérale de l'aquifère superficielle. Cette carte traduit la répartition des formations résistantes et conductrices en surface. Cette répartition montre que le recouvrement résistant occupe presque 30 % de la surface de la plaine, il s'agit donc d'une nappe superficielle libre dans cette partie. Plus on s'éloigne des massifs, plus la surface devient sursalée. Donc on constate une variation latérale des formations de surface depuis les massifs, jusqu'au centre de la plaine (résistantes, salées et sur salées).

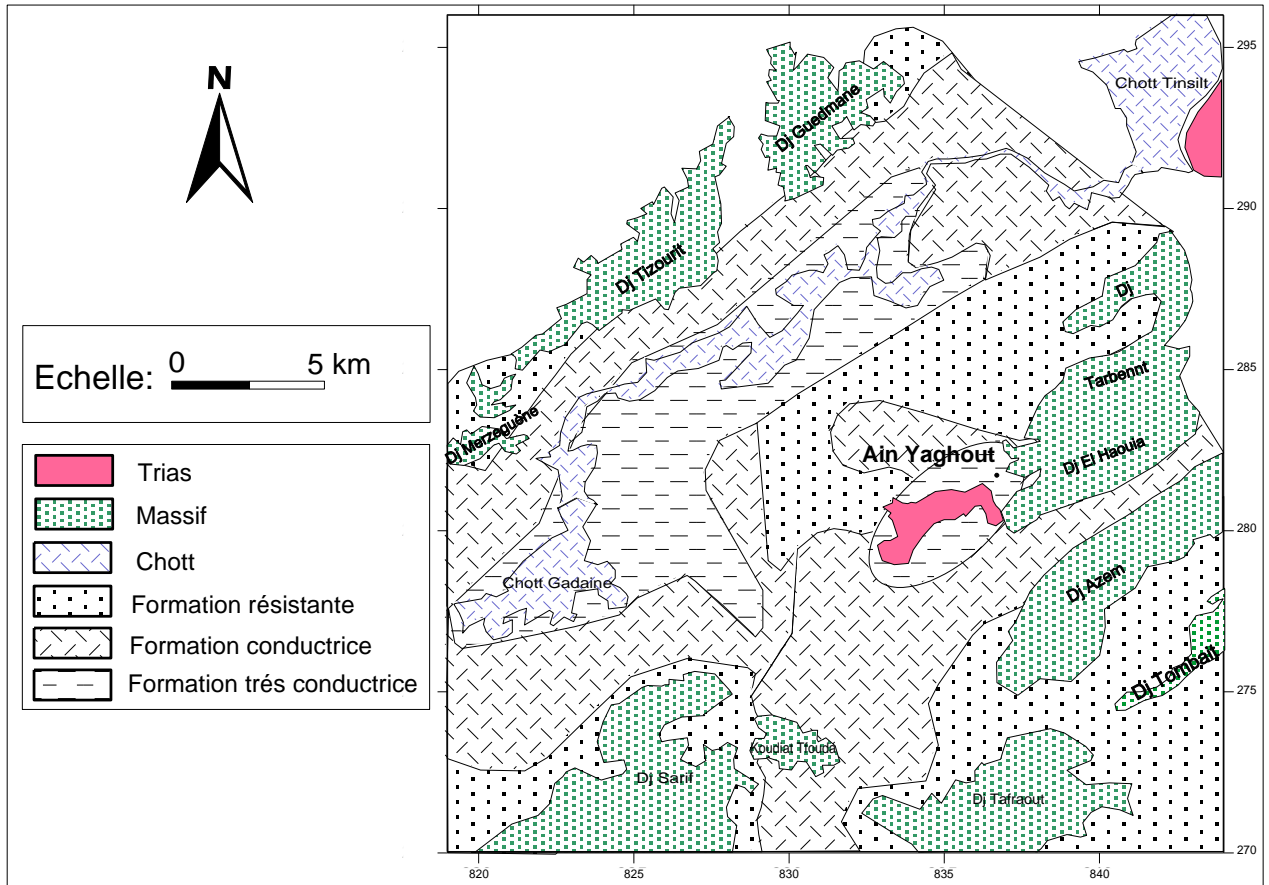


Figure III.3 : Carte des affleurements de surface.

III.3.5. Carte du substratum :

Le substratum est considéré comme étant la formation conductrice sur laquelle repose une épaisse formation résistante susceptible d'être aquifère (Fig.III.6). Ce sont en général les calcaires du Crétacé inférieur et les calcaires du Jurassique.

En plus de l'analyse géologique de la morphologie du substratum, on utilise les données de géophysique pour localiser les zones de subsidences et les limites des formations du Quaternaire des piémonts. Pour cela, une carte du substratum a été établie sur la base des sondages électriques.

Cette carte montre l'irrégularité du fond de la cuvette. Cette topographie souterraine joue un rôle de premier plan dans l'écoulement souterrain et explique souvent les anomalies de cet écoulement. En examinant cette carte, il en ressort que l'allure du substratum de la région étudiée se caractérise par la présence de diverses structures d'une part, et une profondeur variable d'un endroit à un autre (Horsts et Grabens) d'autre part.

La plaine de Gadaine-AinYaghout correspond à un fossé d'effondrement qui s'étend de Gadaine jusqu'au chott Tinsilt, allongée suivant la direction SW-NE.

Généralement la côte du substratum diminue des zones de piémont vers le centre de la plaine de 600 à 100 m à l'exception dans la région d'Ain Yaghout il atteint la côte de 800 m sous forme ondulaire.

La tectonique prédominante est la tectonique atlasique des Aurès dont les plis et les grandes fractures présentent la même direction SW-NE. Cette tectonique se complique du fait que la zone des hautes plaines se situe au point de confluence des plis atlasiques et des plis telliens et une tectonique cassante représentée par des fossés d'effondrement et des accidents orthogonaux de direction NW-SE.

On note, enfin que le substratum est affecté par de grands accidents tectoniques (F₃, F₄ et F₅), qui ont compliqué sa structure profonde et favorisent la présence des zones importantes d'accumulation des eaux souterraines.

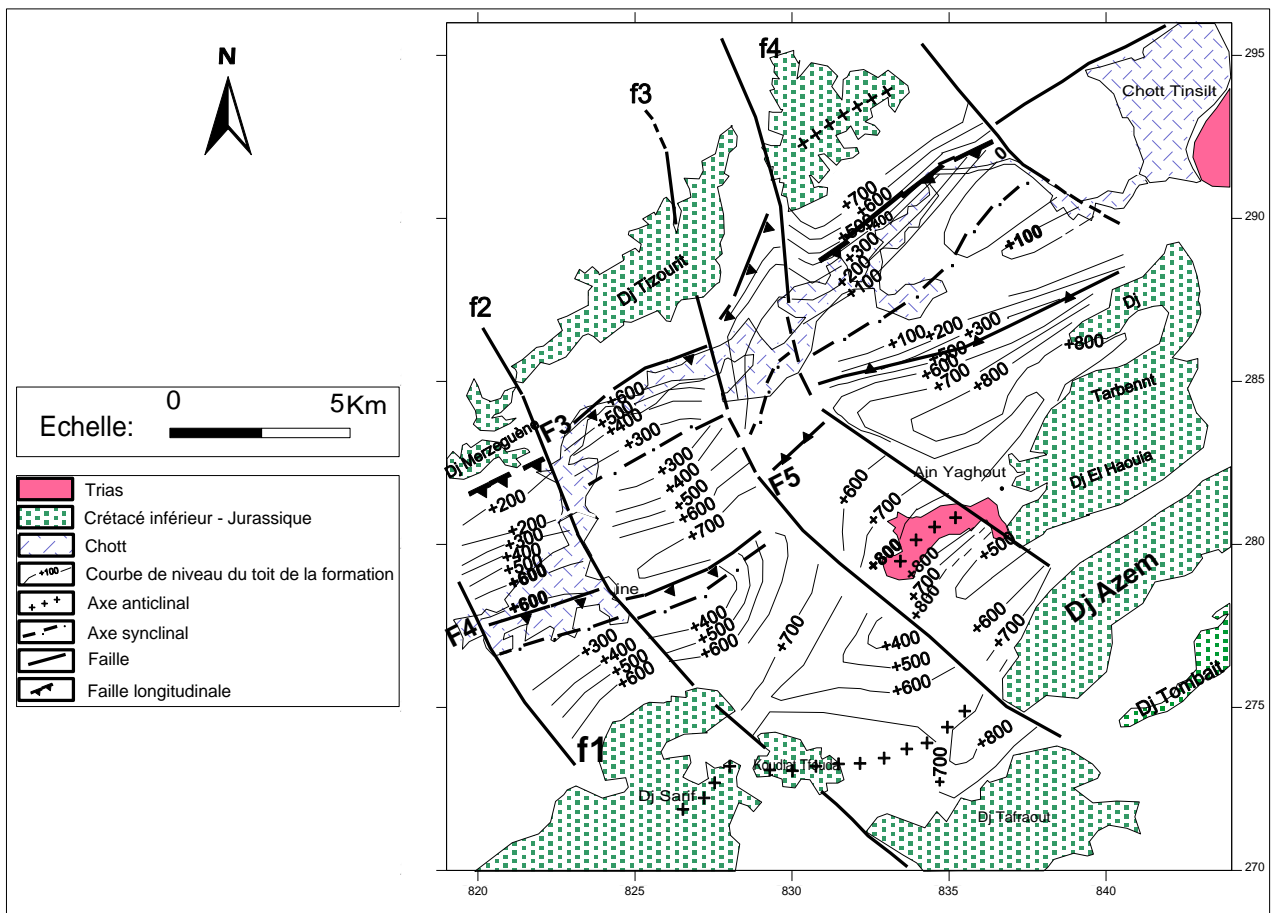


Figure III.3 : Carte de substratum (C.G.G., 1969).

Conclusion :

L'interprétation de l'étude géophysique effectuée dans la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout donne de précieuses informations concernant l'aquifère du Mio-Plio-Quaternaire et celui du Crétacé-Jurassique :

- Les formations du remplissage mio-plio-quaternaire correspondant aux conglomérats, calcaires, calcaires lacustres, marnes et argiles, ont des épaisseurs importantes (de l'ordre de 500 m au cœur du synclinal de la zone marécageuse). La base de ce remplissage est constituée de marnes qui sont absentes dans quelques endroits.
- Le recouvrement est en général conducteur et contient quelques intercalations plus résistantes.
- Le substratum résistant contient dans certains endroits quelques intercalations conductrices. Il correspond à des formations carbonatées du Crétacé et du Jurassique constituant l'aquifère profond qui est facilement exploité près des massifs (c.à.d. à proximité des accidents de bordures des plates formes).
- La côte du substratum diminue des zones de piémont vers le centre de la plaine (de 600 à 100 m).
- Les failles affectant les formations carbonatées constituent un champ important pour le développement du karst et assurent les relations hydrogéologiques entre les ensembles aquifères du Mio-Plio-Quaternaire et du Crétacé - Jurassique. Ces relations peuvent exister aussi lorsqu'il n'y a pas un écran imperméable entre ces deux ensembles.

HYDROCLIMATOLOGIE

Introduction :

Le climat de l'Algérie orientale contrasté imprime sa plus grande marque. La Latitude et la continentalité donnent lieu à une disposition en bandes zonales Est-Ouest de la pluviométrie et de l'évapotranspiration dont l'Est représente la région la plus arrosée du pays et détient, de ce fait, la part la plus importante des ressources en eau de surface. Et aussi, à la présence de grands « châteaux d'eau » sur le Tell et le littoral, directement exposés aux flux humides dominants du Nord et du Nord-Ouest. En opposition, une sécheresse est marquée à l'intérieur.

La variation géographique (topographique) de l'Algérie orientale se résume ainsi : du Sud au Nord et sur 250 km à vol d'oiseau, on passe d'un relief pré-saharien dénudé, fortement plat et au climat sub-aride à aride, à des massifs montagneux humides portant de belles forêts de chêne liège surplombant sur plusieurs centaines de mètres, la mer Méditerranée. Ceci, en traversant le gros « bastion » montagneux relativement boisé de l'Aurès et Nememcha, la grande gouttière semi-aride des Hautes Plaines et les reliefs de basses montagnes subhumides du Tell.

Cependant, les contrastes physico-géographiques de l'Est algérien confèrent à celui-ci deux systèmes hydrographiques juxtaposés, nettement opposés : les bassins septentrionaux (Côtiers constantinois, Soummam, Kébir-Rhumel, Seybouse et Medjerda), à écoulement relativement fourni, de type exoréique car le caractère montagneux du Tell et l'abondance des précipitations facilitent aux cours d'eau un débouché vers la mer Méditerranée, et les bassins méridionaux (Hauts Plateaux, Chott Melrhir et Chott Hodna), à écoulement plutôt modeste, de type endoréique, en raison de la topographie en cuvettes et de la semi-aridité dominante qui rendent la plupart des oueds des Hautes Plaines et du Piémont saharien tributaires de dépressions fermées (sebkhas, chotts et garaet).

IV.1. Aperçu sur la zone d'étude :

D'après l'agence de bassin hydrographique « Constantinois-Seybouse-Mellegue », la région hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue (C.S.M), englobe cinq bassins versants (Fig.IV.1) parmi lesquels, le bassin versant des hautes plaines constantinoises avec une superficie de 9615 km². Ce dernier est subdivisé en sept sous bassins dont notre zone d'étude qui fait partie du sous bassin de Sebkhet Ez Zemoul codé « 07- 03 », avec une superficie de 1560 km² (Fig.IV.2).

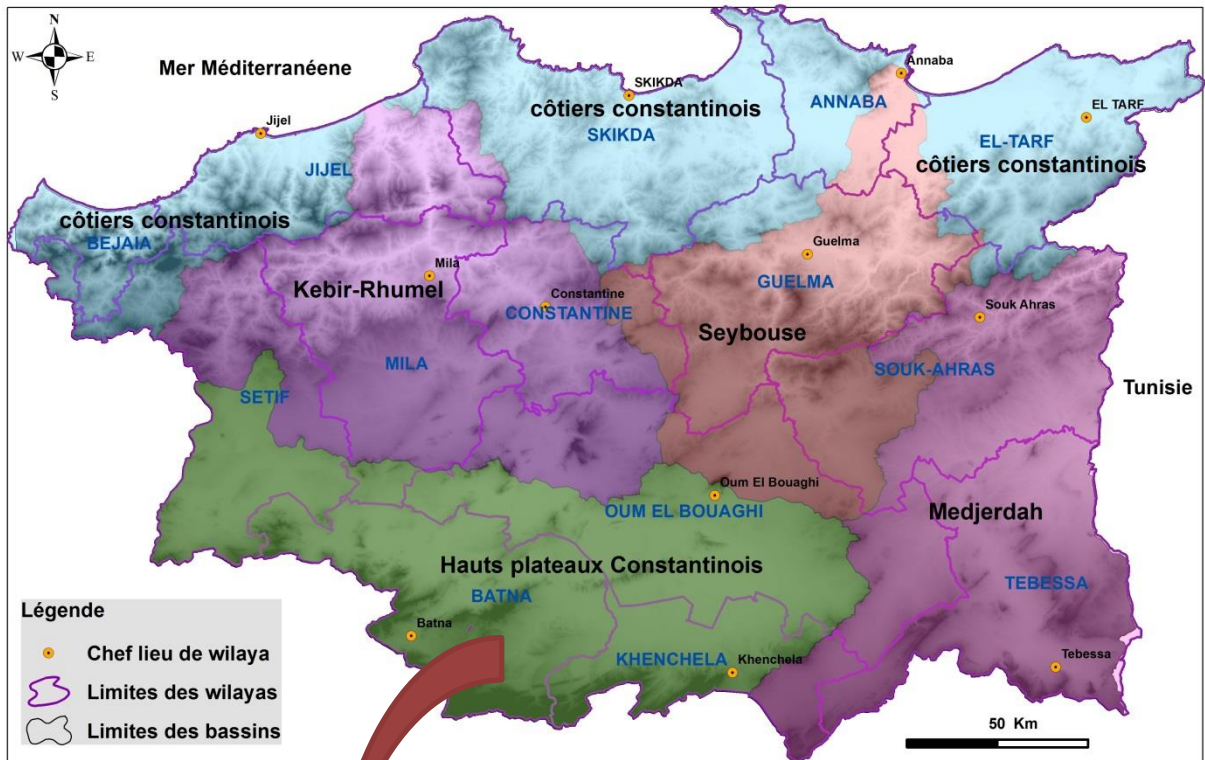


Figure IV.1 : Carte des bassins versants de la région hydrographique « C.S.M ». (D'après l'agence de bassin hydrographique Constantinois - Seybousse - Mellegue).

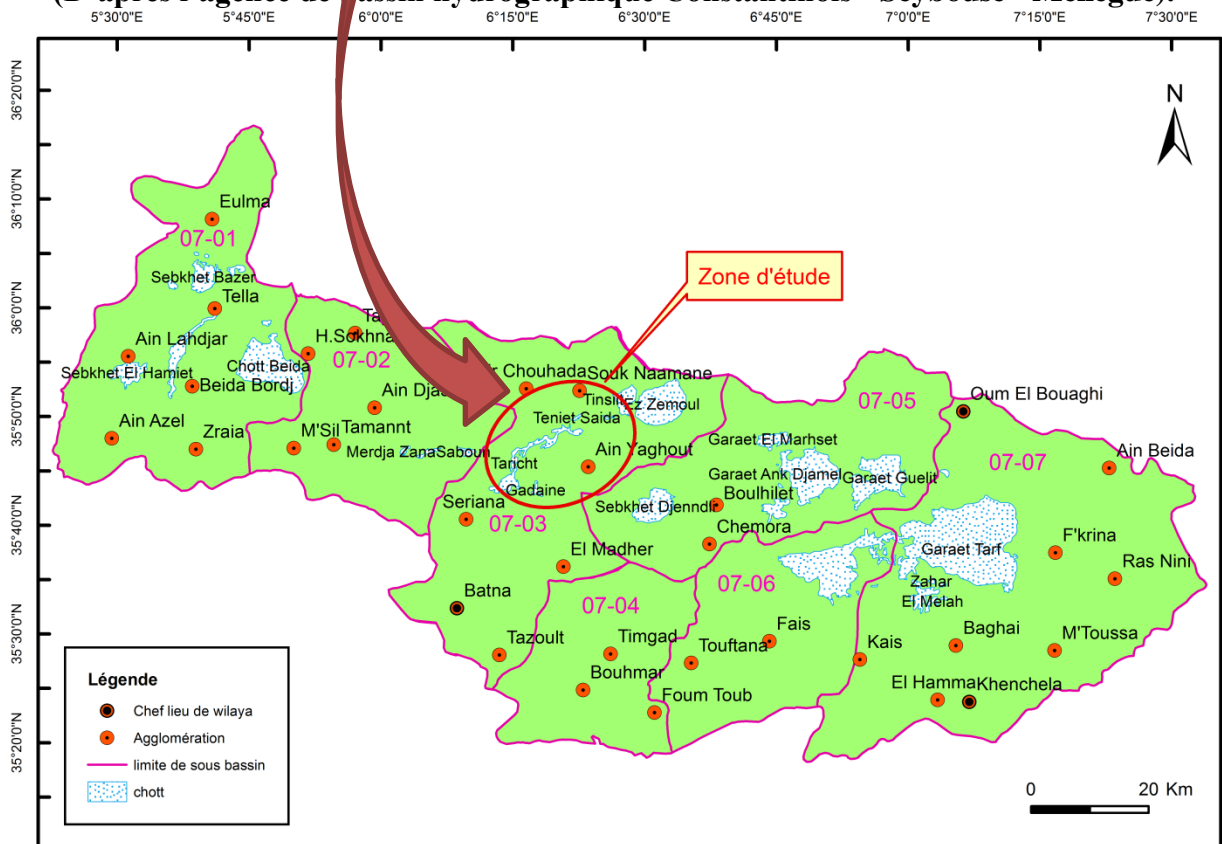


Figure IV.2 : Carte de sous bassins des hauts plateaux constantinois (07). (D'après l'agence de bassin hydrographique Constantinois - Seybousse - Mellegue).

IV.2. Analyse des paramètres climatologiques :

Nous avons utilisé les données relatives aux stations météorologiques d'Ain Yaghout et de l'aéroport de Batna, dont les coordonnées sont présentées dans le tableau IV.1 :

Tableau IV.1 : Coordonnées Lambert et internationales des stations météorologiques utilisées.

Stations	X (km)	Y (km)	Longitude	Latitude	Altitude (m)
Ain Yaghout	836.00	281.60	6° 25 '6 '' E	35° 47'15'' N	876.00
Aéroport de Batna	827.00	279.00	6° 18'56'' E	35° 45'19'' N	821.29

Les données disponibles pour ces deux stations sont fournies gracieusement par le personnel de l'office national de la météorologie sont : les précipitations pour la station d'Ain Yaghout (Série ancienne : 1913-1938 et série récente : 1989-2011) et les précipitations, températures, vents, humidité relative, insolation, gelée blanche, neige et évaporation pour la station de l'aéroport de Batna (Série récente : 1989-2011).

IV.2.1. Précipitation :

La précipitation est la totalité de la lame d'eau quantifiée par le pluviomètre ou le pluviographe. Elle est d'origine diverse : pluie, neige, grêle...etc. Elle caractérise le climat d'une région, permet le calcul du bilan hydrique et joue un rôle prépondérant dans l'alimentation des nappes d'eaux souterraines. Les précipitations annuelles constituent le facteur essentiel de l'abondance fluviale, alors que la pluviosité journalière et surtout les averses sont génératrices des crues en particulier dans la région d'étude.

IV.2.1.1. Variation mensuelle et saisonnière des précipitations :

- Période ancienne (série de P. Seltzer : 1913-1938) :

Pour cette période, les données disponibles, mentionnées dans le tableau IV.2, sont relatives à la station d'Ain Yaghout, dont on remarque que :

- Les mois de Mars et Mai sont les plus pluvieux alors que les mois les plus secs sont Juillet et Août.
- La saison la plus humide est le printemps avec une précipitation de l'ordre de 120 mm.

Tableau IV.2 : Répartition mensuelle et saisonnière des précipitations moyennes à la station d'Ain Yaghout, série de P. Seltzer (1913-1938).

Mois Station	Automne			Hiver		Printemps			Eté		Année			
	Se	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Ma	Jui		Juill	Aoû	
Ain Yaghout	Moyenne mensuelle (mm)	23	31	35	26	38	33	42	37	41	28	06	13	353
	Moyenne saisonnière (mm)	89			97		120			47				
	Moyenne saisonnière (%)	25.21			27.48		34			13.31				

- Période récente :

Le tableau IV.3 résume la répartition moyenne mensuelle des précipitations et leurs écart type et coefficient de variation ainsi la moyenne saisonnière de ces précipitations dans les stations d'Ain Yaghout et de l'aéroport de Batna, (Fig.IV.3) :

- Le maximum des précipitations moyennes mensuelles est observé durant le mois de Mai avec :
 - 46.71 mm à Ain Yaghout.
 - 49.08 mm à l'aéroport de Batna.
- Le minimum des précipitations moyennes mensuelles est observé au mois de Juillet avec :
 - 6.20 mm à Ain Yaghout.
 - 7.26 mm à l'aéroport de Batna.
- L'écart type entre les valeurs des précipitations mensuelles est plus important pendant le mois de Mai pour les deux stations, dont :
 - 40.69 mm à Ain Yaghout.
 - 37.77 mm à l'aéroport de Batna.
- La dispersion relative des précipitations est bien exprimée par le coefficient de variation (Cv) (Fig.IV.5). Les valeurs du coefficient de variation mensuelle pour la station d'Ain Yaghout varient entre 0.65 et 1.33 et pour la station de l'aéroport de Batna est entre 0.54 et 1.20. Le coefficient de variation annuelle pour la station d'Ain Yaghout est de l'ordre de 0.90 et pour la station de l'aéroport de Batna est de 0.85, ce qui indique une variabilité bien marquée des précipitations mensuelles de chaque station par rapport à la faible variabilité annuelle entre les deux stations.
- L'étude de la répartition saisonnière des précipitations (Fig.IV.4) montre une grande variabilité, on remarque que le printemps est la saison pendant laquelle sont enregistrées les plus importantes quantités des précipitations avec :

- 115.51 mm à Ain Yaghout.
- 119.68 mm à l'aéroport de Batna.
- Par contre, l'été est la saison la moins pluvieuse, période pendant laquelle la pluie atteint :
 - 39.05 mm à Ain Yaghout.
 - 41.66 mm à l'aéroport de Batna.
- Quant aux saisons de l'automne et l'hiver, la variabilité est faible pour les deux stations.
- Cette variation saisonnière conditionne fortement les activités agricoles et le mode de vie de la population de la zone d'étude.
- Pour la station d'Ain Yaghout, la période (1913-1938) est relativement plus humide que celle de (1989-2011).
- Le classement décroissant du total des précipitations montre que le régime saisonnier des deux stations est de type **PHAE** (Printemps, Hiver, Automne et Eté) caractérisant les hautes plaines.
- D'une façon globale, les précipitations aussi bien mensuelles que saisonnières pour les deux stations varient de la même manière.

Le climat présente donc une saison relativement **pluvieuse** au printemps, durant laquelle se produit une recharge de la nappe qui par conséquent va diluer les concentrations des éléments chimiques. Par contre, la saison **sèche** correspond à l'été avec une faible recharge entraînant une évaporation rapide de la nappe et une augmentation de la minéralisation des eaux souterraines.

Tableau IV.3 : Répartition mensuelle et saisonnière des précipitations moyennes aux stations d'Ain Yaghout et de l'aéroport de Batna (1989-2011).

Mois Station	Automne			Hiver		Printemps			Eté			Année		
	Sept	Oct.	Nov.	Déc.	Jan	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill		Août	
Ain Yaghout	Moyenne mensuelle (mm)	36.86	22.49	27.29	36.12	33.51	23.91	30.43	38.37	46.71	16.70	6.20	16.15	334.75
	Ecart type (σ)	24.37	21.91	26.31	27.88	29.44	24.46	20.46	24.80	40.69	16.71	6.39	21.49	/
	Coefficient de variation	0.66	0.97	0.96	0.77	0.88	1.02	0.67	0.65	0.87	1.00	1.03	1.33	0.90
	Moyenne saisonnière (mm)	86.65			93.54		115.51			39.05			334.75	
	Moyenne saisonnière (%)	25.88			27.94		34.51			11.70			100	
	Moyenne mensuelle (mm)	38.51	22.50	26.26	32.75	33.15	23.49	31.44	39.15	49.08	15.86	7.26	18.54	338.0
Aéroport de Batna	Ecart type (σ)	22.12	20.47	24.15	25.38	28.61	20.56	16.86	26.40	37.77	14.78	8.71	21.20	/
	Coefficient de variation	0.57	0.91	0.92	0.77	0.86	0.88	0.54	0.67	0.77	0.93	1.20	1.14	0.85
	Moyenne saisonnière (mm)	87.28			89.39		119.68			41.66			338	
	Moyenne saisonnière (%)	25.82			26.45		35.41			12.33			100	

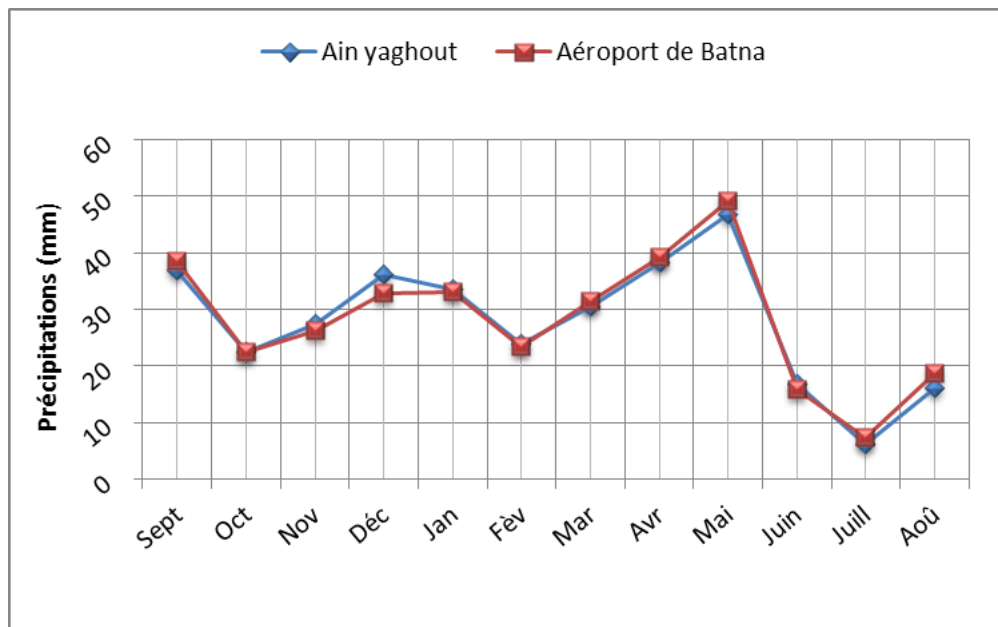


Figure IV.3 : Variation mensuelle des précipitations moyennes aux stations d'Ain Yaghout et de l'aéroport de Batna.

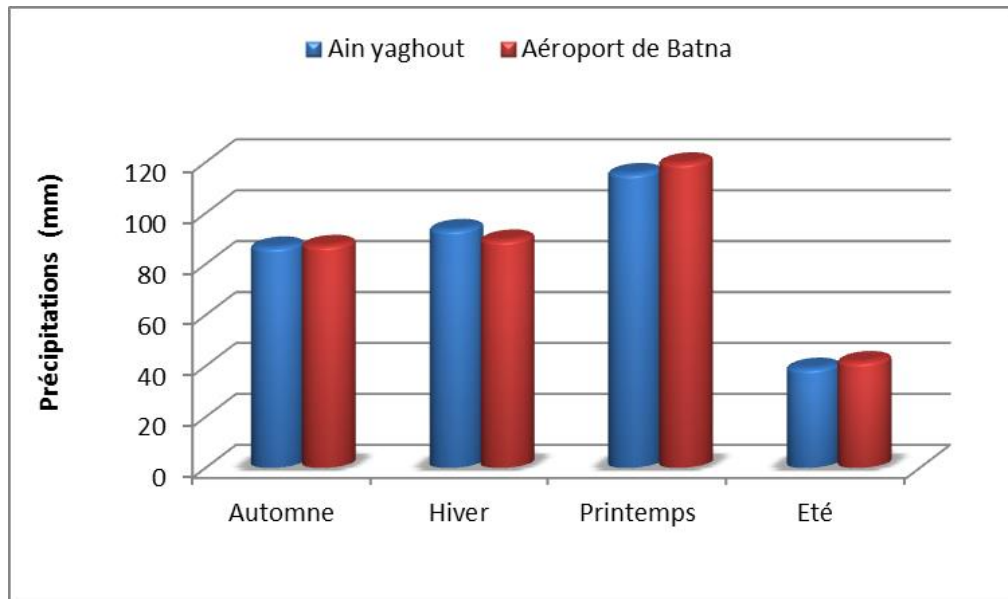


Figure IV.4 : Variation saisonnière des précipitations moyennes aux stations d’Ain Yaghout et de l’aéroport de Batna.

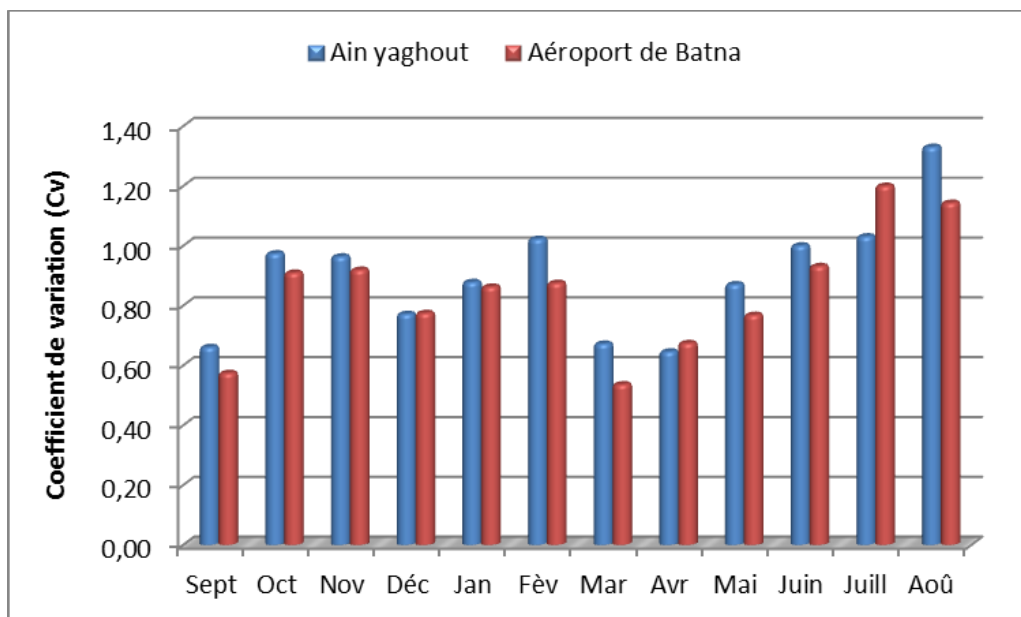


Figure IV.5 : Coefficient de variation pour les stations d’Ain Yaghout et de l’aéroport de Batna.

IV.2.1.2. Variation annuelle des précipitations :

L’Agence Nationale des Ressources Hydriques (A.N.R.H) a établi une carte pluviométrique de l’Algérie du Nord à une échelle 1/500 000 pour une période de cinquante-huit ans (1922/60-1969/89) avec une équidistance de 50 mm ce qui la donne une assez bonne précision, (Fig.IV.6). Cette carte reflète les traits essentiels de la distribution des précipitations dans le secteur d’étude. On s’aperçoit alors que la pluviométrie s’échelonne entre 300 et 400 mm dans la plaine, puis elle

chute vers 200 à 300 mm dans le Nord de la plaine, mais elle est maximale sur les massifs montagneux où l'influence de l'altitude est remarquable.

Les précipitations annuelles pour chacune des stations utilisées sont représentées sur le graphe (Fig.IV.7), dont :

- L'année la plus pluvieuse est 1995-1996 pour la station d'Ain Yaghout avec 494.1 mm et l'année 2003-2004 pour la station de l'aéroport de Batna avec 501.5 mm.
- L'année la plus sèche est 1996-1997 pour les deux stations dont les précipitations sont de l'ordre de 165.1 mm dans la station d'Ain Yaghout et de 189.5 mm pour la station de l'aéroport de Batna.

Donc, il apparaît clairement qu'il existe une irrégularité dans la répartition annuelle des précipitations pour les deux stations.

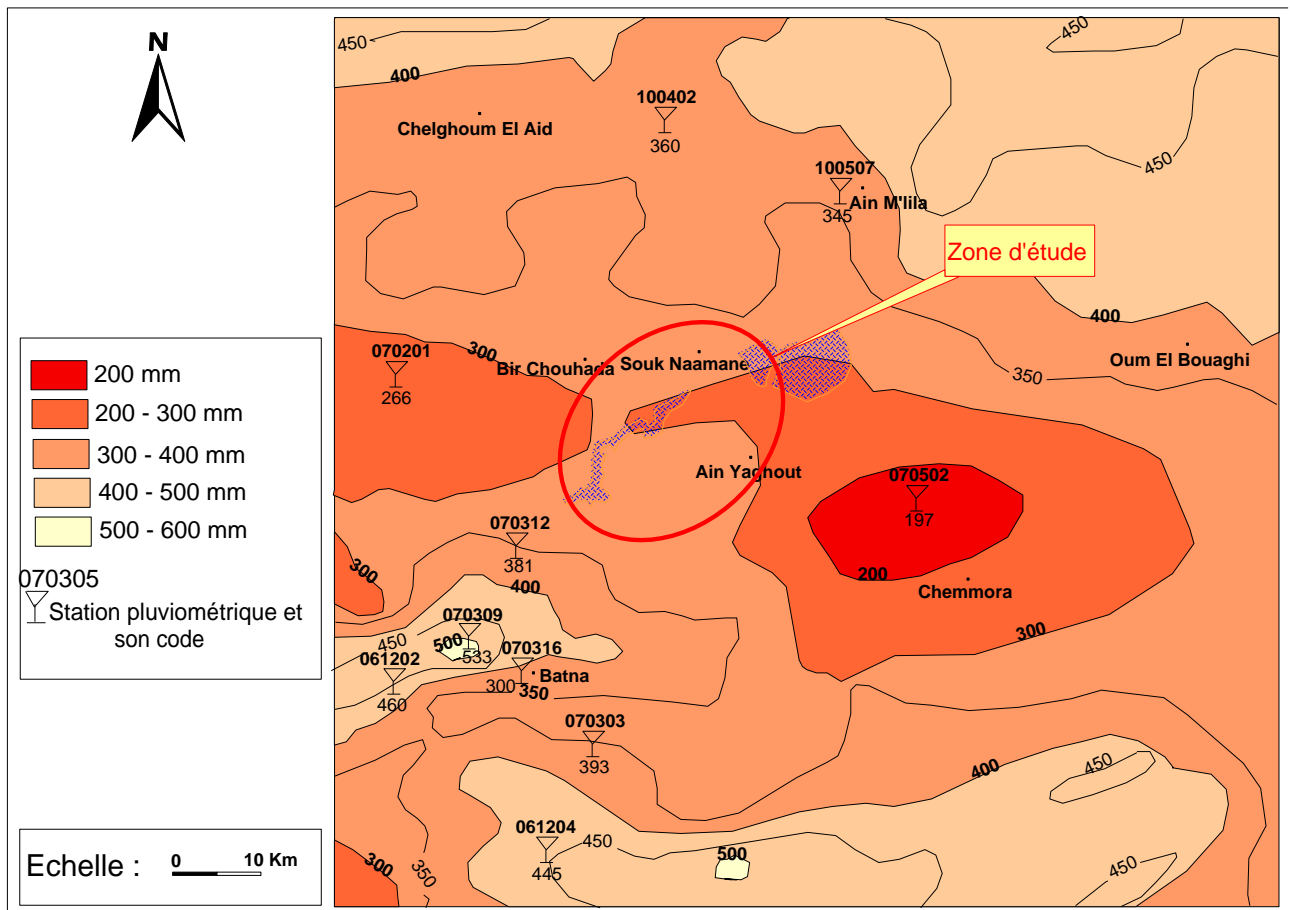


Figure IV.6 : Extrait de la carte pluviométrique de l'Algérie du Nord. (D'après l'A.N.R.H, 1993)

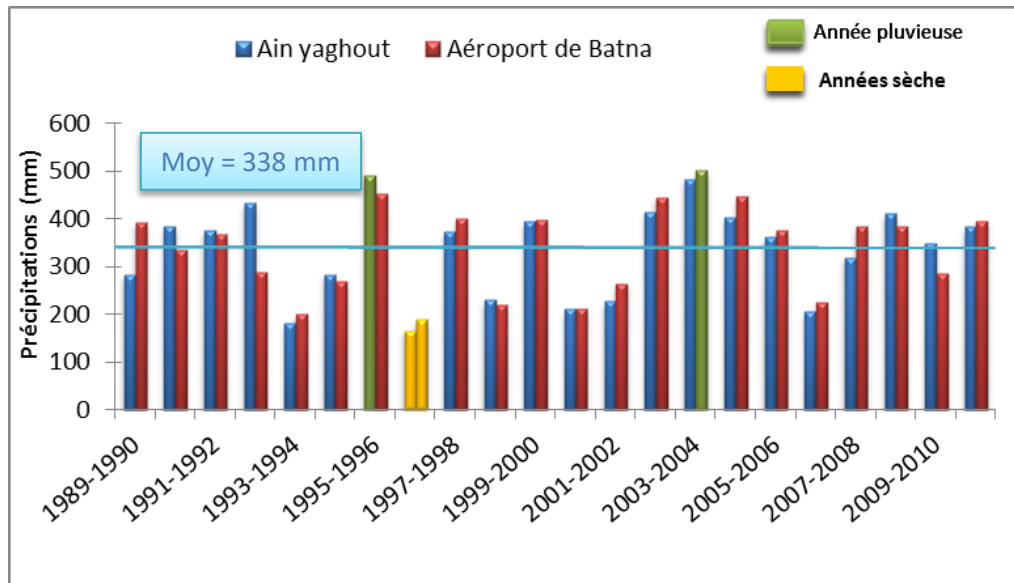


Figure IV.7 : Précipitations annuelles aux stations d'Ain Yaghout et de l'aéroport de Batna.

IV.2.1.3. Calcul de la lame d'eau moyenne précipitée sur le sous bassin de Sebket Ez Zemoul :

La lame d'eau moyenne précipitée représente le volume total des précipitations annuelles reçues rapporté à la surface du sous bassin versant.

Pour estimer cette lame d'eau moyenne sur l'ensemble du sous bassin, nous avons pris 14 stations pour une période de cinquante-huit ans (1922/1960-1969/1989) et nous avons utilisé trois méthodes de calcul : les méthodes arithmétique, de Thiessen et des isohyètes.

IV.2.1.3.1. Méthode arithmétique :

En considérant les stations bien réparties, la répartition des pluies est relativement homogène et la topographie du bassin est peu accidentée, on pourra appliquer une simple moyenne arithmétique des valeurs obtenues aux stations étudiées à partir de la formule suivante :

$$\bar{P} (mm) = \frac{\sum P_i}{n} \quad \text{(IV.1)}$$

Où : \bar{P} : Précipitations moyennes à l'échelle du sous bassin versant, en (mm) ;

P_i : Pluviométrie annuelle de chaque station, en (mm) ;

n : Nombre de stations utilisées.

D'après les données du tableau.IV.4, on a : $\bar{P} (mm) = \frac{4772}{14} = 340.86 \text{ mm.}$

Tableau IV.4 : Application de la méthode arithmétique.

Station	Pi (mm)	Station	Pi (mm)	Station	Pi (mm)
Merouana	387	Ali Ben Tennoune	324	Timgad	331
Sgag	445	Ain Yaghout	322	Boulhilet	197
Oued Chelih	393	Hamla	328	Teleghma	360
Ain Djasser	266	Seriana	381	Ain M'lila	345
Tazoult	393	Bouahmar	300		$\Sigma = 4772$

IV.2.1.3.2. Méthode de Thiessen :

C'est la méthode la plus couramment utilisée. Son application est aisée car les formes géométriques (polygones) attribuées aux différentes stations sont invariantes dans le temps, donc l'estimation successive des précipitations moyennes tombées sur les différents pas du temps d'une période donnée, est facilement réalisable. Elle convient notamment quand le réseau pluviométrique n'est pas homogène spatialement mais elle devient peu efficace lorsque la topographie est irrégulière puisque la définition de chaque zone ne tient pas compte de ce paramètre.

Les différentes stations réparties sur l'ensemble du sous bassin versant permettent de tracer les polygones ayant pour centre une de ces stations en considérant que la pluie moyenne relevée à chaque station correspond à celle tombée sur chaque polygone centré par la station qui lui correspond (Fig.IV.8). Ensuite, on calcule la surface de chaque polygone par planimétrie pour obtenir la lame d'eau précipitée donnée par la formule qui suit :

$$\bar{P} (mm) = \frac{\sum P_i \times S_i}{S_t} \quad (\text{IV.2})$$

Où : \bar{P} : Précipitations moyennes à l'échelle du sous bassin versant, en (mm) ;

P_i : Pluviométrie moyenne annuelle de chaque station, en (mm) ;

S_t : Surface totale du sous bassin versant, en (km²) ;

S_i : Surface correspondante à chaque polygone, en (km²).

D'après les données du tableau.IV.5 :

$$\bar{P} = \frac{504856.8}{1511.6} = 334 \text{ mm}$$

Tableau IV.5 : Application de la méthode de Thiessen.

Polygone de Thiessen	P_i (mm)	S_i (km ²)	$P_i \times S_i$
Polygone 1	197	72.048	14193.5
Polygone 2	345	109.302	37709.1
Polygone 3	360	53.546	19276.5
Polygone 4	266	15.363	4086.4
Polygone 5	322	620.579	199826.4
Polygone 6	331	8.937	2958.2
Polygone 7	324	164.021	53142.9
Polygone 8	381	276.436	105322.3
Polygone 9	393	85.685	33674.3
Polygone 10	328	105.692	34667.0
		$\Sigma = 1511.6$	$\Sigma = 504586.8$

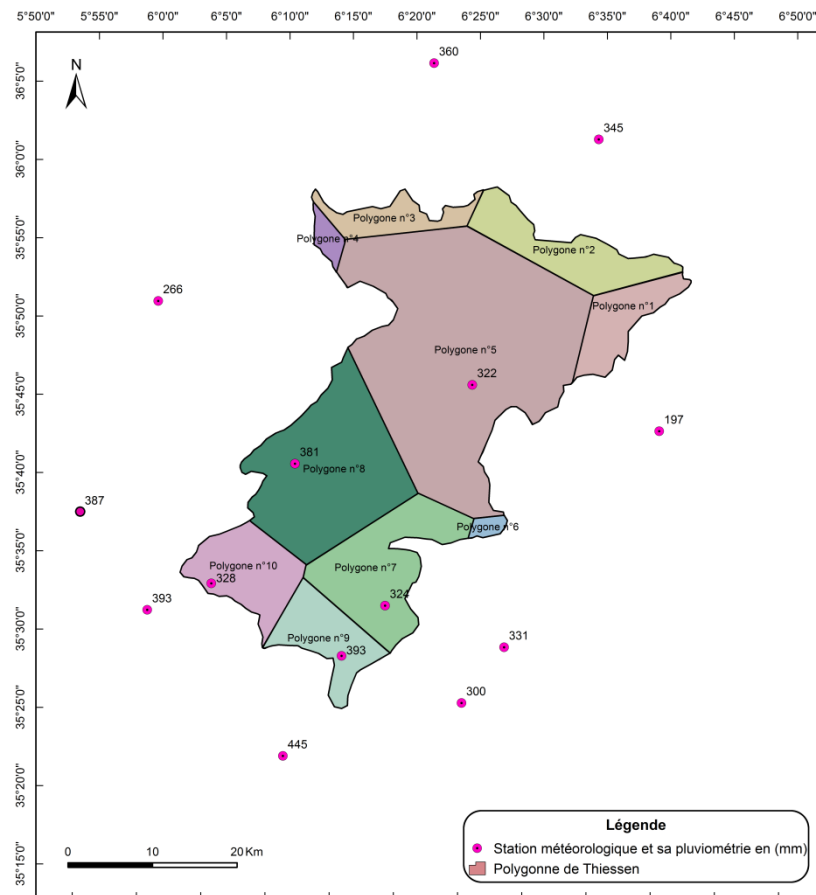


Figure IV.8 : Calcul de la lame d'eau précipitée par la méthode de Thiessen.

(Période : 1922/1960-1969/1989)

IV.2.1.3.3. Méthode des isohyètes :

En tenant compte de la topographie et des valeurs pluviométriques acquises aux stations du bassin et des autres stations avoisinantes, on peut tracer les courbes d'isohyètes (lignes d'égale pluviométrie) par des méthodes statistiques. Le principe de cette méthode consiste à mesurer la

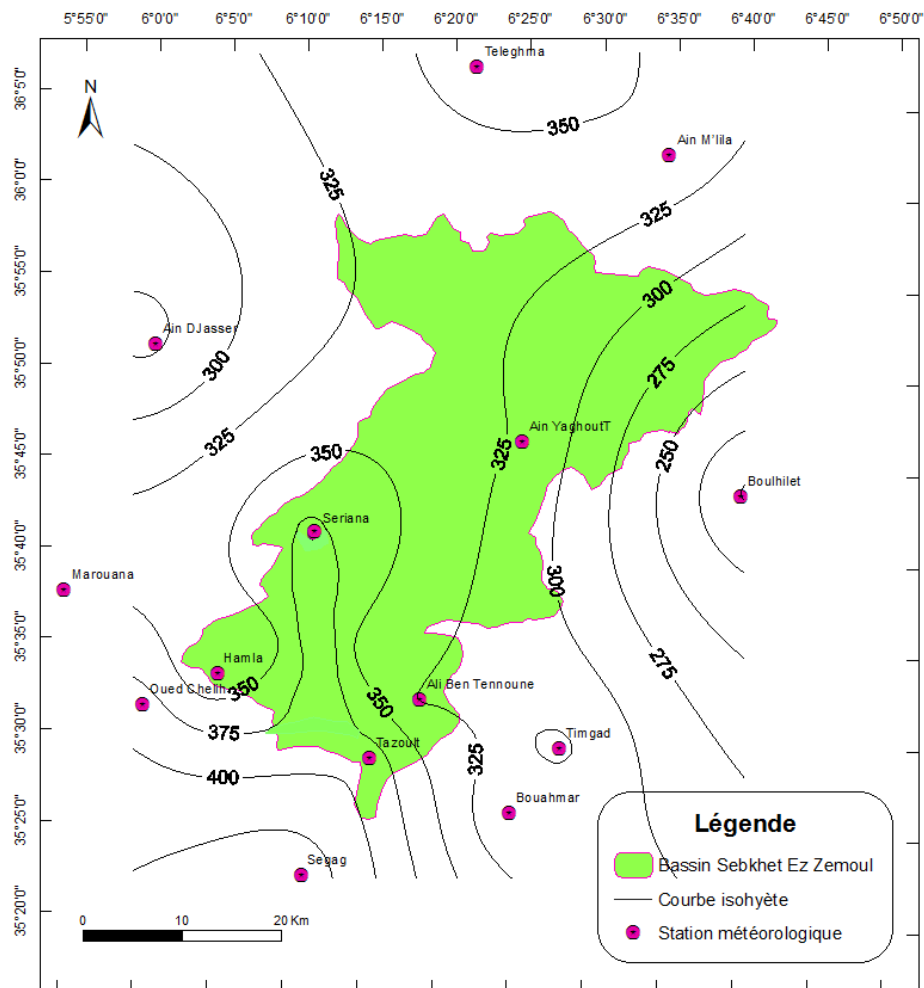
surface comprise entre deux isohyètes successives par planimétrie (Fig.IV.9). On multiplie cette surface (S_i) par la moyenne des valeurs des deux isohyètes qui correspondent à cette surface, donc la lame d'eau précipitée sera égale à :

$$\bar{P} = \frac{\sum S_i \times P_i}{S_t} \quad (\text{IV.3})$$

D'après les données du tableau.IV.6, on obtient : $\bar{P} = \frac{502467.7}{1511.6} = 332.4 \text{ mm}$

Tableau IV.6 : Application de la méthode des isohyètes.

Tranches d'isohyètes	225-250	250-275	275-300	300-325	325-350	350-375	375-400	400-425	Somme
S_i (km ²)	0.670	70.877	135.392	300.735	653.3	223.275	126.541	1.028	1511.6
P_i (mm)	237.5	262.5	287.5	312.5	337.5	362.5	387.5	412.5	/
$P_i \times S_i$	159.1	18605.3	38925.1	93979.7	220480.1	81033.7	48860.6	424.1	502467.7



**Figure IV.9 : Calcul de la lame d'eau précipitée par la méthode des isohyètes.
(Période : 1922/1960-1969/1989)**

Discussion des résultats :

Les résultats obtenus par la méthode de Thiessen (334 mm) et celle des isohyètes (332.4 mm) présentent une différence pratiquement insignifiante. Il faut signaler cependant, que les précipitations sont légèrement surestimées par la méthode arithmétique (340.8 mm), puisque certaines stations sont situées en altitude; ce qui n'est pas représentatif des fréquences altimétriques du bassin, donc de la répartition des précipitations. Donc d'une manière générale les résultats sont relativement proches les uns et les autres et pour cela, on adopte la valeur obtenue par la méthode des isohyètes qui tient en compte de la topographie du bassin et de l'hétérogénéité des précipitations en même temps.

IV.2.2. Température de l'air :

La température de l'air est un paramètre représentatif de l'énergie solaire reçue. Elle conditionne l'évapotranspiration qui entre dans l'estimation du bilan hydrologique.

Le tableau (IV.7) montre les variations mensuelle, saisonnière et annuelle de la température moyenne pour la station de l'aéroport de Batna durant la période « 1989-2011 ». Les températures moyennes mensuelles sont calculées à partir de la méthode de moyenne des extrêmes ((moyenne des maxima + moyenne des minima) / 2) et du calcul de leur moyenne arithmétique. Selon le tableau :

- L'amplitude thermique des températures moyennes des maxima atteint 23.71°C (de 11.95°C pour la température moyenne des maxima du mois le plus froid à 35.66°C pour le mois le plus chaud).
- Il existe un écart important entre la valeur maximale des températures moyennes des minima du mois le plus chaud et la valeur minimale du mois le plus froid, qui atteint 17°C.
- Si nous considérons les valeurs extrêmes de Juillet (35.66°C) et de Janvier (0.16°C), nous avons une amplitude thermique de 35.5°C, ce qui montre que les températures varient de façon importante. Cette variabilité intra-annuelle est mise en relief par le coefficient de variation des températures moyennes mensuelles qui oscille entre 0.05 et 0.27.
- Par ailleurs, vu le régime qui règne sur le secteur d'étude, les variations mensuelles de la température ressemble à une double sinusoïde, ceci s'explique par l'influence de la saison sèche (Fig.IV.10), durant laquelle les températures élevées vont accentuer l'évaporation des eaux et par conséquent augmenter la concentration des éléments chimiques de la nappe d'une part, et influencer profondément le cycle végétatif, la dynamique et l'extension des chotts d'autre part.
- La température maximale absolue atteint 40.67°C au mois de Juillet, alors que la température minimale absolue est enregistrée au mois de Février avec -6.20°C.

- Les mois les plus froids sont : Décembre, Janvier et Février durant lesquels la température moyenne est de l'ordre de 6.75°C. Par contre, on enregistre 25.20°C durant les mois les plus chauds qui sont : Juin, Juillet et Août.
- Selon la figure IV.11, la variation interannuelle est aussi mise en relief dont la température moyenne annuelle durant la période d'observation (1989-2010) est de l'ordre de 15.5°C, qui coïncide avec la carte des températures moyennes annuelles de l'Est algérien établie par l'A.N.R.H en 2002 (Fig.IV.12).

Tableau IV.7 : Températures moyennes pour la station de l'aéroport de Batna (1989-2011).

Saison Mois	Automne			Hiver		Printemps			Eté			Moyenne Annuelle (°C)	
	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.		Août
T max abs.	35.90	31.10	23.79	19.61	19.05	20.50	25.40	28.35	33.82	38.70	40.67	39.99	29.74
T min abs.	08.08	03.63	02.06	04.69	04.96	06.20	03.73	01.26	02.91	07.55	11.92	11.88	01.92
T moy. max (M)	29.08	23.85	17.08	12.74	11.95	13.63	17.04	19.96	25.80	31.79	35.66	34.90	22.79
T moy. min (m)	14.32	10.00	04.63	01.49	00.16	00.51	03.00	05.66	09.90	14.49	17.12	17.23	08.21
T moy. (M + m)/2	21.70	16.92	10.85	07.11	06.05	07.07	10.02	12.81	17.85	23.14	26.39	26.06	15.50
T moy.	21.4	16.6	10.1	06.5	05.1	06.2	09.1	12.9	18.1	23.4	26.6	26.1	15.20
Cv	0.05	0.10	0.09	0.24	0.27	0.21	0.15	0.12	0.12	0.07	0.05	0.05	/

T max abs : Température maximale absolue (°C).

T min abs : Température minimale absolue (°C).

T moy max : Température moyenne mensuelle des maximas (°C).

T moy min : Température moyenne mensuelle des minimas (°C).

T moy (M + m)/2 : Température moyenne mensuelle (°C).

T moy : Température moyenne mensuelle (°C).

Cv : Coefficient de variation de la température moyenne mensuelle.

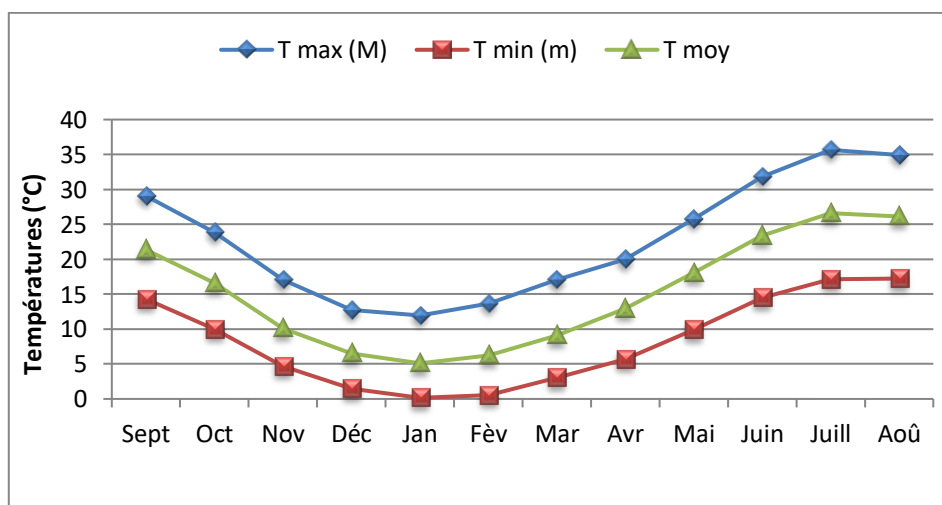


Figure IV.10 : Variation des températures moyennes mensuelles de la station de l'aéroport de Batna (1989-2011).

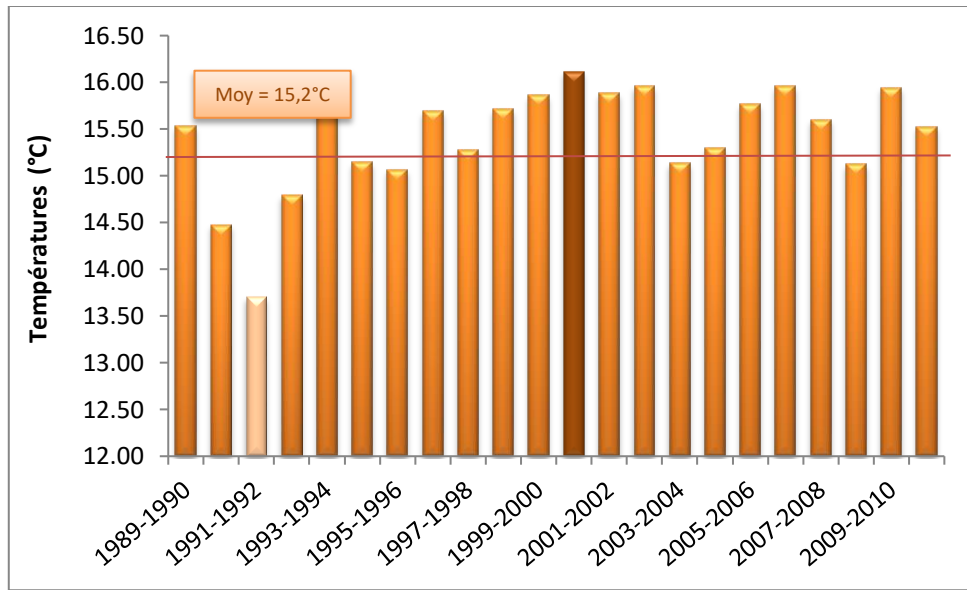


Figure IV.11 : Variation des températures moyennes interannuelles de la station de l'aéroport de Batna (1989-2011).

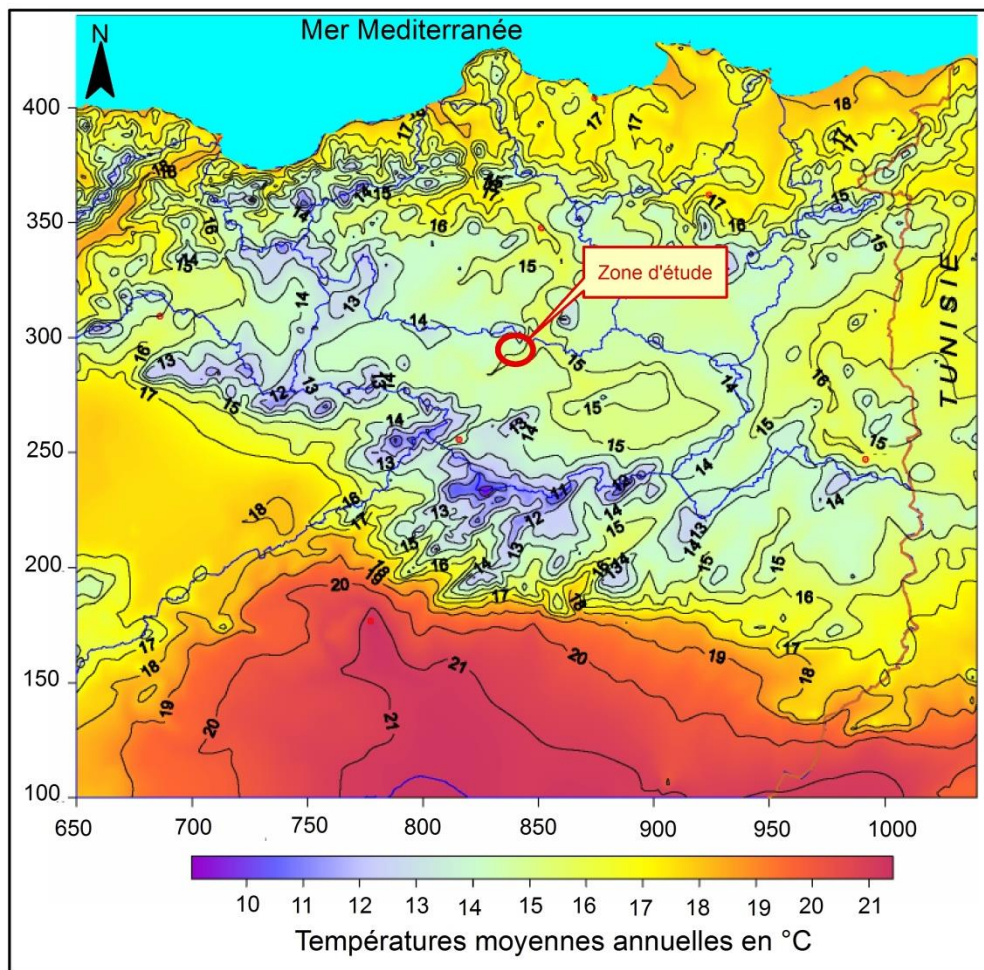


Figure IV.12 : Carte des températures moyennes annuelles de l'Est algérien. (Établie par l'ANRH, 2002)

IV.2.3. Humidité relative :

L'humidité relative de l'air montre l'état de l'atmosphère en expliquant s'il est plus ou moins proche de la condensation. Elle correspond au rapport de la quantité de vapeur d'eau contenue dans l'air sur la quantité de vapeur d'eau maximale (ou tension de vapeur) possible. Elle est exprimée en %.

D'après les relevés de la station de l'aéroport de Batna (Tab.IV.8), il apparaît que la moyenne mensuelle de l'humidité la plus élevée est observée en hiver (74%) aux mois de Janvier et de Décembre, ceci correspond aux mois durant lesquels les températures sont plus fraîches. En revanche, nous observons une moyenne relativement faible en été (40%), en juillet pendant lequel les températures sont assez élevées.

Tableau IV.8 : Moyenne mensuelle et annuelle de l'humidité relative à la station de l'aéroport de Batna.

Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Moyenne annuelle
Moyenne mensuelle en (%)	56	61	67	74	74	68	63	61	56	47	40	44	63

IV.2.4. Vent :

Le vent par définition est le mouvement horizontal de l'air par rapport à la surface de la terre; son apparition est liée à l'inégalité des pressions atmosphériques en différents lieux et au même moment. Il est caractérisé par sa vitesse et sa direction. Les vents les plus réguliers qui soufflent de l'Ouest et du Nord-ouest sont humides, par contre pendant la saison sèche ; les vents du Sud (sirocco) sont secs, font accélérer l'évaporation et amènent des sables et des poussières.

Selon le tableau IV.9, les vitesses moyennes mensuelles du vent montrent une répartition relativement régulière sur toute l'année comprise entre 2.9 et 3.9 m/s ce qui les classe dans la catégorie des vents modérés. Les valeurs les plus fortes s'observent au printemps atteignant des pics de 3.9 m/s au mois d'avril, tandis que le mois de janvier enregistre une vitesse moyenne mensuelle minimale (2.9 m/s).

Tableau IV.9 : Vitesse moyenne mensuelle et annuelle du vent à la station de l'aéroport de Batna.

saison	Automne			Hiver		Printemps			Eté		Moyenne annuelle		
Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	
Moyenne mensuelle en (m/s)	3.4	3.0	3.2	3.1	2.9	3.2	3.6	3.9	3.6	3.7	3.6	3.5	3.4

IV.2.5. Insolation :

Elle traduit la durée en heures par jour du rayonnement solaire sur une région donnée. Les valeurs sont consignées dans le tableau IV.10.

On remarque que les maxima de l'insolation sont enregistrés en été avec une valeur de 11.3 h/j au mois de Juillet, tandis que les minima sont enregistrés en hiver avec une valeur de 5.4 h/j au mois de Décembre. Donc, plus le jour est long, plus la durée d'insolation est grande, plus l'évaporation est importante et par conséquent la concentration des éléments chimiques dans les eaux souterraines est plus élevée.

Tableau IV.10 : Valeur moyenne mensuelle et annuelle de l'insolation à la station de l'aéroport de Batna.

Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Moyenne annuelle
Moyenne mensuelle en (h)	251	238	190	168	171	195	229	245	288	312	350	321	246
Moyenne mensuelle en (h/j)	8.4	7.7	6.3	5.4	5.5	6.7	7.4	7.6	9.3	10.4	11.3	10.4	/

IV.2.6. Gelée blanche et neige :

La gelée blanche se manifeste en moyenne de 45 jours par an (Tabl.IV.11), alors que la neige tombe en moyenne 5 jours (Tabl.IV.12). Les gelées sont concentrées pendant les mois caractérisés par une baisse de température assez importante, allant de Décembre à Février et dont ses effets sont néfastes sur la végétation et les cultures. Par contre, si on considère la superficie des massifs montagneux bordant la plaine, la lente fonte de la neige favorise au maximum l'infiltration efficace vers les nappes d'eaux souterraines.

Tableau IV.11 : Valeurs moyennes mensuelles de la gelée blanche à la station de l'aéroport de Batna.

Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Total
Gelée (Nombre de jours)	0	0	3	11	14	11	5	1	0	0	0	0	45

Tableau IV.12 : Valeurs moyennes mensuelles de la neige à la station de l'aéroport de Batna.

Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Total
Neige (Nombre de jours)	0	0	0	1	2	1	1	0	0	0	0	0	5

IV.2.7. Evaporation :

L'évaporation est le processus physique par lequel l'eau est transférée à l'atmosphère par passage de la phase liquide à la phase vapeur. L'eau s'évapore ainsi d'une variété de surfaces, tel que les lacs, les rivières, les sols nus et la végétation mouillée, les chaussées.

La transformation de l'eau liquide en vapeur nécessite de l'énergie qui est fournie par la radiation solaire. L'évaporation dépendra de ce fait principalement de :

- **Facteurs météorologiques** : la quantité de chaleur disponible et la capacité de l'air à stocker l'eau.

La quantité d'eau pouvant être évaporée à partir d'une surface dépend de **la quantité de chaleur** provenant de diverses radiations solaires qui induisent et régissent fortement la **température** de l'air et de l'eau. Au voisinage du sol, la température de l'air est très influencée par la nature de la surface terrestre et par l'importance de **l'ensoleillement**. Les facteurs influents sur les variations de la température atmosphérique dans le temps sont essentiellement la latitude, l'altitude, le relief, le type de surface ou de végétation, la proximité de la mer, les masses d'air dominantes et le degré d'urbanisation et de pollution.

La capacité de l'air à stocker l'eau; elle est principalement fonction du degré de saturation de l'atmosphère ambiante en **humidité** qui découle essentiellement de la pression atmosphérique et de la température de l'air. Cette pression est un indicateur de la variation des types de masse d'air et du **vent** qui joue ainsi un rôle essentiel sur les processus d'évaporation car c'est lui qui permet, par le mélange de l'air ambiant et par sa vitesse, de remplacer au voisinage de la surface évaporante, l'air saturé par de l'air plus sec.

- **Facteurs physiques du milieu** :

Les facteurs physiques qui affectent l'évaporation d'une surface dépendent étroitement des propriétés de cette surface et seront variables selon qu'il s'agisse de l'évaporation à partir d'une surface d'eau libre (dépend de la profondeur de cette surface et la température de l'eau et sa salinité), d'un sol nu (dépend de la teneur en eau et la capillarité) ou d'une surface recouverte de neige ou de glace.

Les mesures mentionnées dans le tableau IV.13 ; effectuées à l'aide d'un évaporomètre Piche ; montrent que :

- Les valeurs de l'évaporation enregistrées sont très importantes durant les mois chauds avec un pic de 318.41 mm au mois de Juillet. Par contre, elles atteignent un minimum de 54.73 mm au mois le plus froid (Janvier).
- Le cumul annuel atteint une valeur élevée de l'ordre de 1924.50 mm.

Tableau IV.13 : Evaporation moyenne mensuelle à la station de l'aéroport de Batna.

Mois	Sep.	Oct.	Nov	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Total
Evp. (mm)	193.95	145.14	93.00	62.68	54.73	71.95	108.00	138.77	185.82	258.59	318.41	293.45	1924.50

En conclusion, la période estivale est caractérisée par une hausse de températures et de durée d'insolation importante. Ces deux paramètres provoquent des vents chauds à pouvoir desséchant (sirocco) qui vont à leur tour accentuer l'évaporation et abaisser simultanément l'humidité relative de l'air et par conséquent raréfier les précipitations qui ont lieu le printemps. Par contre, durant la période hivernal tous ces paramètres réagissent entre eux inversement proportionnelle qu'en été.

IV.3. Représentation graphique du climat et indices climatiques :

En raison de la variabilité spatio-temporelle des paramètres climatiques et de la nécessité de description synthétique, de classement et de comparaison des types de climat à travers le monde, de nombreux auteurs ont proposé diverses formules, indices et expressions graphiques, tenant compte d'un nombre plus ou moins élevé de facteurs. Pour ces différents auteurs, la principale difficulté était de définir à partir de quand un climat ou une saison, sont-ils secs ? On peut légitimement admettre qu'une période est sèche quand celle-ci dépense plus d'eau qu'elle n'en reçoit, donc qu'elle perde par évaporation et transpiration une quantité d'eau supérieure à celle des précipitations qui tombent pendant le même laps de temps.

IV.3.1. Représentation graphique simple du climat « le climatogramme » :

On entend par régime pluviométrique, en un lieu donné, la répartition de la moyenne du cumul annuel des précipitations entre les différents mois de l'année (Choisnel et Jacq, 1998). Il est généralement représenté par un diagramme indiquant, pour chaque mois, de Janvier à Décembre, les hauteurs de précipitations moyennes mensuelles. La notion de régime pluviométrique ne se réfère donc qu'aux caractères du climat moyen, et ne rend pas compte de la variabilité d'une année à l'autre de la pluviométrie en un lieu donné et pour un mois donné. Les climatogrammes sont des simples graphiques établis, dans la plupart des cas, à partir des moyennes mensuelles de température (axe des X) et de pluviométrie (axe des Y). Ces représentations ont l'avantage de rendre plus frappantes les variations des phénomènes que l'on étudie, de faciliter les comparaisons et de faire apparaître les contrastes. Par leur forme, ils permettent de caractériser facilement des climats à saisonnalité thermique, pluviométrique, pluviothermique, voire sans saison.

La forme du climatogramme (Fig. IV.13) est "en chapeau de gendarme". Cette forme représente généralement le climat méditerranéen contrasté et qui est caractérisé par des pluies annuelles moyennes à peu élevées et un très fort déficit en période estivale, par une amplitude thermique forte (>15°C) et une humidité relative moyennement élevée sauf en été.

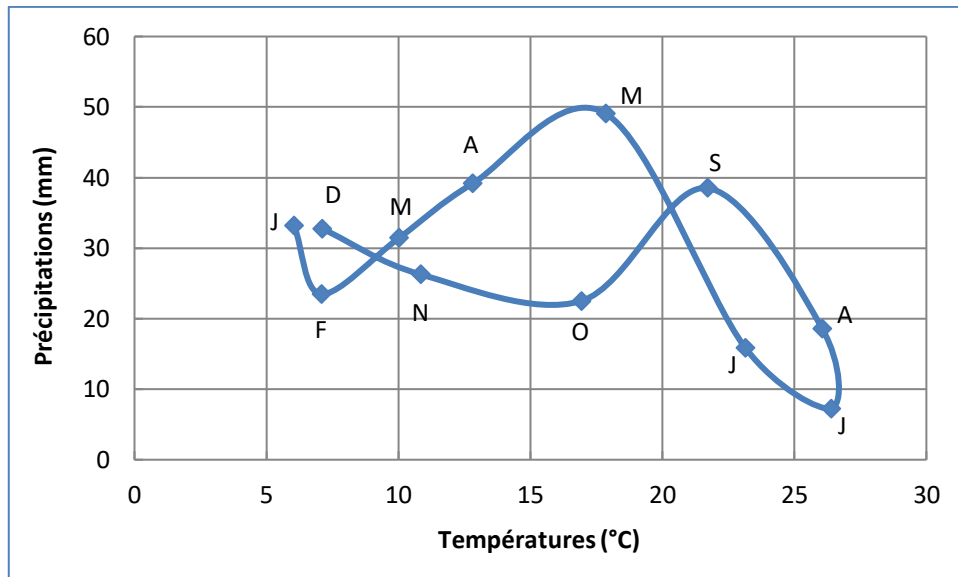


Figure IV.13 : Climatogramme de la station de l'aéroport de Batna.

IV.3.2. Indices climatiques fondés sur les données de précipitations et/ou de températures :

Un indice climatique est une combinaison d'au moins deux valeurs numériques sur l'état de l'atmosphère pour caractériser le climat d'un lieu, en vue de la classification à l'échelle planétaire ou pour des applications spécifiques. Ces indices caractérisent le complexe chaleur-eau, c'est-à-dire, le facteur sécheresse ou l'aridité.

IV.3.2.1. Indice de continentalité pluviométrique d'Angot (1906) et indice de continentalité thermique de Gorczinski (1920) modifié par Daget (1968) :

L'indice de Gorczinski (IV.5) caractérise la continentalité thermique des sites par la concentration estivale des températures. On peut l'utiliser avec le coefficient d'Angot (IV.4), qui caractérise le degré de continentalité pluviale des sites, pour avoir une idée sur les variations pluviothermiques selon le degré de continentalité.

L'indice de continentalité pluviométrique (I_p) est le rapport de la somme des précipitations de six mois les plus chauds (P_1) à la somme des précipitations de six mois les plus froids (P_2).

$$I_p = \frac{\sum P_1}{\sum P_2} \quad (\text{IV.4})$$

L'indice de continentalité thermique (K) est donné par la formule suivante :

$$K = \frac{1.7A}{\sin(Q+10+9h)} - 14 \quad (\text{IV.5})$$

- Où : **K** : Indice de continentalité thermique ;
A : Amplitude thermique moyenne annuelle, en °C ;
Q : Latitude de la station, en degrés ;
h : Altitude de la station, en Km.

Un climat est dit continental, s'il présente à la fois une continentalité thermique supérieure à 25 et une continentalité pluviométrique supérieure à 1. Par contre, un climat est dit non continental si les deux valeurs de la continentalité sont inférieures à ces seuils.

A la station de l'aéroport, on a obtenu un $I_p = 0.51$ et $K = 29.22$. En climat méditerranéen, la continentalité pluviale est toujours inférieure à 1 en raison de la forte sécheresse estivale. Par contre, au niveau thermique, ce climat étant par nature contrasté car les amplitudes annuelles sont importantes et dépendent de l'importance des températures estivales. Ces températures jouent un rôle important dans l'accentuation de l'aridité comme Emberger a pu le montrer avec son quotient pluviothermique. La plaine de Gadaïne - Ain Yaghout est caractérisée par un climat méditerranéen à tendance vers un climat semi-continental qui a pour effet d'accentuer les amplitudes thermiques entre l'hiver et l'été. Ce phénomène est d'autant plus marqué lorsque les chaînes de l'Atlas Tellien bloquent les pénétrations d'air marin à l'intérieur des terres.

IV.3.2.2. Indice de De Martonne (1926) :

Pour définir le type de climat d'une station, le géographe De Martonne a défini l'indice d'aridité annuel (A) en se basant sur la température et les précipitations par le quotient suivant :

$$A = \frac{P}{T+10} \quad (\text{IV.6})$$

- Où : **P** : Précipitation moyenne annuelle, en (mm) ;
T : Température moyenne annuelle, en (°C).

L'indice d'aridité annuel a donné la valeur de 13.25 pour la station de l'aéroport, donc la zone d'étude a un climat semi-aride (Fig.IV.14) lié à la répartition saisonnière des températures et des précipitations.

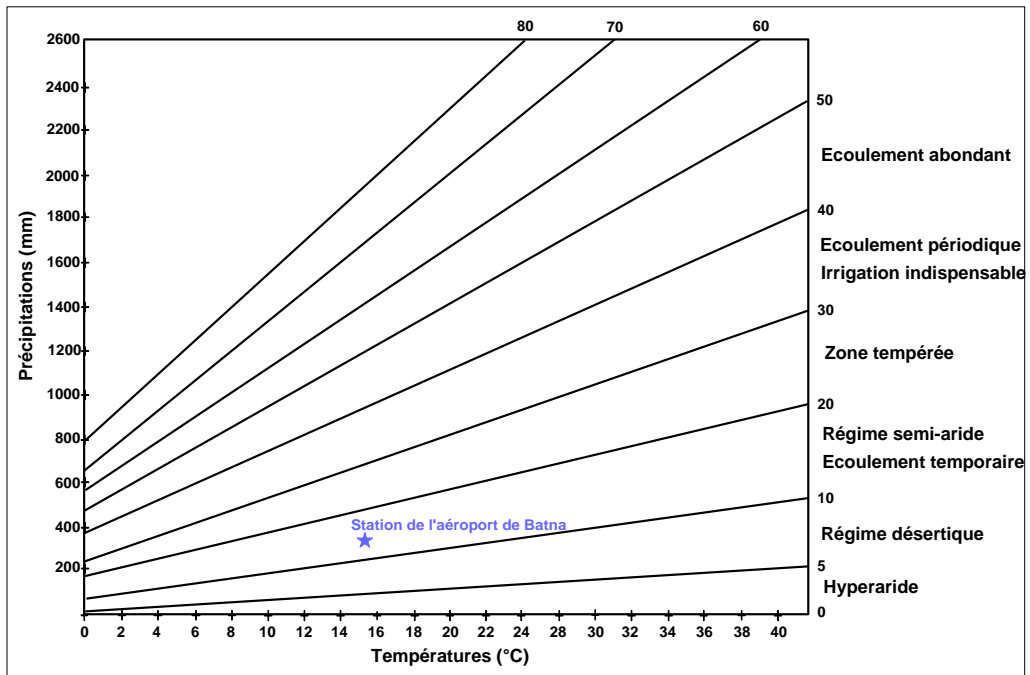


Figure IV.14 : Diagramme de De Martonne.

Pour déterminer l'évolution des conditions climatiques au cours de l'année, l'indice mensuel (A_m) utilise les hauteurs moyennes des précipitations mensuelles (P en mm) et les températures mensuelles (T en °C) de la période (1989-2011) :

$$A_m = \frac{12P}{T + 10} \quad (\text{IV.7})$$

Les résultats de la station de mesure représentés dans le tableau IV.14 permettent de constater que les mois de Juin, juillet et Août présentent un climat hyperaride à désertique. Tandis que, les mois de décembre et janvier jouissent d'un climat tempéré, alors que le climat semi-aride marque le reste des mois.

Tableau IV.14 : Indice d'aridité mensuel de De Martonne à la station de l'aéroport de Batna.

Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août
L'indice A_m	14.58	10.03	15.11	22.97	24.79	16.51	18.85	20.60	21.15	05.74	02.39	06.17

IV.3.2.3. Diagramme ombrothermique de Gaussen et Bagnouls (1952) :

Selon Gaussen et Bagnouls, un mois est dit sec si "le total mensuel des précipitations exprimées en millimètres est égal ou inférieur au double de la température moyenne, exprimée en degrés centigrades". Cet indice ($P \leq 2T$) permet de construire un diagramme ombrothermique traduisant la durée de la sécheresse estivale, en superposant les deux courbes de précipitation et de

température, ce qui permet de définir une aire ombrothermique (plus l'aire est importante et plus la saison est sèche).

D'après la figure IV.11, la période déficitaire en eau (sèche) s'étale depuis la quatrième semaine de Mai jusqu'à la première semaine du mois de Novembre.

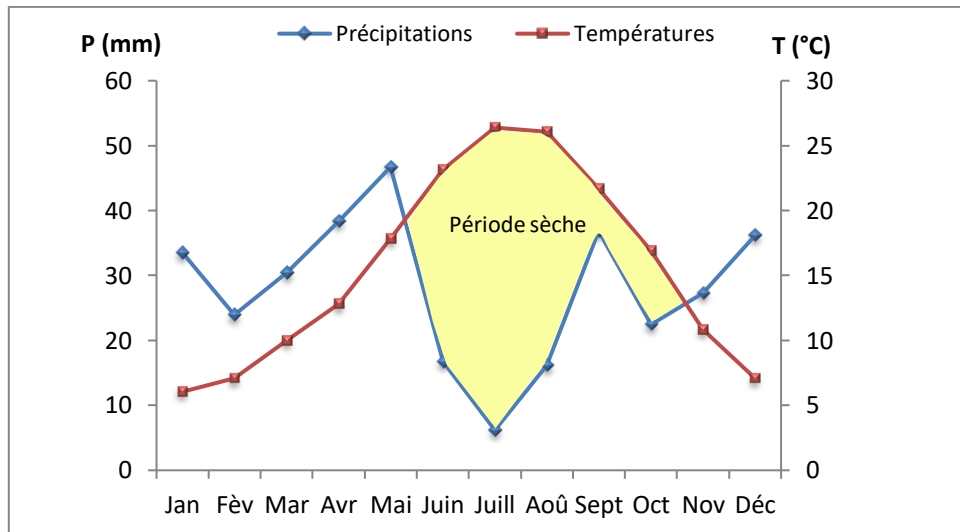


Figure IV.15 : Diagramme ombrothermique de la station de l'aéroport de Batna.

Dans notre cas, il est possible d'associer le climatogramme (Fig.IV.15) et le seuil de sécheresse ($P = 2T$). On définit ainsi, à la station de l'aéroport, 5 mois secs (Juin, Juillet, Août, Septembre et Octobre,) pour lesquels $P < 2T$, (Fig.IV.16).

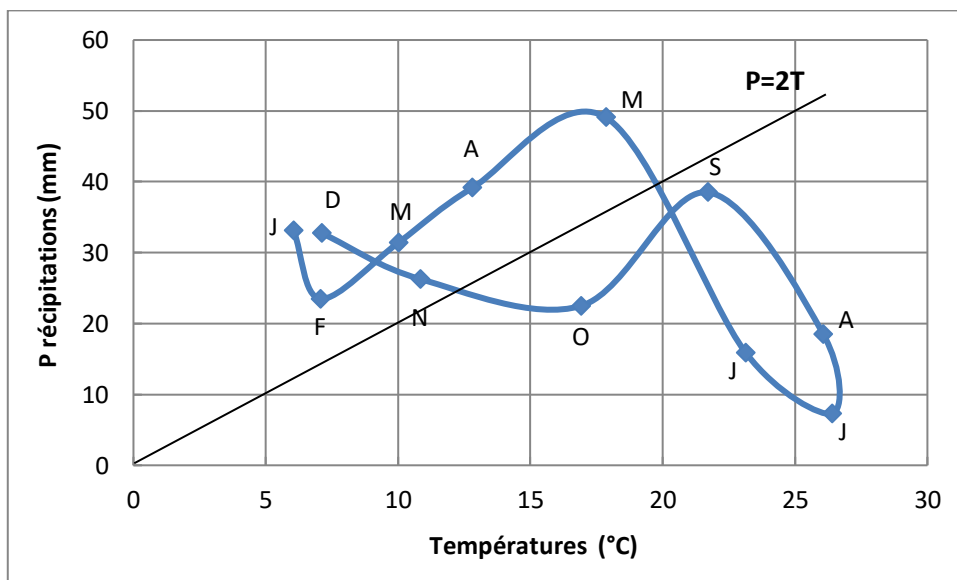


Figure IV.16 : Combinaison du climatogramme avec le seuil de sécheresse. (Station de l'aéroport de Batna).

IV.3.2.4. Quotient pluviothermique et climagramme de L. Emberger (1955) :

Le quotient pluviothermique " Q_2 " d'Emberger définit le degré d'humidité du climat. Il correspond à une expression synthétique du climat méditerranéen tenant compte de la moyenne annuelle des précipitations et des températures. Donc, un climat méditerranéen est d'autant moins sec que le quotient est grand.

$$Q_2 = 2000 \times \frac{P}{M^2 - m^2} \quad (\text{IV.8})$$

Où : **P** : Précipitation moyenne annuelle, en (mm).

M : Température maximum du mois le plus chaud, en degré kelvin ($^{\circ}\text{K}$).

m : Température minimum du mois le plus froid, en degré kelvin ($^{\circ}\text{K}$).

Avec :

$$T(^{\circ}\text{K}) = T(^{\circ}\text{C}) + 273.15 \quad (\text{IV.9})$$

Le climagramme d'Emberger comporte en ordonnées les valeurs du Q_2 et en abscisses la température moyenne des minimas de la saison froide, (Fig.IV.11).

Selon Emberger (1971), la valeur de **m** est une différentielle très importante. D'une manière générale, elle exprime des gelées, car plus **m** est bas plus celles-ci sont sévères. Pour en tenir compte de ce paramètre, Emberger a proposé selon la variante thermique la classification suivante :

- Variante à hivers chauds : $m > 7$, il n'y a pas de gel au cours de l'hiver.
- Variante à hivers tempérés : $3 < m < 7$, les gelées sont faibles mais régulières.
- Variante à hivers frais : $0 < m < 3$, les gelées sont fréquentes.
- Variante à hivers froids : $m < 0$, les gelées sont très fréquentes.

A la station de l'Aéroport :

- Selon le climagramme d'Emberger (Fig. IV.17) $m = 0.16^{\circ}\text{C}$, indiquant un hiver frais, en conformité avec les données du tableau IV.11 qui montrent que les gelées sont fréquentes pendant les mois les plus froids : Décembre, Janvier et Février.
- Le point A obtenu aux coordonnées (0.16, 32.71) montre que l'étage climatique à la station de l'aéroport est de type semi-aride, concordant avec l'indice de De Martonne.

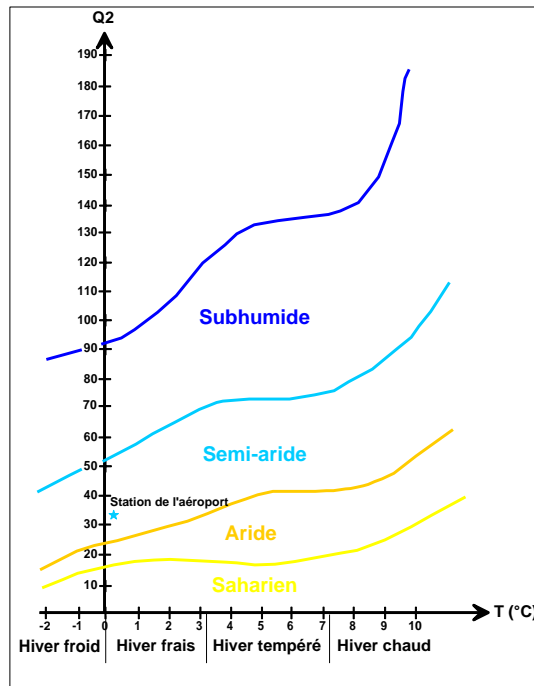


Figure IV.17 : Climagramme d'Emberger.

IV.3.2.5. Indice de Paul Moral (1964) :

Moral propose l'indice pluviométrique, qui utilise la hauteur annuelle des précipitations (en mm) et les températures moyennes annuelles (en °C) pour faire la limite entre l'humidité et la sécheresse. L'indice s'écrit :

$$I_M = \frac{P}{T^2 - 10T + 200} \quad (\text{IV.10})$$

Cet indice permet de dire :

- Si $I_M < 1$: Climat sec ;
- Si $I_M > 1$: Climat humide.

Avec : $P = 338$ mm, $T = 15.5$ °C, on obtient : $I_M = 1.16$.

On peut dire que le climat de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout est à la limite sec-humide, c'est-à-dire qu'il peut être qualifié comme un climat semi-aride.

IV.3.2.6. Détermination de l'humidité du sol par la méthode d'Euverte :

Cette méthode consiste à l'établissement du rapport P/T qui nous permet de dégager les influences climatiques saisonnières ainsi que la période de reconstitution des réserves en eau et celle du déficit en eau, dans le sol. Selon ce rapport, on distingue quatre régimes différents mentionnés dans le tableau IV.15.

Tableau IV.15 : Types de régime selon le rapport P/T.

P/T	P/T < 1	1 < P/T < 2	2 < P/T < 3	P/T > 3
Régime	Très sec	Sec	Sub-humide	Humide

A la station de l'aéroport, les valeurs du rapport P/T mentionnées dans le tableau IV.16 permettent d'obtenir les régimes suivants :

- Un régime très sec aux mois de : Juin, Juillet et Août.
- Un régime sec observé aux mois de : Septembre et Octobre.
- Un régime sub-humide aux mois de : Avril, Mai et Novembre.
- Un régime humide pour les mois de : Décembre, Janvier, Février et Mars.

Tableau IV.16 : Valeurs du rapport P/T à la station de l'aéroport.

Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août
P (mm)	38.51	22.50	26.26	32.75	33.15	23.49	31.44	39.15	49.08	15.86	7.26	18.54
T (°C)	21.70	16.92	10.85	07.11	06.05	07.07	10.02	12.81	17.85	23.14	26.39	26.06
P/T	01.70	01.33	02.52	05.08	05.54	03.38	03.04	03.00	02.62	00.72	00.23	00.62

IV.3.2.7. Coefficient pluviométrique relatif :

Ce coefficient permet de déterminer pour une station donnée si l'année est excédentaire ou déficitaire. Il est défini par le rapport de la pluviométrie d'une année à la pluviométrie moyenne pour une période donnée :

$$H = \frac{P_i}{P_{moy}} \quad (\text{IV.11})$$

Avec : **H** : Coefficient pluviométrique ou coefficient d'hydraulicité ;

P : Hauteur annuelle de pluie de l'année considérée, en (mm) ;

P_{moy} : Pluviométrie moyenne, en (mm).

L'année est excédentaire lorsque H est supérieur à l'unité ($H > 1$) et déficitaire quand H est inférieur à 1 ($H < 1$).

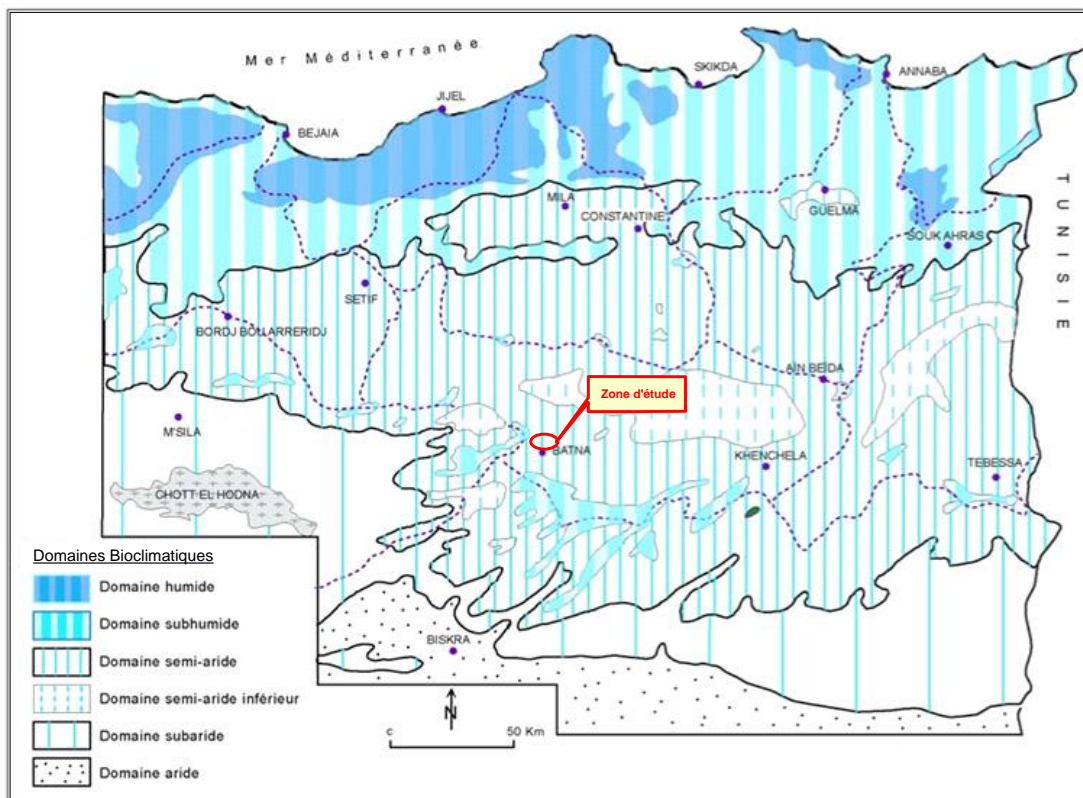
Le tableau IV.17 montre une alternance de séquences sèches et pluvieuses non périodiques dont le nombre d'années humides est généralement plus élevé que celui des années sèches, mais l'écart n'est pas très important (deux ans) indiquant que la période (1989-2011) se situe à la limite

sec-humide et ceci caractérise le climat semi-aride. On remarque également que la période (1989-2002) est déficitaire par rapport la période (2002-2011) mais sans atteindre un déficit important.

Tableau IV.17 : Coefficient pluviométrique à la station de l’aéroport de Batna.

Années	Coefficient (H)	Années	Coefficient (H)	Années	Coefficient (H)
1989-1990	1.16	1997-1998	1.18	2004-2005	1.33
1990-1991	0.99	1998-1999	0.65	2005-2006	1.12
1991-1992	1.09	1999-2000	1.17	2006-2007	0.67
1992-1993	0.85	2000-2001	0.63	2007-2008	1.14
1993-1994	0.59	2001-2002	0.78	2008-2009	1.13
1994-1995	0.80	2002-2003	1.32	2009-2010	0.85
1995-1996	1.34				
1996-1997	0.56	2003-2004	1.48	2010-2011	1.17

Pour l’ensemble des méthodes employées, on peut dire que la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout est caractérisée par un hiver froid et moins pluvieux que le printemps et un été chaud et sec, lui attribuant le caractère d’un climat semi-aride et le met sous l’influence d’un régime méditerranéen. Ceci est en conformité avec la carte des étages bioclimatiques au 1/1000 000, établie par M. Côte en 1998 (Fig.IV.18) selon le principe de calculer en chaque lieu, la combinaison pluviothermique corroborée à la connaissance des milieux naturels en particulièrement les groupements végétaux.



**Figure IV.18 : Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien.
(D'après M. Côte, 1998)**

IV.4. Etude de l'évapotranspiration :

La transpiration consiste en la vaporisation de l'eau contenue dans le tissu de la plante à travers ses stomates. Elle dépend des facteurs précités dans le paragraphe IV.2.7, mais est aussi influencée par le type de plante et son stage végétatif.

L'évaporation et la transpiration constituent deux processus qui se déroulent simultanément. Ces deux termes sont regroupés sous l'appellation d'évapotranspiration. Celle-ci est un processus composé d'une évaporation physique et d'une évaporation physiologique (transpiration). Pour que l'évapotranspiration puisse se produire, il faut d'une part que le système ait la capacité d'évaporer de l'eau et d'autre part, que l'air ambiant réclame une demande évaporative. Elle dépend donc des conditions météorologiques et aussi de la disponibilité de l'eau. A ces deux types de facteurs s'ajoutent encore dans le cas de la transpiration les propriétés physiques et physiologiques de la couverture végétale.

L'évapotranspiration est difficile à évaluer à cause de sa pluri-dépendance de facteurs tant biologiques que physiques. On peut distinguer trois notions dans l'évapotranspiration (Fig.IV.19) :

L'évapotranspiration de référence (ET_0) ou évapotranspiration potentielle (ETP) ; est défini comme l'ensemble des pertes en eau par évaporation et transpiration d'une surface de gazon de hauteur uniforme, couvrant totalement le terrain, en pleine période de croissance, recouvrant complètement le sol et abondamment pourvue en eau.

L'évapotranspiration maximale (ETM) ; d'une culture donnée est définie à différents stades de développement végétatif, lorsque l'eau est en quantité suffisante et que les conditions agronomiques sont optimales (sol fertile, bon état sanitaire, ...etc.).

L'évapotranspiration réelle (ETR) ; est la somme des quantités de vapeur d'eau évaporées par le sol et par les plantes quand le sol est à son humidité spécifique actuelle et les plantes à un stade de développement physiologique et sanitaire réel.

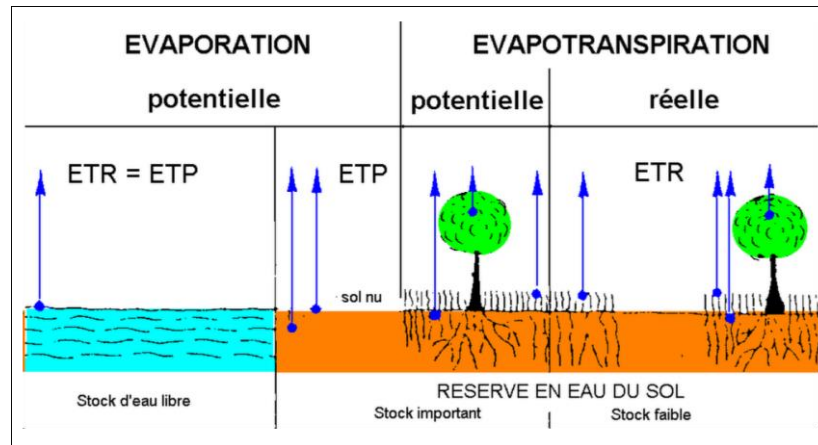


Figure IV.19 : Schéma simplifié expliquant la différence entre l'ETP et l'ETR.

L'estimation de l'évapotranspiration est possible par le biais de diverses relations basées sur les caractéristiques climatiques, physiques et physiologiques du milieu étudié. Ces relations sont regroupées sous le nom des méthodes empiriques qu'on va les décrire dans ce qui suit :

II.4.1. Méthodes empiriques d'estimation de l'évapotranspiration potentielle :

Ces méthodes ont été choisies d'une part en fonction de la disponibilité des paramètres climatiques qu'elles utilisent, de la fréquence de leur emploi dans les conditions climatiques de la zone d'étude et d'autre part dans le but d'une comparaison de leurs résultats.

IV.4.1.1. Formule de Thornthwaite (1948) :

Cette Formule a l'avantage de ne faire appel qu'à la température, paramètre beaucoup plus accessible dans les différentes stations. En 1948 et en 1957, Thornthwaite a mené des essais sur des sols cultivés et largement approvisionnés en eau durant toute la période de végétation active. Utilisant par la suite les données de bassins versants et les ajustements statistiques des mesures expérimentales de l'ETP obtenues sur des cases lysimétriques, il a abouti à l'équation suivante :

$$ETP = 16 \left(\frac{10T}{I} \right)^a \quad (\text{IV.12})$$

Avec : **ETP** : Evapotranspiration potentielle non corrigée, en (mm) ;

T : Température moyenne mensuelle, en °C ;

I : Indice thermique annuel, $(I = \sum_{i=1}^{12} i)$; (IV.13)

i : Indice thermique mensuel, $(i = \left(\frac{T}{5} \right)^{1.514})$; (IV.14)

a : Exposant climatique, $(a = 0.016I + 0.5)$; (IV.15)

$$ETP_c = ETP \times K \quad (\text{IV.16})$$

Où : **ETP_c** : Evapotranspiration potentielle corrigée, en (mm) ;

K : Facteur de correction de la durée du jour et le nombre de jours pour le mois et la latitude de la station, (voir annexe IV-table 1).

En utilisant les valeurs de $I = 70.8$ et $a = 1.633$, les résultats mentionnés dans le tableau (IV.18) donnent une $ETP_c = 842.6$ mm.

Tableau IV.18 : ETP mensuelle calculée par la formule de Thornthwaite à la station de l'aéroport de Batna.

Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Année
T (°C)	21.4	16.6	10.1	06.5	05.1	06.2	09.1	12.9	18.1	23.4	26.6	26.1	15.2
I	09.2	06.3	03.3	01.7	01.3	01.7	02.9	04.2	06.9	10.2	12.4	12.2	72.2
ETP (mm)	96.62	63.46	27.89	13.45	9.00	12.44	23.47	41.81	73.23	112.02	138.49	134.21	746.08
K	1.03	0.97	0.86	0.85	0.87	0.85	1.03	1.09	1.21	1.21	1.23	1.16	/
ETP_c (mm)	100.3	62.4	24.6	11.8	08.1	11.0	24.8	46.5	89.6	136.3	170.9	156.2	842.6

IV.4.1.2. Formule de Turc (1962) :

La formule de Turc est très simple à l'emploi et ne nécessite que la connaissance des températures de l'air et de la durée d'insolation. Elle distingue entre L'ETR et L'ETP aux pas de temps différents (journaliers, décadaires, mensuels et annuels). En ce sens, Turc a suggéré pour chaque durée une formule convenable. La plus simple est celle qui concerne le pas mensuel avec l'humidité relative mensuelle supérieure à 50 % (h_r), (IV.17). Pour estimer l'évapotranspiration potentielle décadaire (10 jours), on remplace la constante 0.40 par 0.13, (IV.21). Cette formulation est basée sur l'étude de nombreuses cases lysimétriques en Europe, en Afrique du nord, en Asie et aux Indes.

$$ETP = 0.40 \frac{t}{t + 15} (I_g + 50) \quad (\text{IV.17})$$

Si l'humidité relative (h_r) est inférieure à 50%, on multiplie la valeur de l'ETP par le facteur correctif suivant :

$$K = \left(1 + \frac{50 - h_r}{70} \right) \quad (\text{IV.18})$$

Le coefficient 0.40 est le résultat du produit 0.013 j, donc :

- Pour le mois de 31 jours on a : $0.013 \times 31 = 0.40$
- Pour le mois de février on a : $0.013 \times 28 = 0.37$

t : Moyenne mensuelle de la température mesurée sous abri, en °C ;

Ig : Moyenne mensuelle de la radiation solaire globale exprimée, en cal/cm²/jour ;

$$I_g = I_{g_a} \left(0.18 + 0.62 \frac{h}{H} \right) \quad (\text{IV.19})$$

Ig_a : Rayonnement global théorique à la limite de l'atmosphère, en cal/cm²/jour ;

h : Durée moyenne d'insolation, en heures ;

H : Durée astronomique théorique, en heures/mois.

Les formules (IV.20 et IV.21) permettent d'évaluer **H** et **Ig_a** dans les unités souhaitées en fonction de la latitude en degrés et du mois. (i) correspond au rang du mois (1 pour Janvier, 2 pour Février...) et la valeur dont on calcule le cosinus est en degrés.

$$H = 362.7 + 0.201\text{lat} + (4.085\text{lat} - 80.99) \cos(30.01i - 188.9) \quad (\text{IV.20})$$

$$I_{g_a} = 1035 + 9.078\text{lat} + (7.050\text{lat} - 49.90) \cos(29.92i - 182.5) \quad (\text{IV.21})$$

Les résultats sont consignés dans le tableau IV.19 permettent d'obtenir une ETP = 2123.47 mm.

Tableau IV.19 : ETP mensuelle calculée par la formule de Turc à la station de l'aéroport de Batna.

Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Total (mm)
P	38.5	22.5	26.3	32.8	33.2	23.5	31.4	39.2	49.1	15.9	7.3	18.5	338
T	21.70	16.92	10.85	07.11	06.05	07.07	10.02	12.81	17.85	23.14	26.39	26.06	
h	251	238	190	168	171	195	229	245	288	312	350	321	/
H	427.24	349.02	305.69	369.68	354.45	305.02	364.03	432.83	396.40	315.65	325.56	409.58	/
Ig	781.36	710.39	710.28	704.24	630.92	668.20	782.23	829.16	868.16	919.72	1110.8 1	1033.4 7	/
h _r	56	61	67	74	74	68	63	61	56	47	40	44	/
ETP	196.63	161.22	127.98	97.02	78.28	85.13	133.32	161.92	199.56	245.42	338.34	298.64	212 3.47

II.4.1.3. Formule de Bouchet (1964) :

Cette formule estime l'évapotranspiration potentielle à partir des valeurs de l'évaporation mesurée par l'évaporomètre de Piche installé sous abri. Cet évaporomètre est pratique et robuste mais très sensible à l'environnement (l'aération de l'abri et la radiation réfléchiée par le sol). Pour estimer l'ETP dans ce cas, on utilise la formule de Bouchet qui est :

$$ETP = \alpha \times \lambda(\theta) \times E_{vp} \quad (\text{VI.22})$$

Avec : **ETP** : Evapotranspiration potentielle, en mm ;

E_{vp} : Evaporation mesurée sous abri avec l'évaporomètre de Piche (mm) ;

α : Coefficient dépendant du type d'abri (abri standard = 0.37) ;

λ : Coefficient fonction de la température moyenne (θ) de la période considérée, (voir annexe IV- table 2) ;

θ : Température moyenne entre la température de l'air (T) et la température du point de rosée (T_r) dont :

$$T_r = \frac{116.91 + 237.3 \ln(e_d)}{16.78 - \ln(e_d)} \quad (\text{IV.23})$$

Où : e_d : Pression de vapeur actuelle de l'air, en kPa.

L'application de cette formule à la station de l'aéroport a permis d'obtenir les résultats consignés dans le tableau IV.20.

Tableau IV.20 : ETP mensuelle calculée par la formule de Bouchet à la station de l'aéroport de Batna.

Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Total (mm)
T_r	12.57	09.33	04.94	02.71	01.78	01.59	03.36	05.37	09.05	11.18	11.54	12.70	/
θ	17.00	13.00	07.77	04.77	03.71	04.22	06.68	09.16	13.57	17.30	19.09	19.39	/
λ	03.08	02.64	02.23	02.06	02.01	02.03	02.17	02.31	02.72	03.11	03.34	03.40	/
Evap.	194.0	145.1	93.00	62.70	54.70	72.00	108.0	138.8	185.8	258.6	318.4	293.5	1924.50
ETP	221.0	141.8	76.70	47.80	40.70	54.00	86.70	118.6	187.0	297.6	393.5	369.2	2034.6

II.4.1.4. L'équation de Penman-Monteith-F.A.O (1998) :

C'est la méthode la plus complète et la plus complexe. Elle combine la théorie aérodynamique et la notion du bilan énergétique en tenant compte des facteurs physiques et physiologiques gouvernant le processus d'évapotranspiration. Cependant, le nombre de paramètres utilisés par cette formule (différentes températures, hygrométrie, rayonnement global, albédo, ...etc.) font que son emploi est rarement possible compte tenu des mesures disponibles.

En effet, des études au Sahel (Monteith, 1981) et dans d'autres régions arides (Hess, 1998 ; Jensen et Haise, 1963 ; Jones et al., 1981) ont montré que l'équation de Penman-Monteith-F.A.O était la plus adaptée pour l'estimation de l'ETP dans les environnements arides et semi-arides. D'autres études conduites au Maroc (El-Hayadi, 1991 ; Elmehdi et Said, 2000) aboutissent à la même conclusion. La F.A.O (Food and Agriculture Organization of the United Nation) en collaboration avec le Comité International d'Irrigation et de Drainage (C.I.I.D), lors d'un colloque à Rome du 28 au 31 mai 1990, ont également recommandé la méthode de Penman-Monteith-FAO, avec des paramètres de rugosité et de résistance de surface normalisés, comme moyen de

détermination de l'ETP. Ils concluent que la sélection de cette méthode de calcul appropriée contribue à éliminer les problèmes liés à la mesure de l'ETP sur une culture de référence vivante et permet l'obtention des valeurs de l'ETP consistantes dans toutes les régions du globe. Selon F.A.O et C.I.I.D (1990), les données agrométéorologiques enregistrées par les stations dont la température de l'air, la vitesse du vent, l'humidité, le rayonnement global sont les paramètres nécessaires et suffisants pour calculer l'évapotranspiration de référence selon l'équation de Penman-Monteith-F.A.O. La procédure de détermination des paramètres utilisés dans cette équation est exposée en annexe IV- table 3.

$$ETP = \frac{0.408\Delta(Rn - G) + \gamma\left(\frac{900}{T + 237}\right) * U_2(e_a - e_d)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34U_2)} \quad (IV.24)$$

- Avec :
- ETP** : Evapotranspiration, en mm/j ;
 - R_n** : Radiation nette à la surface de la culture, en MJ/m²/j ;
 - G** : Flux de chaleur du sol, en MJ/m².j ;
 - T** : Température moyenne à 2 m au-dessus du sol, en °C ;
 - U₂** : Vitesse du vent mesurée à 2m, en m/s ;
 - (e_a-e_d)** : Déficit pression de vapeur, en kPa ;
 - Δ** : Pente de la courbe de tension de vapeur, en kPa/°C ;
 - γ** : Constante psychrométrique, en kPa/°C ;
 - 0.34** : Coefficient du vent, en s/m ;
 - e_a** : Pression de vapeur saturante de l'air, en kPa ;
 - e_d** : Pression de vapeur actuelle de l'air, en kPa.

Les résultats sont mentionnés dans le tableau IV.21 permettent d'obtenir une ETP = 1904.88 mm.

Tableau IV.21 : ETP mensuelle calculée par l'équation de Penman-Monteith-FAO à la station de l'aéroport.

Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Total (mm)
ETP	180.95	130.38	100.78	75.76	72.73	97.23	123.18	146,08	177.11	245.80	291.63	264.26	1904.88

Discussion des résultats :

Afin d'évaluer l'efficacité des différentes approches d'estimation de l'ETP, les résultats obtenus à l'échelle mensuelle, par l'application de ces formules (Fig.IV.20), ont été comparés à l'ETP_{Piche} calculée par la formule de Bouchet, en se basant sur les valeurs de l'écart relatif « ER » qui est défini par la relation (IV.16), dont plus les valeurs de « ER » sont faibles, plus la méthode d'estimation de l'ETP donne une approximation satisfaisante de cette composante.

$$ER = \frac{ETP_{Piche} - ETP_i}{ETP_{Piche}} * 100 \quad (\text{IV.25})$$

Avec : **ETP_{Piche}** : ETP calculée par la formule de Bouchet, en mm ;

ETP_i : ETP calculée par les méthodes de Thornthwaite, Turc et Penman-Monteith-F.A.O, en mm.

La formule de Thornthwaite sous-estime considérablement l'ETP tout au long de la période d'étude que ce soit en période estivale, que ce soit au cours de l'hivernage, avec un écart qui varie de 52.06 à 79.9 % (annexe IV- table 4). Cet écart résultant de l'emploi d'un seul paramètre rend la formule non représentative pour notre région d'étude. Cette formule conviendrait seulement aux régions humides et subhumides de la zone tempérée, là où elle a été mise au point (USA) et où l'ensoleillement est généralement moins important que la température. Par contre, la formule de Turc est applicable dans la plupart des zones climatiques et elle est très simple à l'emploi. Elle a donné des résultats surestimés par rapport à l'ETP_{Piche} avec un écart variant de 6.71 à 103.07 % mais en période sèche, ces résultats sont sous-estimés (11.04 à 19.10 %) et plus proches que ceux de la méthode de Penman-Monteith-F.A.O car elle tient compte de la durée d'insolation qui tend à augmenter la valeur de l'ETP durant cette période. Par ailleurs, les valeurs de l'ETP obtenues par la formule de Penman-Monteith-F.A.O s'approchent de celles de l'ETP_{Piche}, avec un écart variant de 5.29 à 78.6 %, signalons que durant la saison sèche l'écart est faible (5.29 à 28.42 %) car cette méthode utilise plusieurs paramètres climatiques et physiologiques qui ont une influence directe sur le phénomène de l'évapotranspiration.

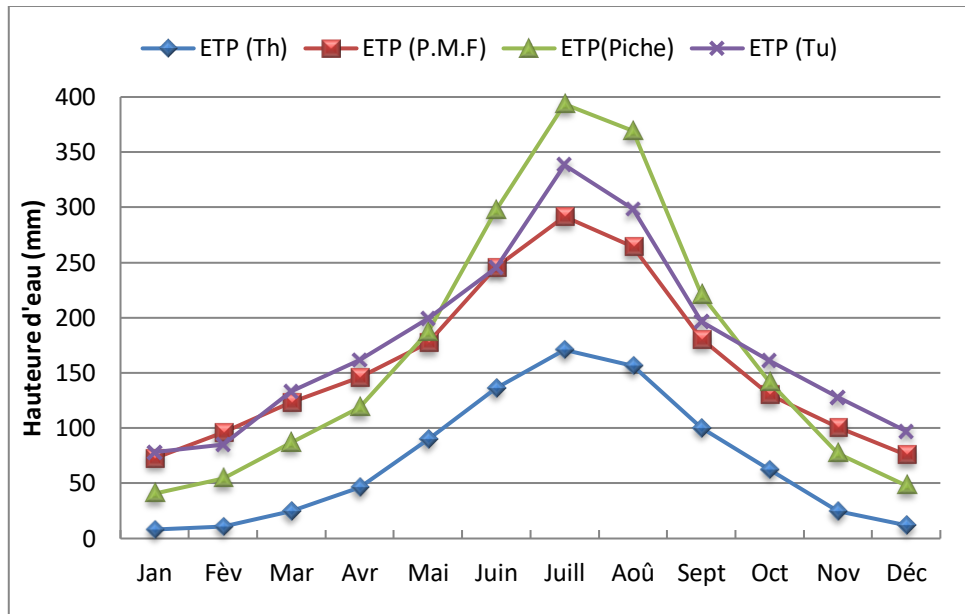


Figure IV.20 : Valeurs mensuelles de l'ETP estimées par différentes formules.

IV.4.2. Estimation de l'évapotranspiration réelle (ETR) :

Ce paramètre est calculé par plusieurs méthodes, parmi lesquelles nous pouvons citer :

IV.4.2.1. Bilan de Thornthwaite :

IV.4.2.1.1. Réserve facilement utilisable (RFU) :

Pour établir le bilan hydrique il faut d'abord calculer la réserve facilement utilisable (RFU) qui est la quantité d'eau que le sol peut stockée ; et celle que les plantes peuvent facilement utiliser par leur tension osmotique sans avoir à freiner l'ETR. Pour le calcul de ce paramètre, Richard (1979) a proposé la formule qui est :

$$RFU = \frac{1}{3} \times D_a \times H_e \times P \quad (\text{IV.26})$$

Avec : **RFU** : Réserve facilement utilisable, en mm ;

D_a : Densité apparente du sol sec ;

P : Profondeur d'enracinement des cultures, en dm ;

H_e : Humidité équivalente, en %.

En tenant compte de ces paramètres ($D_a = 1.5$, $P = 3$ dm et $H_e = 30\%$ pour un sol argilo-limoneux), la RFU calculée atteint 45 mm.

IV.4.2.1.2. Déficit agricole (D_a) :

Il représente sensiblement la quantité d'eau qu'il faudrait apporter aux cultures (par l'irrigation) pour qu'elles ne souffrent pas de la sécheresse. Il est donné par l'expression :

$$Da = ETP_c - ETR \quad (\text{IV.27})$$

IV.4.2.1.3. Excédent (Exc) :

C'est la quantité d'eau pouvant s'écouler lorsque l'ETP et la RFU sont satisfaites. Il correspond au surplus d'eau destinée à l'alimentation par l'infiltration et le ruissellement de surface. Il est donné par l'expression :

$$Exc = P - ETR \quad (\text{IV.28})$$

A partir des données des pluies mensuelles et l'ETP calculée par la formule de Thornthwaite, plusieurs cas peuvent être envisagés :

- 1- Si : $P > ETP_c \rightarrow ETR = ETP_c \rightarrow RFU = P - ETP_c$.
- 2- Si : $P = ETP_c \rightarrow$ Les précipitations sont suffisantes pour alimenter le sol mais il n'y aura pas de surplus pour alimenter la RFU $\rightarrow (RFU = 0)$.
- 3- Si : $P < ETP_c \rightarrow$ Il y aura un épuisement des réserves, dans ce cas on aura un déficit du bilan ($ETP_c - ETR$), ou encore ($ETP_c - P$) qui représentera la quantité d'eau qu'il faudra ajouter à l'ETR pour atteindre l'ETP_c.

En tenant compte de ces trois cas, le calcul des paramètres précités est représenté dans le tableau IV.22.

IV.4.2.1.4. Interprétation du bilan hydrologique de Thornthwaite:

Afin d'éclairer les résultats obtenus, une représentation graphique des données a été faite en figure IV.21. Selon ce graphe, si on examine l'évolution de l'ETP_c à l'échelle mensuelle, on constate l'existence de deux saisons bien distinctes :

- Pendant la saison humide (Novembre - Mars), le bilan hydrique est positif où les précipitations couvrent les besoins de l'ETP et permettent la formation d'une réserve facilement utilisable RFU. Ainsi que, pendant les mois de Janvier, Février et Mars, la recharge dépasse la RFU et le surplus d'eau va partir soit sous forme d'infiltration vers la nappe, soit sous forme de ruissellement et cela nous donne une approximation satisfaisante pour l'irrigation des cultures.
- Pendant la saison sèche (Avril - Octobre), les précipitations sont inférieures à L'ETP. Tandis que, durant le mois d'Avril, les réserves commencent à s'assécher et dès le mois de Mai, il

apparaît un déficit agricole qui se poursuit jusqu'à l'épuisement total de la RFU; ce qui nécessite une irrigation pour les zones cultures.

- L'ETR est égale à 316.2 mm, soit 93.5 % des précipitations.

Tableau IV.22 : Bilan hydrique d'après Thornthwaite à la station de l'aéroport de Batna.

Mois	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Total (mm)
P	38.5	22.5	26.3	32.8	33.2	23.5	31.4	39.2	49.1	15.9	07.3	18.5	338
ETPc	100.3	62.4	24.6	11.8	08.1	11.0	24.8	46.5	89.6	136.3	170.9	156.2	842.6
P-ETPc	-61.8	-39.9	1.7	20.9	25.0	12.5	6.6	-7.3	-40.6	-120.5	-163.6	-137.7	/
ETR	38.5	22.5	24.6	11.8	08.1	11.0	24.8	46.5	86.8	15.9	07.3	18.5	316.2
RFU	00.0	00.0	01.7	22.6	45.0	45.0	45.0	37.7	00.0	00.0	00.0	00.0	/
Déficit	61.8	39.9	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	02.9	120.5	163.6	137.7	526.3
Excédent	00.0	00.0	00.0	00.0	02.6	12.5	06.6	00.0	00.0	00.0	00.0	00.0	21.7

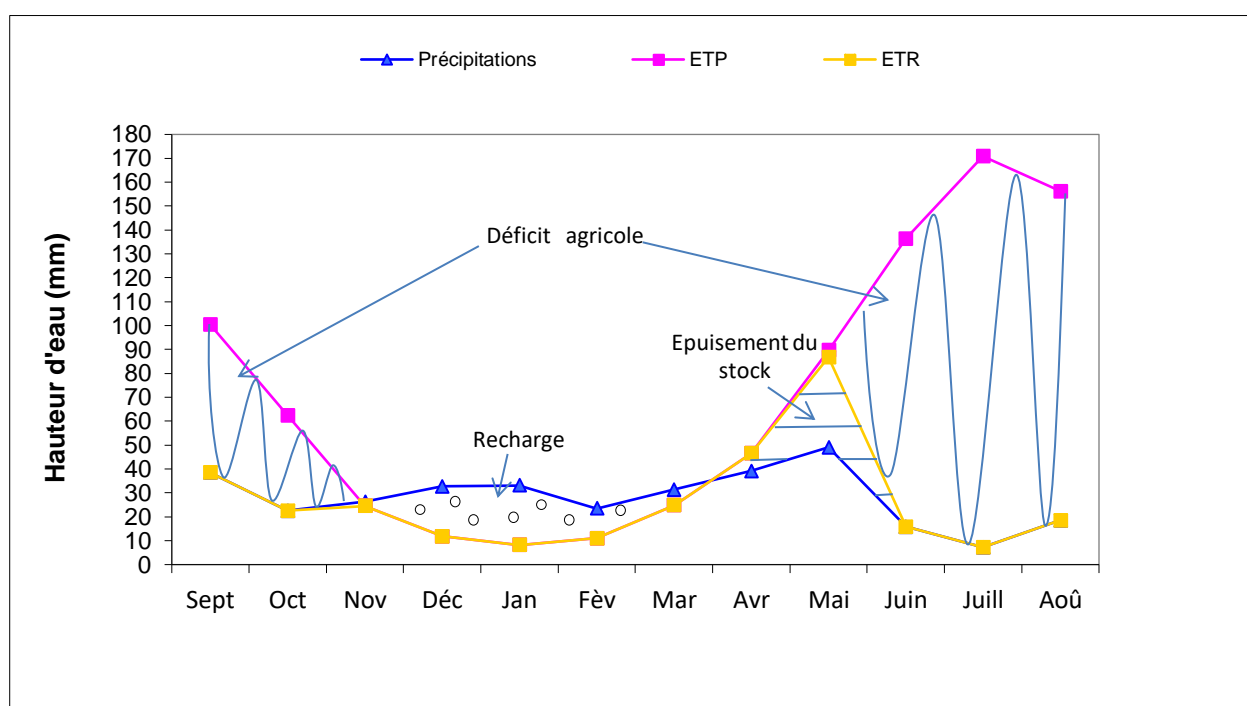


Figure IV.21 : Représentation graphique du bilan de Thornthwaite de la station de l'aéroport de Batna.

IV.4.2.2. Formule de Turc :

La formule d'approximation de L. Turc (1961) est valable pour tout type de climat. Elle est fonction de la précipitation et de la température. Elle s'écrit :

$$ETR = \frac{P}{\sqrt{0.9 + \frac{P^2}{L^2}}} \quad (\text{IV.29})$$

Où : **ETR** : Evapotranspiration réelle, en (mm) ;

P : Précipitation annuelle, en (mm) ;

L : Paramètre calculé en fonction de la température selon la formule :

$$L = 300 + 25T + 0.05T^3 \quad (\text{IV.30})$$

T : Température moyenne annuelle, en °C.

On aura donc : $ETR = 329.94$ mm.

IV.4.2.3. Formule de Coutagne :

La formule de Coutagne fait intervenir la pluviométrie et la température comme suit :

$$ETR = P - \lambda P^2 \quad (\text{IV.31})$$

Avec :

$$\lambda = \frac{1}{0.8 + 0.14T} \quad (\text{IV.32})$$

Cette formule n'est valable que pour des valeurs du P comprise entre : $1/8\lambda < P < 1/2\lambda$.

Où : **P** : Précipitation moyenne annuelle, en m ;

T : Température moyenne annuelle, en °C.

Dans notre cas, la valeur de P n'est pas comprise dans l'intervalle $1/2\lambda$ et $1/8\lambda$; donc cette formule n'est pas applicable.

IV.4.2.4. Méthode de Wundt :

Wundt a établi un abaque (Fig. IV.22), modifié par Coutagne, qui permet d'obtenir une valeur du déficit d'écoulement (ETR) en fonction de la température moyenne annuelle et des précipitations. Sur cet abaque, sont reportées en abscisses les températures moyennes annuelles et en ordonnées les précipitations moyennes annuelles. La valeur de l'ETR déduite de l'abaque est de 322 mm.

IV.4.2.5. Méthode de Verdeil :

La valeur de l'ETR est estimée à l'aide de l'abaque bi-logarithmique de P.Verdeil (1988), qui est applicable jusqu'à 600 mm de précipitations (Fig.IV.23).

Pour la station de l'aéroport de Batna, la valeur de l'ETR est de l'ordre de 320 mm.

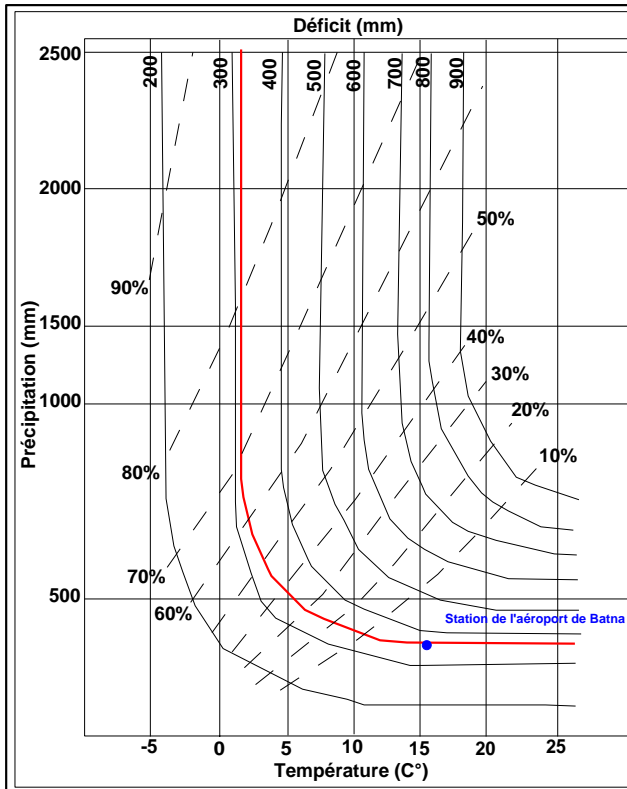


Figure IV. 22 : Abaque de Wundt modifié par Coutagne.

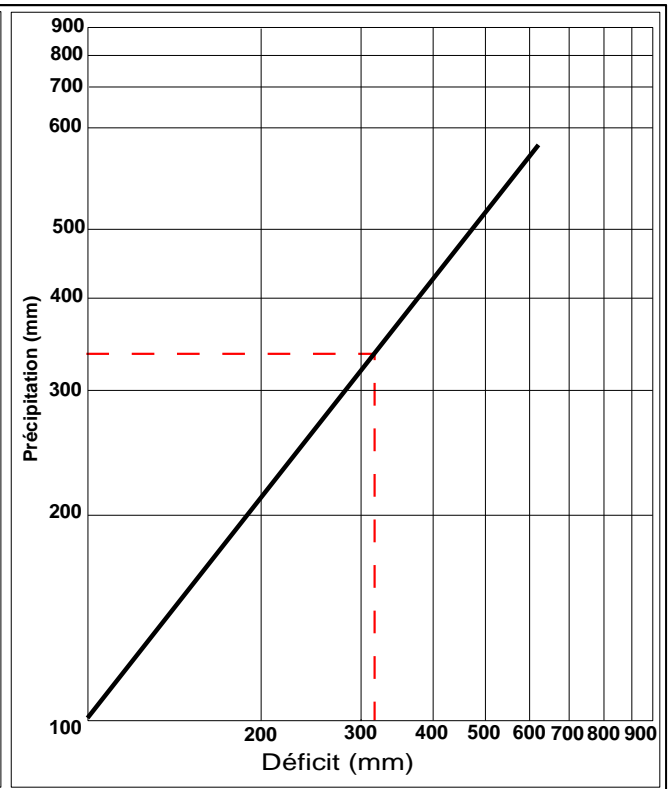


Figure IV. 23 : Abaque de Verdeil.

Discussion des résultats :

En comparant les différents résultats de l'ETR obtenus par les quatre méthodes d'estimation citées dans le tableau (IV.23), les formules de Turc, Wundt et Verdeil conduisent à des valeurs excluant toute possibilité d'infiltration, par contre, la valeur obtenue par le bilan de Thornthwaite est la seule valeur qui permet d'avoir une infiltration et un bilan hydrologique équilibré.

Tableau IV.23 : Valeurs de l'ETR estimée par différentes méthodes.

Méthode	ETR en (mm)
Thornthwaite	316.2
Turc	329.9
Wundt	322.0
Verdeil	320.0

IV.5. Bilan hydrologique :

Le bilan hydrologique permet d'évaluer la répartition des précipitations entre les différents composants de ce bilan (Fig.IV.24), à savoir : l'écoulement, l'infiltration et l'évapotranspiration. Le bilan est établi selon la formule suivante :

$$P = ETR + R + I \quad (\text{IV.33})$$

Avec : **P** : Précipitation moyenne annuelle, en (mm) ;

ETR : Evapotranspiration réelle, en (mm) ;

R : Ruissellement, en (mm) ;

I : Infiltration, en (mm).

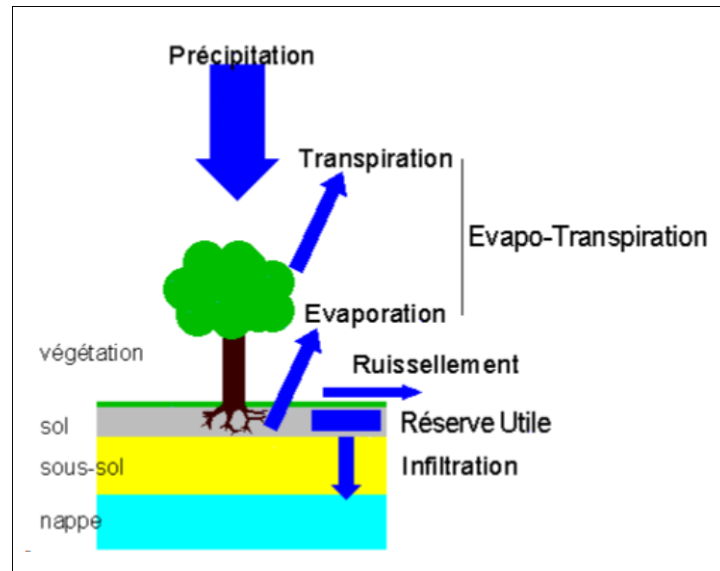


Figure IV.24 : Schéma du bilan hydrique.

IV.5.1. Ruissellement superficiel :

Le ruissellement est estimé à partir de la formule de Tixeront-Berkaloff qui est utilisable lorsque les précipitations sont inférieures à 600 mm. L'inconvénient de cette formule est qu'elle ne tient pas compte de la nature des sols ou des formations traversées.

$$R = \frac{P^3}{3(ETP_c)^2} \quad (\text{IV.34})$$

On a : $P = 338 \text{ mm}$ et $ETP_c = 842.6 \text{ mm}$ $\rightarrow R = 18.1 \text{ mm}$, ce qui représente 5.35 % des précipitations.

IV.5.2. Infiltration :

L'infiltration est la quantité d'eau franchissant la surface du sol, elle renouvelle les stocks d'eau souterraine et entretient le débit de l'écoulement souterrain sortant après circulation dans les formations hydrogéologiques perméables du sous-sol. Elle dépend de plusieurs facteurs, les plus importants sont :

- La nature du sol.
- La perméabilité et la porosité du terrain.
- La couverture végétale.

- L'intensité de la pluie.
- Topographie du terrain.

L'infiltration est exprimée par la formule suivante :

$$I = P - (ETR + R) \quad (\text{IV.33})$$

La valeur obtenue est : $I = 3.6$ mm, ce qui représente 1.06 % des précipitations. Cette très faible valeur peut être liée, soit à l'évaluation de l'ETR déterminée par la méthode de Thornthwaite en se basant à l'estimation approximative des paramètres de calcul de la RFU maximale, soit au calcul du ruissellement par la méthode de Tixeront-Berkaloff qui empêche l'estimation correcte du bilan hydrologique.

Enfin, cette étude nous montre que les précipitations n'assurent pas le stockage permanent de l'eau dans la réserve d'eau facilement utilisable (RFU), donc la nappe pourrait être alimentée soit latéralement par les calcaires fissurés qui bordent la nappe soit par remontée des eaux à partir de la nappe profonde.

Conclusion :

- L'étude du climatogramme et des indices climatiques (tels que : l'indice d'Angot, de Gorczynski modifié par Daget, de De Martonne, de Gaussen et Bagnouls, d'Emberger, de Paul Moral et du coefficient pluviométrique relatif) montre que le climat de la région d'étude est de type méditerranéen semi-aride, caractérisé par un hiver froid et moins pluvieux que le printemps et un été chaud et sec.
- La pluviométrie qui régit le régime des eaux souterraines et superficielles se concentre, souvent, durant quelques jours ou quelques heures. Elle est caractérisée par une variabilité annuelle et interannuelle bien marquée dont la moyenne annuelle ne dépasse pas les 338 mm/an.
- Le calcul de la lame d'eau moyenne précipitée sur le sous bassin de Sebket Ez Zemoul par les méthodes : arithmétique (340.8 mm), de Thiessen (334 mm) et des isohyètes (332.4 mm) donne des résultats relativement proches les uns et les autres et pour cela, on adopte la valeur obtenue par la méthode des isohyètes qui prend en considération la topographie du bassin et l'hétérogénéité des précipitations en même temps.
- La température moyenne annuelle est de l'ordre de 15°C tandis que la hausse des températures (la moyenne maximale atteint 36°C) pendant la période d'été va accentuer l'évaporation de l'eau (un pic de 318.41 mm signalé au mois de Juillet) et par conséquent va augmenter la concentration des éléments chimiques dans la nappe.
- La comparaison des différentes approches d'estimation de l'évapotranspiration potentielle telles que : l'équation de Thornthwaite, de Turc et de Penman-Monteith-F.A.O, par celle de Bouchet

permet d'adopter la valeur (1905 mm) obtenue par la formule de Penman-Monteith-F.A.O, car cette méthode utilise plusieurs paramètres climatiques et physiologiques qui ont une influence directe sur le phénomène de l'évapotranspiration.

- L'évaluation de l'évapotranspiration réelle par les formules de Turc, de Wundt et de Verdeil donne des résultats excluant toute possibilité d'infiltration, par contre la seule valeur obtenue par le bilan de Thornthwaite qui est de l'ordre de 316.2 mm permet d'avoir une infiltration et un bilan hydrologique équilibré.
- Le déficit agricole estimé de 526.3 mm par le bilan de Thornthwaite étale sur une période allant de Mai jusqu'au Novembre.
- Le ruissellement estimé par la formule empirique de Tixeront et Berkaloff, ne bénéficie que de 5.3% des précipitations ce qui représente une moyenne annuelle de 18.1 mm / an.
- L'estimation des paramètres constituant le bilan hydrologique permet d'avoir une faible valeur d'infiltration (3.6 mm). Ceci laisse supposer que l'alimentation de la nappe ne se fait pas uniquement par infiltration efficace, mais qu'une bonne partie de l'eau doit provenir des calcaires fissurés qui bordent la plaine ou par remontée des eaux à partir de la nappe profonde.

HYDROGEOLOGIE

Introduction :

La ressource en eau souterraine de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout a fait l'objet de ce chapitre par une caractérisation exhaustive comprenant, par exemple, la cartographie piézométrique, la classification des diverses formations aquifères et évaluation de leurs paramètres hydrodynamiques.

La présence et la distribution des eaux souterraines ne sont pas l'effet du hasard, mais plutôt la conséquence de facteurs climatiques, hydrologiques, géologiques et topographiques. Ces facteurs interagissent pour créer un système d'écoulement dynamique qui est souvent complexe. La caractérisation de chacun de ces facteurs et la connaissance des relations qui les unissent sont la clef pour la compréhension des systèmes aquifères. La cartographie hydrogéologique est l'outil de base qui permet de comprendre et d'expliquer la circulation des eaux souterraines. Elle comprend toutes les activités et les techniques nécessaires pour recueillir, documenter, interpréter et représenter l'information hydrogéologique sous forme graphique, afin de répondre aux questions fondamentales suivantes :

D'où vient l'eau ? Où va-t-elle ?

Quelle est la nature des formations géologiques qui la contiennent ?

V.1. Classification des aquifères :

V.1.1. Principes de base d'hydrogéologie :

Le cycle de l'eau décrit le mouvement continu de l'eau au-dessus, sur et en-dessous de la surface du sol. L'eau emmagasinée dans les formations géologiques fait ainsi partie intégrante d'un système hydrologique plus vaste dont les composantes sont dépendantes les unes des autres. Ce concept est essentiel à la compréhension de la distribution et la circulation de l'eau souterraine, à son exploitation ainsi qu'à sa gestion et sa protection.

L'eau souterraine peut être extraite plus ou moins facilement des sédiments ou des roches qui la contiennent. Certains dépôts et roches sont plus aptes à transmettre l'eau souterraine à un ouvrage de captage. Un **aquifère** est un corps géologique suffisamment perméable pour permettre l'écoulement significatif d'une nappe souterraine et le captage de quantités d'eau appréciables (Castany et Margat, 1977). Le terme aquifère s'applique à l'ensemble du milieu solide et de l'eau qu'il contient (Landry, 1997). Les ensembles géologiques considérés comme aquifères varient selon le contexte et la disponibilité des formations perméables dans une région donnée.

Une couche de confinement est une unité géologique qui ne laisse pas facilement circuler l'eau à travers elle. Le terme **aquitard** est généralement utilisé pour désigner ces couches confinantes. L'aquitard, aussi appelé couche semi-perméable, est une unité de faible perméabilité qui, bien

qu'elle ne peut alimenter adéquatement un ouvrage de captage, peut contribuer de façon significative à l'écoulement régional par la lente mais constante transmission d'eau souterraine qu'elle contient (Freeze et Cherry, 1979).

Les deux grands types d'aquifères sont les nappes libres (aquifères libres) et les nappes captives (aquifères captifs). Le terme **nappe** désigne l'eau souterraine qui est en mouvement à l'intérieur d'un aquifère. Une nappe peut recevoir différents qualificatifs relatifs à l'origine de son matériau (Genetier, 1984).

De façon générale, les nappes d'eau souterraines sont classées dans l'une ou l'autre des catégories suivantes : (1) nappe libre, (2) nappe captive, (3) nappe semi-captive et (4) nappe perchée (Freeze et Cherry, 1979; Todd, 1980; Fetter, 1994; Banton et Bangoy, 1997), (Fig.V.1).

Les **nappes libres** sont généralement les eaux souterraines présentes dans les formations aquifères situées près et reliées directement à la surface du sol. Les nappes libres sont caractérisées par la présence d'une surface libre où la pression de l'eau est égale à la pression atmosphérique. L'altitude de la surface libre varie selon les saisons, suite aux périodes de recharge (suite à la tombée des pluies et à la fonte des neiges). La recharge des nappes libres se fait principalement par infiltration à partir de la surface sur toute l'étendue de la nappe. Les nappes libres sont relativement vulnérables à la contamination à partir de sources situées à la surface du sol.

Les **nappes captives** se retrouvent dans des unités aquifères complètement saturées en eau et confinées entre des unités imperméables. L'épaisseur saturée des nappes captives correspond à l'épaisseur de l'aquifère captif. L'eau présente dans les nappes captives s'y trouve à une pression toujours supérieure à la pression atmosphérique. Il en résulte qu'un puits pénétrant une nappe captive provoque la remontée de l'eau au-dessus de la limite supérieure de la formation aquifère. La surface représentant l'élévation potentielle de la remontée du niveau d'eau au-dessus de la nappe captive est dite surface piézométrique. La recharge des nappes captives se fait par drainance à travers les unités confinantes sus-jacentes par un réseau de fracture et aux affleurements de la formation aquifère en surface. Les nappes captives sont relativement peu vulnérables à la contamination à partir de la surface. La même formation géologique peut constituer une nappe libre dans un secteur où elle est en contact avec la surface du sol et une nappe captive plus loin de la zone affleurante. Ces nappes sont qualifiées de **semi-captives** si elles sont confinées entre des unités peu perméables. La recharge de ces aquifères se produit par le même phénomène que pour une nappe captive, auquel s'ajoute la recharge au droit de fenêtres dans la couche de confinement ainsi que la drainance verticale à travers la couche aquitard. La drainance désigne une faible valeur de flux, mais qui devient non négligeable quand il se produit sur une grande superficie.

Une **nappe perchée** est un cas particulier de la nappe libre. Une couche ou une lentille imperméable, se trouvant à l'intérieur d'un aquifère à nappe libre, retient une partie de la recharge de l'aquifère. L'eau de la nappe perchée s'écoule ensuite aux bordures de la couche imperméable pour rejoindre la nappe principale de l'aquifère.

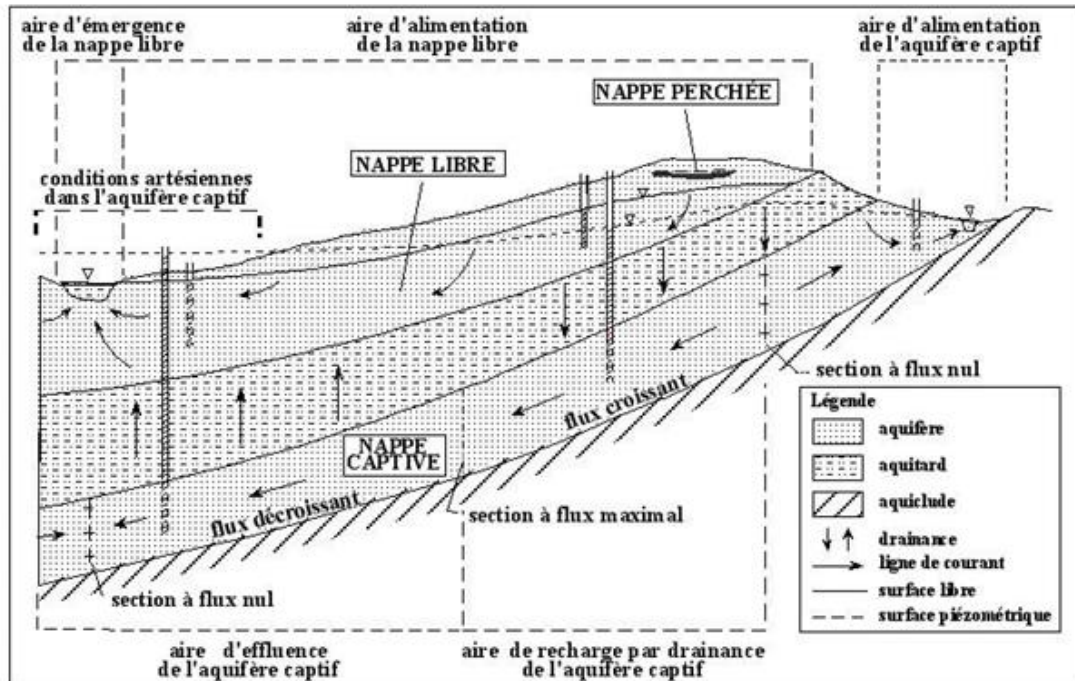


Figure V.1 : Écoulement de l'eau souterraine dans un système aquifère comprenant une nappe libre, une nappe perchée et une nappe captive (modifiée de Castany et Margat, 1977).

V.1.2. Structure hydrogéologique du système aquifère de la région de Gadaïne-Ain Yaghout :

V.1.2. 1. Aquifère superficiel d'âge Mio-Plio-Quaternaire :

C'est un aquifère à nappe libre à semi-libre, qui constitue une unité hydrogéologique hétérogène formée essentiellement par des calcaires lacustres, des conglomérats et des alluvions tels que : graviers, galets, sables, ainsi que des argiles et des limons qui expliquent la formation de la ligne de chotts près de la surface. De part et d'autre de la plaine, on constate parfois la présence des marnes. Les formations de cet aquifère poreux occupent presque tout le terrain d'étude à l'exception des reliefs.

L'alimentation de cette nappe se fait, d'une part, directement par des niveaux perméables sus-jacents et par les écoulements des glaciers qui nappent les reliefs, ainsi que, par les apports des crues occasionnelles. D'autre part, par l'aquifère profond au niveau des failles. En outre, l'irrigation à partir des eaux de l'aquifère profond participe à l'accroissement de la recharge. La nappe peut être en charge et affleurante dans la dépression du chott Gadaïne (où profondeur d'eau à 3 m). Son exutoire naturel est le chott Tinsilt se trouvant à la côte 788 m.

V.1.2.2. Complexe aquifère profond :

C'est un aquifère fissuré, constitué essentiellement par deux types de formations :

V.1.2.1.1. Formations du Crétacé :

Ce sont des formations de nature carbonatée (calcaires aptiens de 150 à 350 mètres d'épaisseur) avec des intercalations de bancs de grès barrémien (250 m), surmontées localement par des marnes cénomaniennes (150 m). Ces formations affleurent en bordures de la plaine formant les reliefs sous forme des massifs tels que : Dj Tizourit, Dj Taфраout et les monts d'Ain Yaghout et plongent sous une grande épaisseur du recouvrement mio-plio-quaternaire.

V.1.2.1.2. Formations du Jurassique :

Elles sont aussi carbonatées, constituées de calcaires (130 m) dans le sud sétifien. Pour le parautochtone et l'autochtone aurésien, ce sont des calcaires dolomitiques du Lias (400 m) surmontées par un toit marneux avec parfois des argiles et des calcaires, entre autre.

De point de vue paléogéographique, la zone d'étude est comprise entre la zone tellienne et la zone atlasique ce qui complique l'étude de la structure hydrogéologique du système aquifère profond.

Les plus importantes zones d'alimentation du complexe aquifère profond se situent dans les massifs, ainsi que, sur les piémonts qui sont recouverts d'une faible couche d'alluvions ou dans la plaine quand il n'y a pas d'écran imperméable séparant l'aquifère superficiel de l'aquifère profond ce qui permet l'infiltration des eaux météoriques. La recharge se fait également par l'intermédiaire d'un réseau de fractures acheminant de grandes quantités d'eau.

Les exutoires naturels des aquifères karstiques sont les sources d'eau. Elles sont nombreuses aux piémonts des massifs, telles que celles qui se situent au piémont de Koudiat Tfouda : « Ain Es Skhouna (x= 828.761 km, Y= 274.507 km) et Ain Tenout (x= 829.857 km, Y= 274.364 km) », Néanmoins et malheureusement, sont toutes asséchées à l'exception de la source salée dite « Sidi Bel Abbasse », située à Mechtat El Malha, aux coordonnées Lambert (x= 832.588 km, Y= 279.361 km).

De très nombreux forages exploitent l'aquifère profond par pompage (voir annexe III.1). Les plus importants sont localisés aux bordures de la plaine, comme le cas du forage Gadaïne - Taklilt (G1) et le forage Gadaïne (G2) situés à proximité du Dj Merzguène, ayant des profondeurs respectives de 250 m et 294 m. Ils atteignent les formations des calcaires dolomitiques du Crétacé inférieur (pour G2) et du Jurassique (pour G1), avec un débit respectif de l'ordre de 80 l/s et 73 l/s. Au centre de la plaine, on rencontre le forage de Henchir Cedra (H1) qui a une profondeur de 404

m. Il exploite la nappe des calcaires du Crétacé inférieur avec un débit de 23 l/s. Ces forages sont destinés à l'alimentation en eau potable des agglomérations limitrophes.

Les formations carbonatées d'âge Jurassico-Crétacé sont intercalées par des passées marneuses et parfois argileuses formant un complexe aquifère profond.

V.2. Conditions aux frontières :

L'identification du comportement hydrodynamique de l'aquifère superficiel repose sur une bonne détermination des conditions aux limites. Verticalement, le domaine aquifère est généralement limité par la base de l'aquifère et par son épaisseur. Horizontalement, ce domaine sera préférentiellement limité par des conditions naturelles géologiques et hydrodynamiques (rivière, lac, limite imperméable), (Castany, 1982).

Les conditions aux frontières peuvent être de type **potentiel imposé** (condition de Dirichlet). Par exemple, la présence d'un plan d'eau (lac, rivière ou mer), ligne de source ou surface de suintement en contact de la nappe représente une frontière pour l'aquifère. Elles peuvent être de type **flux imposé** (condition de Neumann), notamment la surface d'une nappe libre alimentée par l'infiltration efficace, ou encore les aires d'affluence ou d'effluence lorsque deux aquifères sont disposés l'un au-dessus de l'autre, séparés par une formation géologique semi-perméable. On outre, une condition de **flux nul** peut être utilisée pour simuler une frontière imperméable ou une faille écran.

Aux frontières de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout, en contact des formations carbonatées d'âge Jurassico-Crétacé des massifs, les eaux de précipitations atmosphériques qui dévalent les flancs internes de ces massifs, ruissellent en surface et alimentent en partie la nappe superficielle du Mio-plio-quadernaire, en plus, les pluies efficaces qui tombent directement sur l'impluvium. Ce dernier, constitué de niveaux perméables et imperméables, limite la recharge ce qui est en accord avec le résultat obtenu du bilan hydrologique (faible infiltration).

En revanche, Dj Guedmane au Nord, Dj Merzguène et Tizourit à l'Ouest, Dj Sarif et Tafraout au Sud, ainsi que les monts d'Ain Yaghout et Dj Tarbennt à l'Est, constituent une limite perméable par leur nature et par le pendage plongeant de leurs couches vers la plaine, ainsi vu la direction d'écoulement des eaux souterraines, confirmée subséquentement par les cartes piézométriques (Fig.V.4 et V.5), se traduisent par une limite à **flux imposé entrant** de la nappe, (Fig.V.2).

Au Sud, au niveau du seuil alluvionnaire enserré entre Koudiat Tfouda et Dj Tafraout, Oued El Madher draine la nappe superficielle en période des basses eaux, comme il peut l'alimenter en période de hautes eaux, et correspond par conséquent à une limite à **potentiel imposé**, (Fig.V.2).

Le Nord Est et le Sud-Ouest sont occupés par chott Tinsilt et chott Gadaïne, se traduisent également par des limites à **potentiel imposé**, (Fig.V.2).

En examinant les coupes lithologiques des forages (annexe III.1), la base de cet aquifère est constituée essentiellement de formations marneuses ou argileuses avec des graviers et parfois des sables reposants sur un substratum carbonaté (essentiellement calcaireux) du Jurassico-Crétacé sur la majorité de la plaine, ce qui implique qu'une alimentation souterraine est très probable et surtout au niveau des failles favorisant la drainance entre les eaux des aquifères superposés.

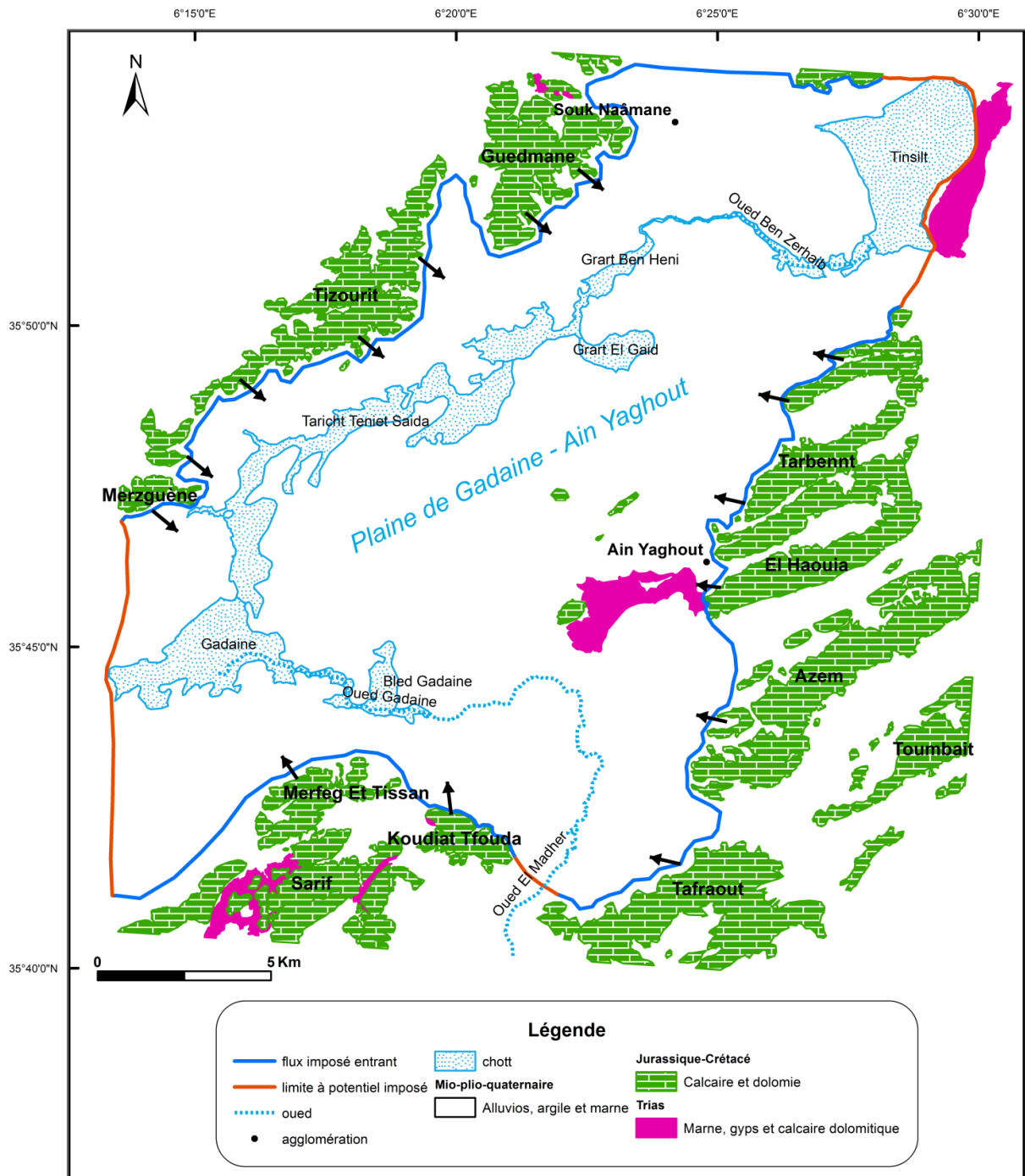


Figure V.2 : Carte des conditions aux frontières de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout.

V.3. Cartographie du système d'écoulement souterrain :

En revanche, pour répondre aux questions posées en introduction, plusieurs paramètres hydrogéologiques doivent être recueillis, mesurés et interprétés. Ces paramètres ont été classés selon les caractéristiques des propriétés physiques (profondeur de la nappe, direction de l'écoulement, gradient hydraulique et fluctuation piézométrique de la nappe à diverses périodes) ou chimiques des eaux souterraines (caractéristiques physico-chimiques de l'eau souterraine et qualité de l'eau définie sur la base de critères de potabilité ou en fonction de la classification hydrogéo-chimique de l'eau) ou selon qu'ils décrivent les propriétés hydrauliques des matériaux géologiques à l'intérieur desquels circulent les eaux souterraines (lithologie des formations géologiques classées en fonction de leur capacité à transmettre l'eau, valeurs des paramètres hydrauliques tels que : la transmissivité et le coefficient d'emménagement, localisation des aires d'émergences des eaux souterraines : sources ou plans d'eau, relation entre le système de drainage et les aquifères adjacents).

La démarche à suivre pour caractériser les paramètres hydrogéologiques et les présenter sur des cartes comporte généralement quatre étapes : 1) la compilation des données existantes; 2) la réalisation de travaux de terrain nécessaires à l'obtention d'informations complémentaires ou manquantes; 3) l'intégration et l'analyse de ces données; et finalement, 4) la production des cartes hydrogéologiques, (cartes piézométriques, des conditions aux frontières et des cartes de vulnérabilité...). La figure V.3 illustre ces quatre étapes qui constituent la méthodologie préconisée pour la cartographie hydrogéologique. Dans cette étude, la gestion des données est effectuée à partir d'une base de données suivant une approche inspirée de celle utilisée dans les systèmes d'informations géographiques (SIG).

Par son caractère intermédiaire entre les sciences de la terre et de l'eau, la cartographie hydrogéologique nécessite la cueillette de nombreuses informations provenant de sources diverses. La compilation des données existantes constitue la première étape de la cartographie hydrogéologique. Cette étape permet de répertorier les travaux hydrogéologiques qui ont déjà été effectués (tels que : [Belloula L. \(2004\)](#), [Menani M.R. \(2004\)](#), [Zaier N. \(2009\)](#), [Dib I. \(2010\)](#), [Bouhata R. \(2015\)](#)) pour avoir un bon aperçu du contexte hydrogéologique de la région d'étude et aussi d'évaluer les travaux de terrain nécessaires pour compléter l'information disponible.

Des données géologiques sous forme de cartes et de rapports sont requises afin de connaître les types de matériaux formant les principaux aquifères, de définir leurs étendues et d'identifier les secteurs aquifères qui sont soit poreux, soit fissurés ou karstifiés (Tab.II.1). Les séquences stratigraphiques décrites à partir des forages (annexe III.1) et l'analyse des coupes géoélectriques

(Fig.III.2) apportent les informations complémentaires nécessaires à la compréhension de l'architecture des diverses couches géologiques en profondeur. Ces deux types d'informations combinés (géologie en surface et en profondeur) permettent d'obtenir une image tridimensionnelle des systèmes aquifères.

L'observation du réseau hydrographique et de la topographie, ainsi que l'examen des données météorologiques de la région d'étude permettent d'identifier les zones de recharge et d'émergence, et de déterminer la période de recharge.

La connaissance de la répartition des forages domestiques (Fig.V.4, V.5, V.6 et V.7), des systèmes de captage municipaux (annexe III.2) et des autres utilisations de l'eau souterraine permet d'identifier les aquifères exploités. C'est aussi à partir de ces nombreux points d'accès qu'il est possible de mesurer des niveaux d'eau pour établir la piézométrie, d'effectuer des essais hydrauliques et d'échantillonner les eaux souterraines.

La disponibilité d'un nombre croissant de données hydrogéologiques, combinée à la diversité des formats dans lesquels on les retrouve (données ponctuelles, linéaires, polygonales), rend leur traitement de plus en plus difficile avec les méthodes conventionnelles. Ceci a mené à l'utilisation de logiciel adapté à l'entreposage et à la gestion de grandes quantités de données provenant de sources multiples qui est « l'ARC GIS 10.2.1 ». Cette application est la plus communément utilisée en cartographie hydrogéologique car elle permet l'interpolation de données ponctuelles (coupes lithostratigraphiques et niveaux d'eau) pour former des lignes et des surfaces (surface de la nappe phréatique). Adéquatement appliquée, cette technique contribue à la compréhension des systèmes aquifères et augmente les possibilités de représentation graphique de ces systèmes.

La mesure des niveaux d'eau et l'établissement de cartes piézométriques permettent de déterminer les directions d'écoulement des eaux souterraines dans un aquifère. Dans le secteur d'étude, la complexité de l'écoulement des eaux souterraines due à la présence de deux nappes distinctes et à l'existence de forages exploitant simultanément ces deux nappes, rendent l'étude piézométrique assez délicate.

La cartographie piézométrique est une méthode d'analyse qui permet d'estimer l'aire d'alimentation d'un ouvrage de captage en tenant compte des lignes équipotentiels (isopièzes). Cette méthode est basée sur le principe selon lequel l'écoulement souterrain s'effectue perpendiculairement aux lignes équipotentiels. La forme de ces lignes est directement liée à l'hétérogénéité du milieu. En effet, la piézométrie dépend de l'architecture interne des aquifères. Ainsi, un changement latéral de

lithologie ou une fracture importante engendre une bifurcation dans la direction de l'écoulement souterrain et, par le fait même, des lignes équipotentiels.

Compte tenu du contexte hydrogéologique qui comporte un écoulement de l'eau souterraine dans deux aquifères distincts, la classification des points d'eau a été faite d'une manière que les forages implantés proches des reliefs exploitent l'aquifère profond et les forages dispersés sur la plaine captent la nappe superficielle. Ainsi, environ 62 forages sont installés dans la nappe libre tandis qu'environ 41 points d'eau rejoignent la nappe profonde et presque 58 sont inaccessibles (Fig.V.4). Ces données ont servi à définir deux cartes piézométriques distinctes pour chaque campagne (Mai et Octobre 2015). Les points d'eau recensés ou inventoriés (annexe III.2) pendant les campagnes de mesures (Novembre 2012, Mai et Octobre 2015 ainsi Juin 2018) sont destinés à l'alimentation en eau potable, à l'irrigation et aux autres usages domestiques, et constituent des points de prélèvement.

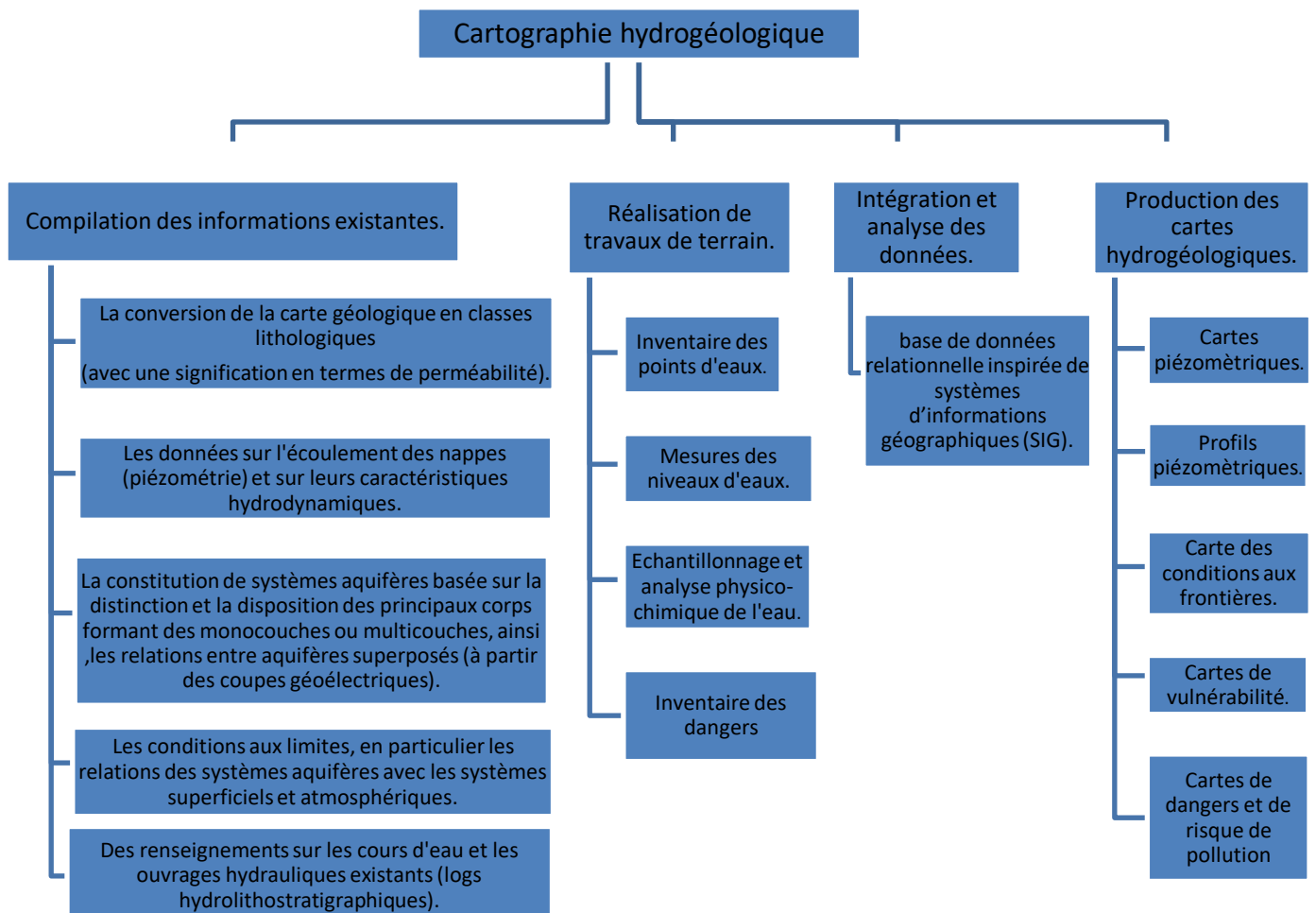


Figure V.3 : Les étapes de la cartographie hydrogéologique.

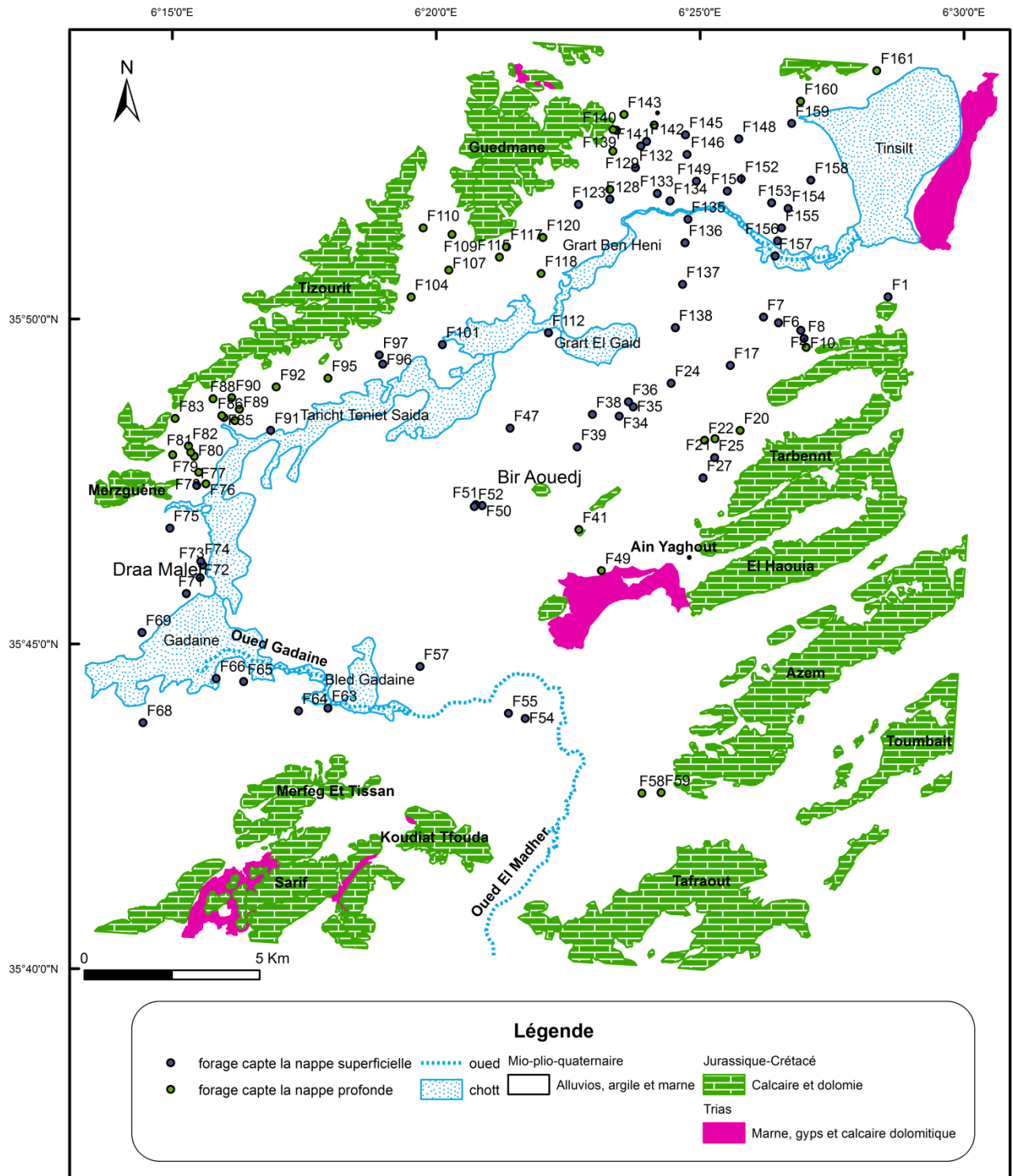


Figure V.4 : Carte d'inventaire des points d'eau captant les nappes de la plaine de Gadaine-Ain Yaghout.

V.3.1. Techniques d'analyse souterraine :

V.3.1.1. Piézométrie et direction d'écoulement des nappes :

Pour le système aquifère de Gadaïne - Ain Yaghout, les isopièzes ont été dessinées automatiquement en interpolant les données des niveaux d'eau d'une même nappe et en considérant les effets présumés des limites hydrauliques sur les niveaux d'eau. Ces isopièzes permettent de tracer des cartes piézométriques qui nous amènent à dégager le sens d'écoulement des eaux souterraines, les principales zones d'alimentation et de drainage, ainsi de calculer le gradient hydraulique à différents endroits.

Les mesures relevées durant les campagnes de Mai et Octobre 2015 ont permis de tracer deux cartes piézométriques de la nappe du Mio-Plio-Quaternaire (Fig.V.5 et V.8). Ces cartes montrent une organisation identique des écoulements qui sont orientés du Sud Est vers le Nord-Ouest au niveau de la plaine (Fig.V.6 : profil 1 et 2). Ces écoulements convergent vers une zone de drainage, située aux piémonts des massifs de Tizourit et Guedmane, différente à la zone basse occupée par les chotts (Gadaïne et Teniet Saida) où par la suite les eaux sont drainées vers chott Tinsilt au moyen d'oued Ben Zerhaib (Fig.V.7 : profil 3 et 4). L'état d'inversement de l'écoulement dans cette partie est provoqué d'une part, par la surexploitation de la nappe par un nombre important de forages pour satisfaire les besoins en eau des habitants, et d'autre part, par la sécheresse qui est en train de régner dans la région, où l'aridité est approuvée par l'indice d'aridité mensuel de De Martonne.

La comparaison de la carte piézométrique avec le model numérique du terrain (MNT) fait ressortir l'effet de la topographie sur l'organisation des écoulements des eaux de la nappe superficielle. On discerne au centre de la plaine (à Mechtat Bir Aouedj) et à Draa Malel situé dans la partie occidentale, ainsi qu'au Sud au niveau de Bled Gadaïne, trois dômes piézométriques qui pourrait dus au soulèvement du substratum résistant dans ces régions et à la présence des collines topographiques par coïncidence.

Au niveau d'Oued El Madher, et à cause du manque des forages dans cette région, les isopièzes marquent une légère convexité vers l'amont hydraulique pendant la période d'étiage (Octobre 2015) ce qui souligne le drainage de la nappe par l'Oued durant cette période. Cependant, la convexité vers l'aval hydraulique durant la campagne de Mai 2015 reste non apparente.

L'analyse des cartes piézométriques représentatives de la nappe profonde (Fig.V.9 et V.10) montre une analogie dans l'allure des isopièzes et dont les écoulements se dirigent dans la même direction que celle des eaux de la nappe superficielle. Donc, ces mesures piézométriques

comparatives ont montré que les deux aquifères sont en communication dans certains endroits et ne sont pas en nette captivité.

La profondeur de la nappe augmente progressivement vers les monts de l'allochtone sud sétifien (Tizourit et Guedmane) pour atteindre 38 m, ensuite pour s'abaisser et finir par s'équilibrer à une profondeur varie de 16 m à 28 m, sur la majorité de la plaine. Les plus faibles profondeurs sont observées au Sud et au niveau du chott Gadaine où la nappe vient pratiquement en résurgence (4.5 m de profondeur), (Fig.V.11).

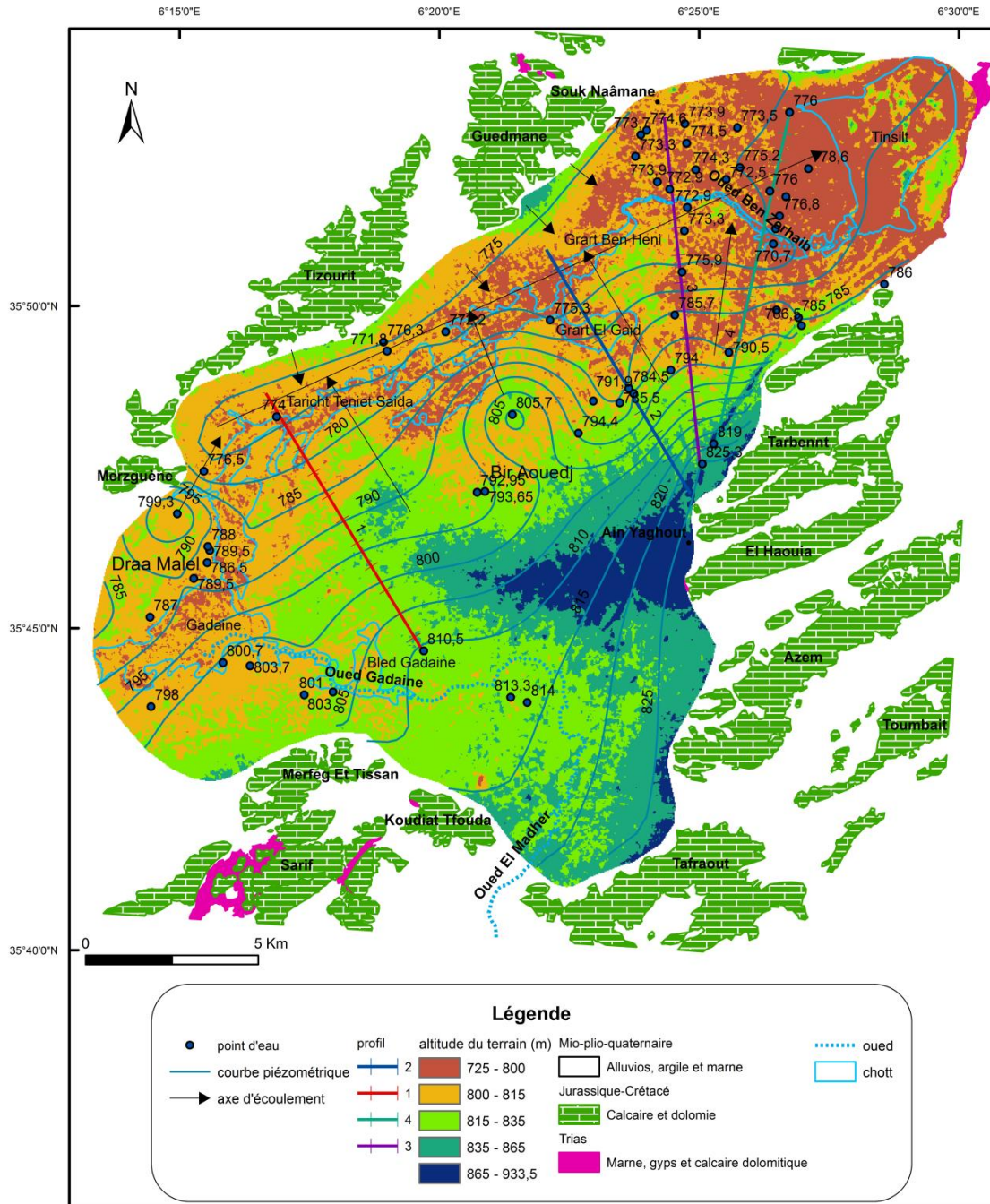


Figure V.5 : Carte piézométrique de la nappe superficielle de la plaine de Gadaine-Ain Yaghout, (campagne Mai 2015).

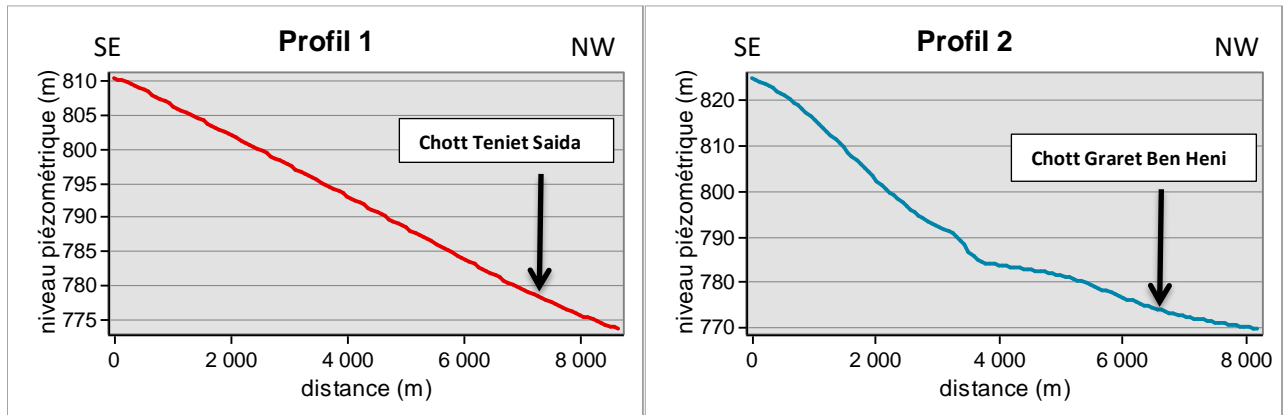


Figure V.6 : Profils piézométriques (1 et 2) réalisés au centre de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout, (campagne Mai 2015)

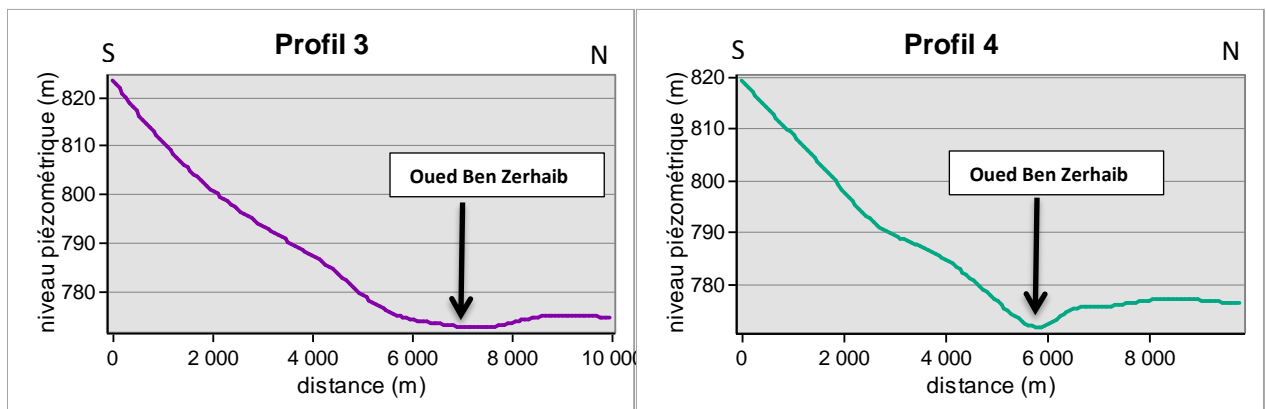


Figure V.7 : Profils piézométriques (3 et 4) réalisés au Nord-Est de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout, (campagne Mai 2015).

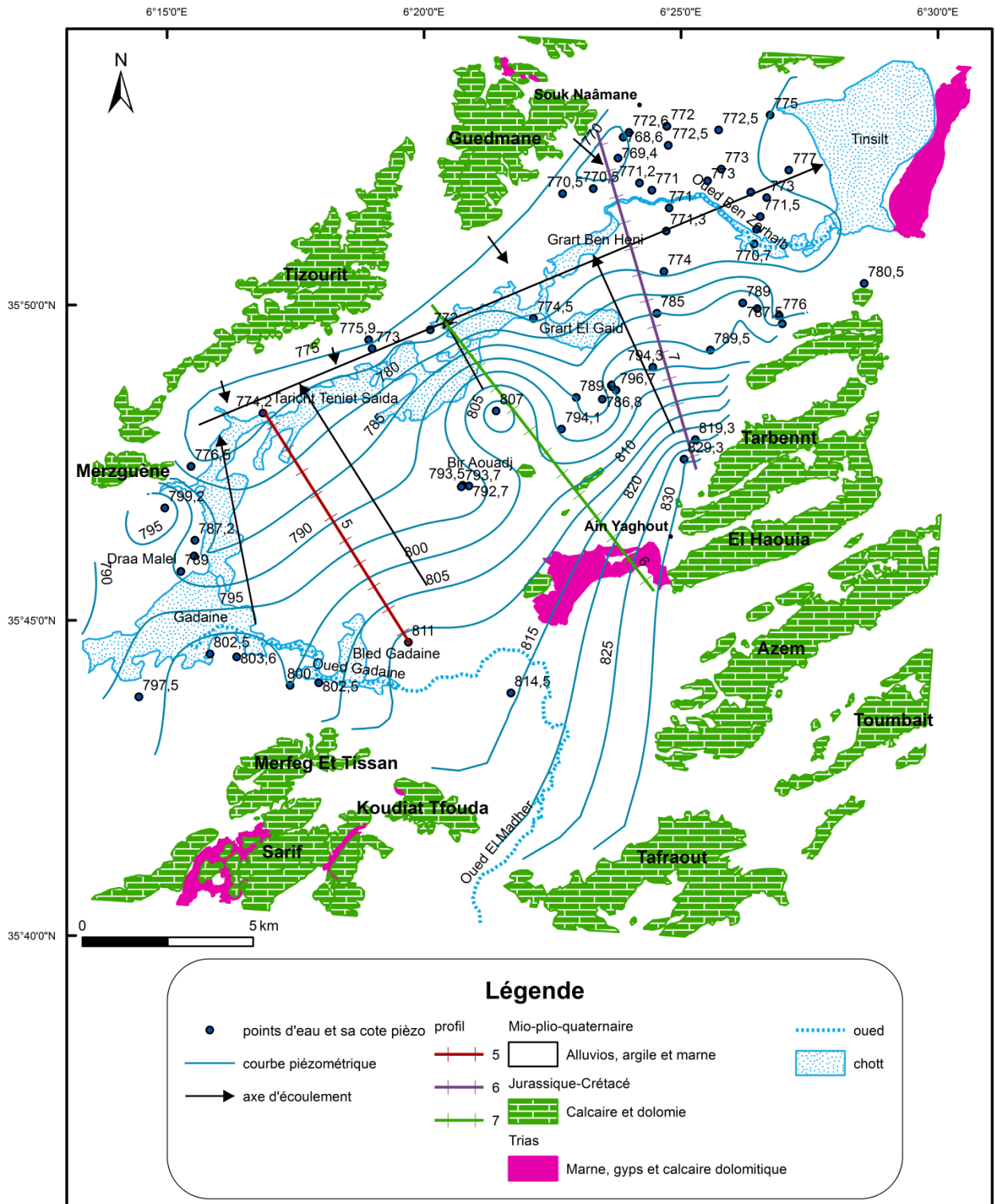


Figure V.8 : Carte piézométrique de la nappe superficielle de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout, (campagne Octobre 2015).

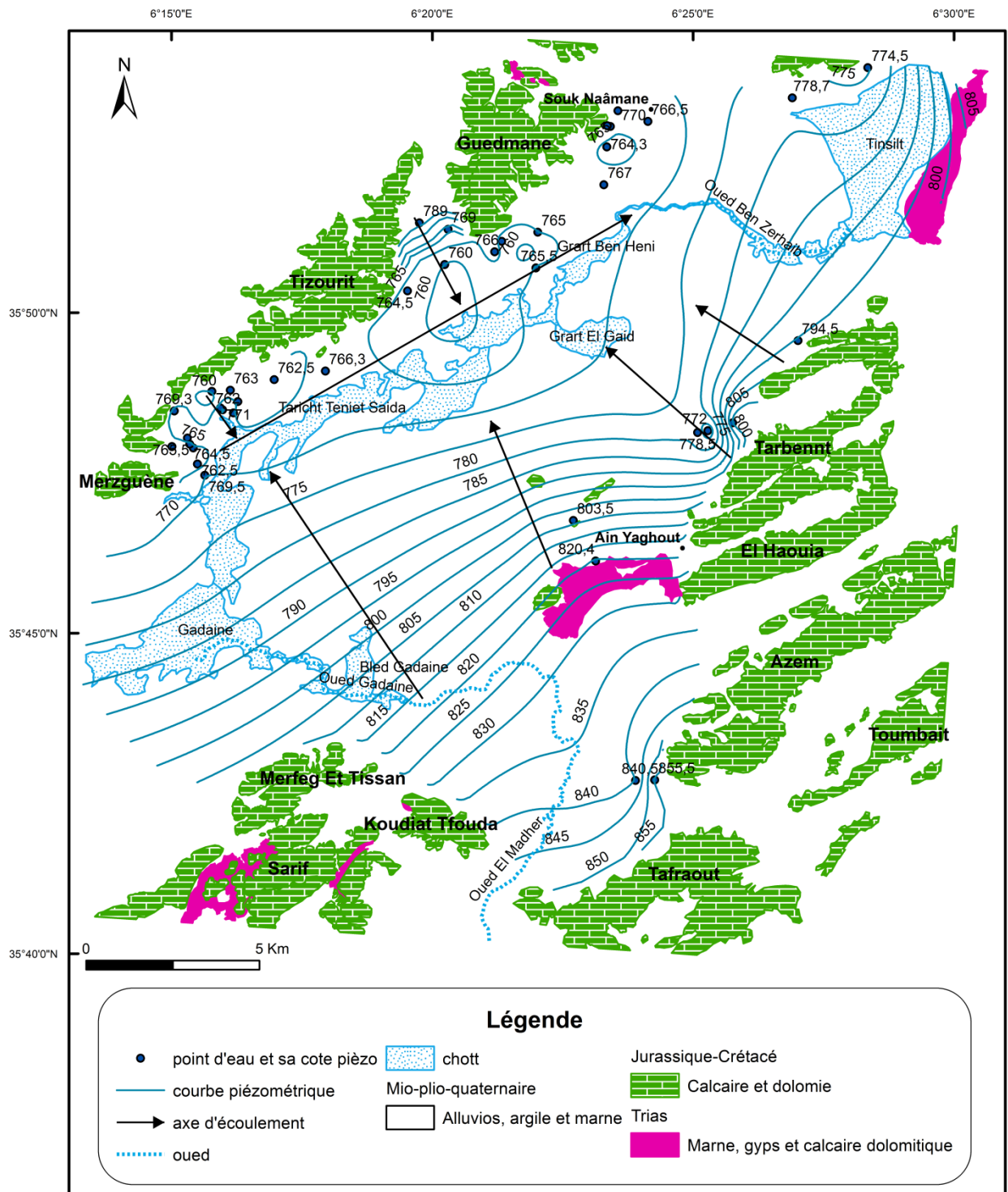


Figure V.10 : Carte piézométrique de la nappe profonde de la plaine de Gadaine-Ain Yaghout, (campagne d'Octobre 2015).

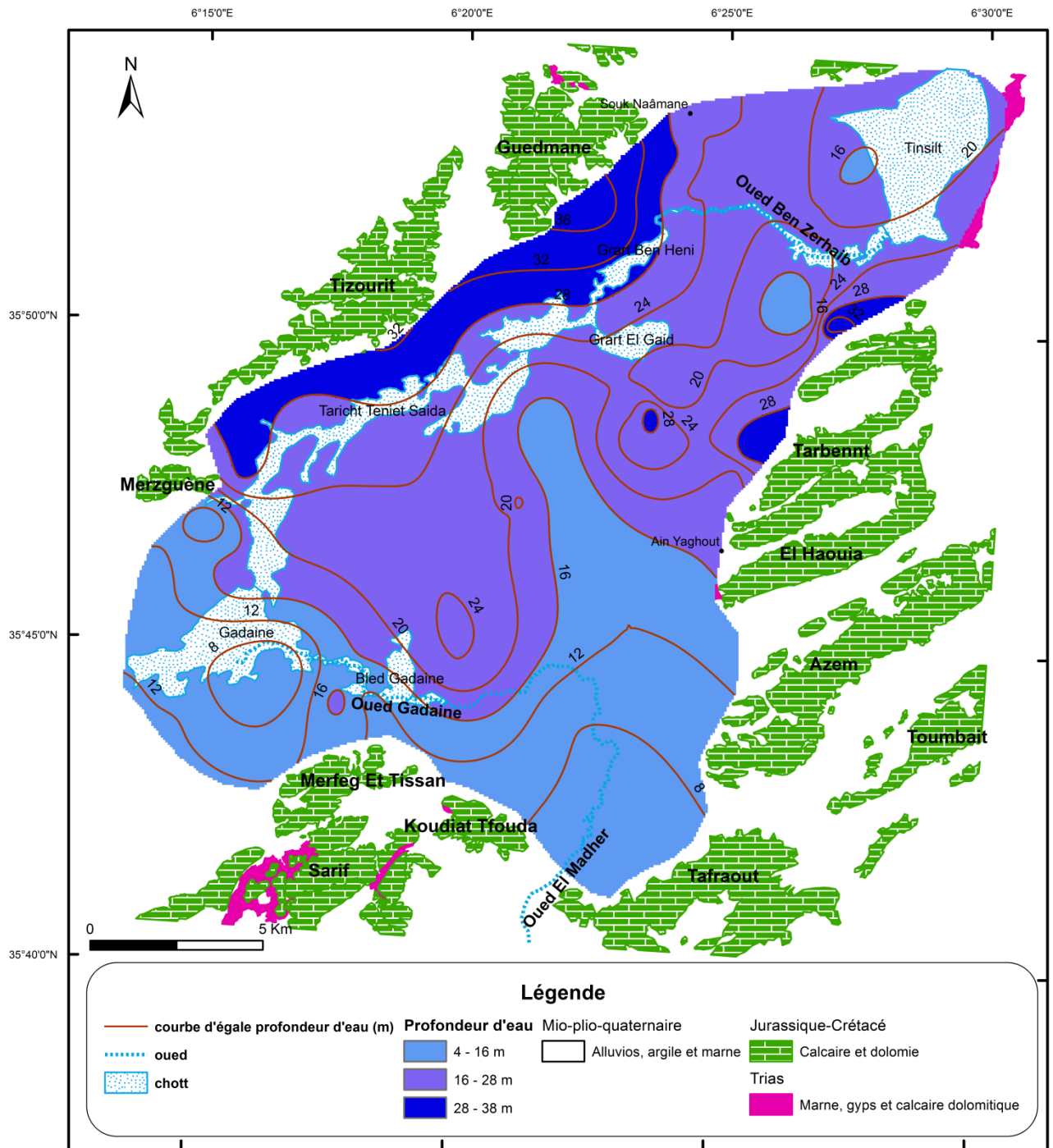


Figure V.11 : Carte isobathe de la nappe du Mio-Plio-Quaternaire, (campagne Octobre 2015).

V.3.1.2. Calcul du gradient hydraulique :

Dans les milieux poreux, la vitesse d'écoulement des eaux souterraines dépend, entre autre, de la perméabilité (k) et du gradient hydraulique (i) et par conséquent du débit de la nappe. Pour une même valeur de la perméabilité, le gradient hydraulique est proportionnel à la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine.

L'espacement des courbes isopièzes renseigne immédiatement et visuellement sur la valeur du gradient, qui est d'autant plus fort que les courbes sont plus serrées. Dans la partie centrale de la plaine, les isopièzes présentent un gradient hydraulique qui varie de ($4.4.10^{-3}$ à 6.10^{-3}) et deviennent plus en plus espacées en allant vers chott Tinsilt.

Tandis qu'au piémont du Dj Tarbennt, les isopièzes se resserrent sensiblement avec un gradient de ($1.2.10^{-2}$), cela est dû aux mauvaises caractéristiques hydrodynamiques dans cette partie et à une alimentation probable de la nappe provenant de la bordure des monts. Cet apport peut changer les caractéristiques chimiques de la nappe en provoquant une dilution et une baisse des concentrations de certains éléments chimiques.

V.3.1.3. Mesure de la fluctuation de la nappe :

La mesure de la fluctuation de la nappe se base sur l'hypothèse qu'une élévation de niveau dans une nappe libre en condition naturelle est causée par la recharge. Elle nécessite la connaissance des variations temporelles du niveau de la nappe.

Selon des mesures effectuées périodiquement en 2012, 2015 et 2018 (Fig.V.8 et V.12), on a constaté que la nappe réagit rapidement par des rehaussements rapides du niveau consécutivement à des épisodes pluvieux, dont on a enregistré 319 mm en 2012 et 346.5 mm en 2015. Par endroits, le relèvement (de 17 à 20 m) est remarqué aux bordures Est et Sud de la plaine qui est dû à une recharge de la nappe. Cependant, au fur et à mesure en allant vers la limite Nord-Ouest, les niveaux piézométriques, mesurés en 2015 et 2018, diminuent (par 4 à 10 m) progressivement jusqu'à un seuil plus bas que celui de Novembre 2012, où ces fluctuations sont soumises à une exploitation irrationnelle de la nappe durant les dernières années.

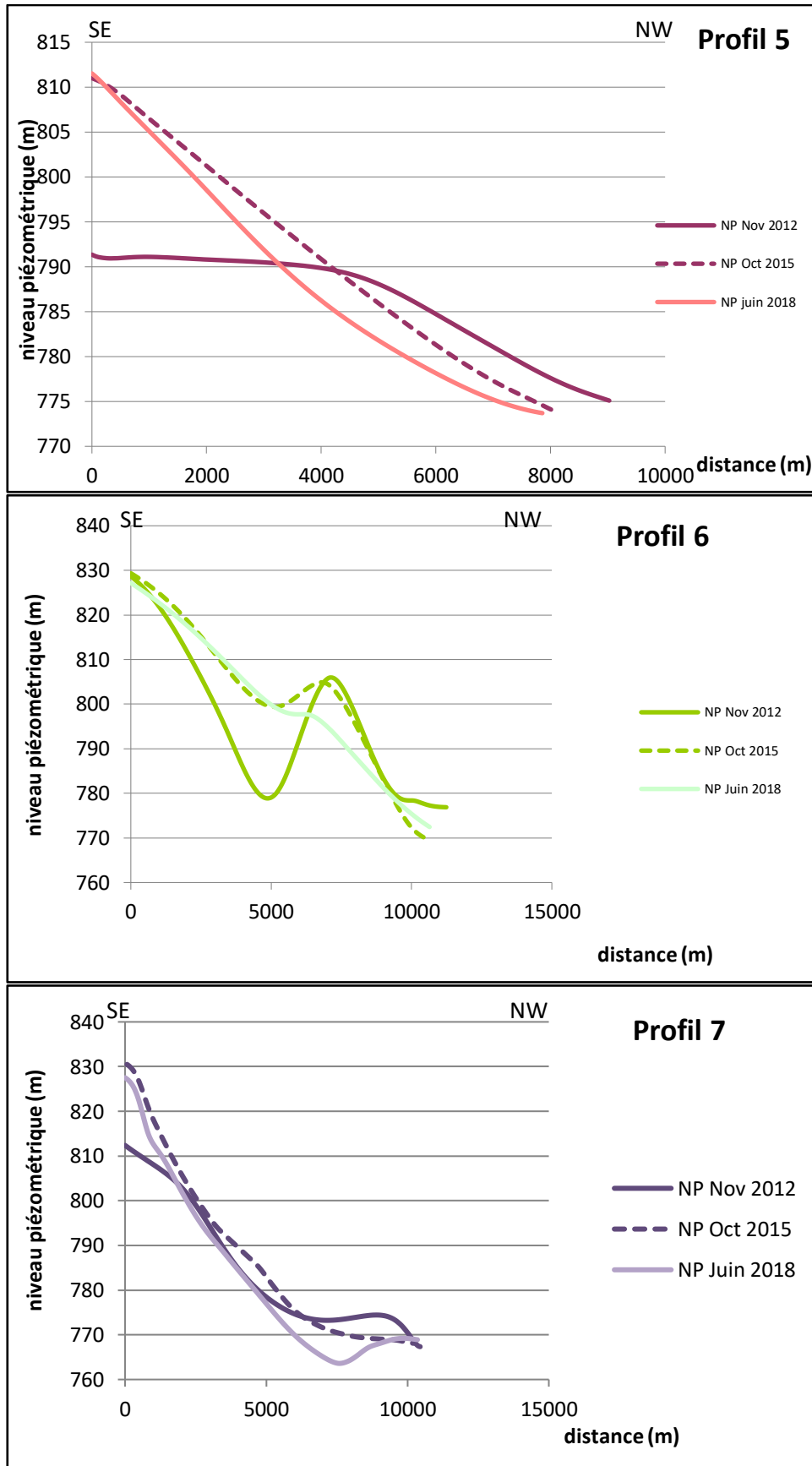


Figure V.12 : Profils piézométriques (5, 6 et 7) réalisés au niveau de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout, (campagnes de Novembre 2012, Octobre 2015 et Juin 2018).

V.4. Détermination des caractéristiques hydrodynamiques des aquifères :

Après identification des limites géométriques de l'aquifère superficiel et analyse de ses conditions d'alimentation et de circulation des eaux souterraines, il est nécessaire d'acquérir des informations spécifiques sur les caractéristiques propres du réservoir. Elles peuvent être obtenues par des mesures effectuées en laboratoire sur des échantillons, par des essais ponctuels en sondages ou par des pompages d'essai plus ou moins prolongés.

V.4.1. Mesures en laboratoires :

Il s'agit de mesurer la **perméabilité** K des terrains sur des échantillons prélevés en sondage. Elles ne sont citées que pour mémoire, car le remaniement des échantillons entraîne une modification plus ou moins marquée de la structure initiale du terrain en place, pouvant altérer la validité des résultats obtenus. Ces méthodes sont surtout utilisées en géotechnique (mécanique des sols), à l'aide de Perméamètre et d'œdomètre (lors des essais de compressibilité).

V.4.2. Essais ponctuels en puits ou sondages :

Ils permettent de connaître les **variations verticales de la perméabilité** du terrain, par sa mesure sur des tranches successives dans un sondage. Lorsque les essais sont pratiqués dans un ensemble de sondages, les **variations horizontales** de perméabilité peuvent en outre fournir une bonne image de l'anisotropie générale du réservoir aquifère.

Différents types d'essais (essais de Lefranc et de Lugeon) sont envisageables, en fonction de la nature des terrains concernés et des objectifs de l'étude.

V.4.3. Pompages d'essai :

A l'inverse des essais ponctuels qui ne caractérisent que des horizons perméables très limités, les pompages d'essai s'intéressent à toute la hauteur du réservoir aquifère (puits complets) ou à une épaisseur suffisamment représentative de la nappe (puits incomplets). Ils fournissent des informations variables, en fonction de leurs conditions de réalisation et de la nature du dispositif de suivi :

- La détermination des caractéristiques propres de **l'ouvrage testé**, dans le cas d'un essai de puits ;
- L'évaluation des paramètres hydrodynamiques de **l'horizon aquifère** (perméabilité (K), transmissivité (T) et coefficient d'emmagasinement (S)), dans le cas d'un essai de nappe ;
- L'observation en vraie grandeur des **effets périphériques** d'une exploitation de la nappe, dans le cas d'un essai de longue durée.

Il est enfin indispensable que les opérations de pompage ne soient pas influencées par la pluviométrie ou par d'autres prélèvements dans la même nappe sur des sites proches, afin de valoriser l'interprétation des résultats obtenus.

La conduite des essais de débit et leur **interprétation** repose sur le régime d'écoulement des eaux souterraines vers les ouvrages de captage. C'est pourquoi, il est recommandé d'être prudent sur le choix des formules à appliquer et de leurs conditions aux limites.

Les rabattements dus aux essais de pompage sont décrits par deux catégories de solutions théoriques qui servent à déterminer les caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère :

- Les solutions en régime d'écoulement permanent permettent d'obtenir la transmissivité (T) de l'aquifère, d'où sa conductivité hydraulique (K).
- Les solutions en régime d'écoulement transitoire permettent en plus d'estimer le coefficient d'emménagement (S) ainsi que les conditions frontières de l'aquifère.

Un pompage d'essai a deux **buts principaux** :

- Essai de puits :

Il est réalisé en maintenant plusieurs paliers de débit pendant une durée limitée (de 1 à 3 h), tout en mesurant le débit exhauré et le rabattement en fin du palier. Chaque palier de débit est suivi d'un temps d'arrêt de pompage permettant la remontée stabilisée de la nappe.

Cet essai permet de déterminer les **caractéristiques du puits** et de caractériser les pertes de charges qui se produisent. On peut alors calculer le débit spécifique du puits qui est égal au rapport du débit sur le rabattement, pour choisir ainsi le type de pompe et estimer le coût du pompage. Le débit spécifique est une façon de mesurer la productivité du puits. Dans ce cas, on baptise l'essai "essai de puits", puisque l'on teste davantage le puits que la nappe.

- Essai de nappe :

Le principe de cet essai est de réaliser un seul palier de débit constant sur une longue durée (de 1 à 3 jours, voire plus), avec la mesure des débits exhaurés et des niveaux d'eau dans le puits (rabattement) et dans les piézomètres si c'est possible. On observe également la remontée des niveaux dans l'ouvrage et dans les piézomètres dès l'arrêt du pompage.

Ce type d'essai est utilisé dans le but d'évaluer les paramètres hydrodynamiques de la nappe (**transmissivité, coefficient d'emménagement**), de préciser ses **conditions aux limites** et ses éventuelles hétérogénéités et de prévoir l'évolution du rabattement en fonction du débit pompé, ainsi que ses effets éventuels sur son environnement plus ou moins éloigné.

V.4.3.1. Exécution d'un pompage d'essai :

V.4.3.1.1. Procédés de mesure :

Il y a deux sortes de mesures à prendre durant un pompage d'essai :

- Les mesures de niveau d'eau ;
- Les mesures de débit.

V.4.3.1.2. Mesure des niveaux d'eau :

Le travail principal, au cours d'un pompage d'essai, est la mesure de la profondeur de l'eau dans tous les piézomètres et dans le puits où l'on pompe. Ces mesures doivent être effectuées à maintes reprises, et de façon aussi parfaite que possible. Comme les niveaux d'eau s'abaissent rapidement durant les premières heures de pompage, les lectures doivent être faites à brefs intervalles, puis de plus en plus espacés au fur et à mesure que le temps passe. Après l'arrêt du pompage, les niveaux d'eau commencent à remonter dans le puits d'essai et dans les piézomètres. Cette remontée est rapide durant les premières heures, puis de plus en plus lente. Dans le cas où le débit de pompage n'était pas parfaitement constant, les mesures prises à la remontée sont plus dignes de confiance que celles à la descente du niveau piézométrique. La remontée est donc un contrôle de la descente, et les modalités des mesures sont les mêmes que pour la descente.

Cependant, l'eau qui se trouvait dans la colonne de captage de la pompe au moment de l'arrêt du pompage redescend vers le puits et fausse ainsi les mesures, surtout si la transmissivité est faible et si les niveaux d'eau sont bas. Ceci peut causer quelques difficultés dans l'interprétation des premières mesures prises dans le puits d'essai et dans les piézomètres proches.

V.4.3.1.3. Mesure du débit de pompage :

Une des opérations à effectuer durant l'essai de la nappe est la mesure du débit de pompage. Il est préférable que ce débit reste constant, car on évitera ainsi des calculs compliqués.

Toutefois, un débit constant n'est pas une nécessité absolue pour interpréter un pompage d'essai. Il existe des méthodes qui tiennent compte des variations de débit, que ces variations soient naturelles ou provoquées.

V.4.3.1.4. Durée du pompage d'essai :

De plus, les résultats obtenus sont bien dignes de confiance si le pompage se poursuit jusqu'à ce que le cône de dépression soit stabilisé et ne semble pas s'étendre davantage. Au début de l'essai, le cône évolue rapidement, car l'eau pompée provient de l'emmagasinement de l'aquifère entourant les abords du puits, mais au fur et à mesure que le pompage continue, le cône s'étend et s'abaisse avec des vitesses de plus en plus faibles, car chaque mètre de terrain conquis par l'expansion horizontale du cône libère un volume de plus en plus grand d'eau stockée. Ceci amène souvent les débutants à conclure que le cône s'est stabilisé, ou en d'autres termes que le régime permanent est atteint. En réalité, le cône continu à évoluer jusqu'à ce que la réalimentation de la nappe soit égale au débit pompé. Lorsque les conditions sont normales, le régime permanent d'une nappe semi-captive est atteint après 15 ou 20 heures de pompage. Si la nappe est captive, il vaut mieux prendre l'habitude de pomper durant 24 heures. Enfin, pour une nappe libre, le cône de dépression n'évolue

que lentement, et le pompage devra sans doute durer plusieurs jours. Il n'est pas du tout nécessaire de poursuivre le pompage jusqu'au régime permanent, car il existe des méthodes pour étudier le régime transitoire. Néanmoins, il vaut mieux atteindre ce régime permanent, surtout lorsqu'on désire des informations précises sur les caractéristiques de l'aquifère, par exemple lorsqu'on doit installer d'importantes stations de pompes destinées à l'alimentation en eau potable. Un autre avantage de pomper un temps assez long est qu'on peut ainsi découvrir l'existence de conditions aux limites qu'on ignorait.

V.4.3.1.5. Mise en forme des données :

Les données de terrain sont souvent exprimées en unités incohérentes. On doit donc d'abord convertir les temps en une seule unité, par exemple en minutes. De même, les niveaux doivent être convertis en rabattements exprimés dans une seule unité, par exemple les mètres ou toute autre unité de longueur que l'on choisira (annexe III.3).

Les données du pompage sont reportées sur un graphique, où le temps « t » est en abscisses logarithmiques (en heures, minutes ou secondes) et le rabattement « s » ou le rabattement résiduel « sr » (pour la remontée) en ordonnées linéaires (en mètres ou centimètres).

Les points résultant des mesures matérialisent une courbe représentative de l'essai, dont la première partie marque l'effet de capacité de l'ouvrage et dont l'alignement sur une droite traduit ensuite un essai réalisé en nappe illimitée. On trace la courbe de descente, qui est la courbe qui s'ajuste le mieux à l'ensemble des points, (exemple de fig.V.13).

V.4.3.1.6. Interprétation des pompes d'essais :

Pour l'interprétation des essais de pompage, on utilise des solutions analytiques décrivant le comportement de l'aquifère lorsque soumis au pompage. Ces solutions portent généralement le nom de leurs auteurs. Elles peuvent d'abord être subdivisées selon qu'elles représentent des conditions en régime permanent ou en régime transitoire et ensuite en fonction du type d'aquifère qu'elles représentent.

Toutes les formules théoriques les plus courantes supposent que l'on se trouve en présence de formations aquifères homogènes et isotropes ce qui est très rarement le cas dans la nature.

L'anisotropie des formations est très fréquente du fait des conditions de transport des sédiments (spécialement des alluvions). La différence entre perméabilité verticale et la perméabilité horizontale est souvent de l'ordre de puissance de 10. L'hétérogénéité liée le plus souvent à la superposition de couches alternativement plus ou moins perméables entraîne un comportement particulier des aquifères.

Ces méthodes sont toutes basées sur les hypothèses suivantes :

1. L'aquifère horizontal est homogène, isotrope, infini, d'épaisseur constante et ses paramètres hydrauliques (transmissivité et coefficient d'emmagasinement) sont constants ;
2. Avant le pompage la surface piézométrique est horizontale ;
3. Le puits est pompé à débit constant pendant toute la durée de pompage ;
4. Le puits du pompage pénètre totalement l'aquifère et son diamètre est infiniment petit ;
5. L'écoulement est laminaire et respecte la loi de Darcy ;
6. L'eau emmagasinée est libérée en même instant que la baisse de la charge hydraulique.

V.4.3.1.6.1. Formule de Theis (1935) :

Charles V. Theis a été le premier à développer une solution représentant l'effet du pompage pour un écoulement en régime transitoire qui tenait compte à la fois du facteur temps et de l'emmagasinement dans la formation. Il avait noté que dans un puits pompant à un débit constant dans un aquifère confiné, l'influence du pompage s'étend radialement en fonction du temps.

L'équation développée par Theis est comme suit : $s = \frac{Q}{4\pi T} \int_u^{\infty} \frac{e^{-u}}{u} du = \frac{Q}{4\pi T} W(u)$ avec : $u = \frac{r^2 S}{4Tt}$

Avec :

s : rabattement au temps t (m) ;

T : transmissivité (m²/s) ;

Q : débit (m³/s) ;

W(u) : fonction connue et tabulée ;

S : coefficient d'emmagasinement (adimensionnel) ;

t : durée du pompage (s) ;

r : distance du point considéré à l'axe du puits de pompage (m).

- Mode opératoire :

Theis a développé une méthode d'analyse par courbe type (annexe III.4) pour évaluer T et S. Elle consiste à établir une comparaison graphique entre la courbe type de Theis et la courbe d'essai des rabattements en fonction du temps (échelle bilogarithmique). La dite comparaison est faite à partir de la superposition des deux courbes tout en maintenant les axes de coordonnées parallèles entre eux et à en chercher la meilleure coïncidence. En choisissant un point arbitraire A (point pivot) situé dans la zone de chevauchement des deux courbes, on cherche pour ce point les coordonnées W(u), 1/u, s_A et t_A (il n'est pas nécessaire que le point pivot soit situé sur la courbe type). En fait, il serait préférable de choisir ce point de façon que : W(u) = 1 et 1/u = 10.

On remplace les valeurs de w_A et s_A dans l'équation : $T = \frac{Q}{4\pi s_A} w_A$

On cherche S , en remplaçant la valeur de u_A et t_A dans l'équation : $S = \frac{4Tt_A}{r^2} u_A$

- Courbe de remontée :

La remontée se fait à partir des courbes de variation de rabattement en fonction du logarithme de t/t' .

- On a : $s_r = \frac{0,183Q}{T} \log \frac{t}{t'}$

Où t' : est le temps compté dès l'arrêt du pompage, en seconde.

s_r : le rabattement résiduel, en mètre.

On peut calculer T à partir de la pente : $T = \frac{0,183Q}{\Delta s_r}$

V.4.3.1.6.2. Formule de Jacob - Cooper (1946) :

Cette méthode d'interprétation d'essai du régime transitoire pour les nappes captives est basée sur la formule du rabattement de Theis. Elle est applicable pour des durées de pompage longues ($t > \frac{100r^2S}{4T}$) et dont la condition $u < 0.01$ est satisfaite la plupart du temps après une heure ou moins de pompage dans un aquifère confiné lorsque le puits d'observation est à une distance relativement petite du puits de pompage. Pour la nappe libre, cela peut prendre 12 h ou plus.

$$s = \frac{0,183Q}{T} \log \frac{2,25Tt}{r^2S}$$

Avec :

s : Rabattement observé à l'instant t dans le puits d'observation, en mètre ;

Q : Débit de pompage constant dans le puits, en m^3/s ;

T : Transmissivité de l'aquifère, en m^2/s ;

t : Durée de pompage (le temps écoulé à un instant donné depuis le début du pompage, en secondes) ;

S : Coefficient d'emménagement (sans dimension) ;

r : Distance du piézomètre d'observation à l'axe du puits de pompage, en mètre.

Les points résultant des mesures matérialisent une courbe représentative de l'essai, dont la première partie marque l'effet de capacité de l'ouvrage (capacité d'emménagement d'eau dans le tuyau du puits) et dont l'alignement sur une droite traduit ensuite un essai réalisé en nappe illimitée. On trace la courbe de descente, qui est la courbe qui s'ajuste le mieux à l'ensemble des points.

- Courbe de descente :

- On trace une droite tangente à la courbe d'essai des rabattements en fonction log du temps.
- Le prolongement de la droite jusqu'au point où $s=0$ donne le temps t_0 .
- La pente de la droite sur un cycle de log donne Δs ($\text{pente} = \frac{s_2-s_1}{\log t_2 - \log t_1} = \frac{s_2-s_1}{\log \frac{t_2}{t_1}} = \frac{s_2-s_1}{1} = \Delta s$).
- La transmissivité et l'emmagasinement sont déterminés respectivement par les équations :

$$T = \frac{0,183Q}{\Delta s}$$

Pour : $t = t_0, s = 0$ et $\log \frac{2,25Tt}{r^2S} = 0$ soit : $\frac{2,25Tt}{r^2S} = 1$ d'où : $S = \frac{2,25Tt_0}{r^2}$

- Courbe de remontée :

Après l'arrêt d'un pompage à débit constant, Le calcul se fait, comme précédemment, sur un graphique semi-logarithmique. On trace la courbe expérimentale de l'essai avec cette fois $(\frac{t+t'}{t'})$ en abscisse (logarithmique) et s en ordonnée. On peut étudier la courbe de remontée en utilisant

l'expression suivante :
$$s_r = \frac{0,183Q}{T} \log \frac{t+t'}{t'}$$

s_r : rabattement résiduel en m.

t : le temps écoulé depuis le début du pompage en seconde.

t' : le temps de mesure des niveaux de remontée compté juste après l'arrêt de pompage.

V.4.3.1.6.3. Exemple d'interprétation des pompages d'essais effectués dans le forage d'Ain Yaghout centre :

Ce forage est implanté dans la partie orientale de la plaine, exactement au village d'Ain Yaghout, avec 117 m de profondeur. Il exploite les calcaires fissurés de l'aquifère profond. L'essai de nappe a été réalisé par la Direction des Ressources en Eau (D.R.E) de la wilaya de Batna selon trois paliers de longue durée, dont le premier palier a duré 74 heures avec un débit de pompage constant de 60 l/s, entre autre, le deuxième palier a été effectué par un débit de 35 l/s pendant 24 heures, ainsi durant les 117 heures du troisième palier, l'essai a été réalisé par un débit de 24 l/s. Les résultats de mesure des niveaux d'eau dans le forage de pompage sont mentionnés subséquentment dans des tableaux en annexe III.3. Ces mesures sont représentées sous forme graphique (figure V.13 jusqu'à figure V.18) et interprétées par la méthode de Cooper-Jacob et Theis.

La représentation des rabattements en fonction du logarithme du temps donne des points qui s'alignent selon une droite à double pente, en outre aucun puits d'observation n'est installé, le rabattement et la remontée de la nappe sont mesurés dans le puits de pompage seulement. Dans ce

cas, la méthode de Cooper-Jacob est la plus appropriée pour l'interprétation de la courbe de descente pour les deux exemples de pompage d'essai.

La première droite de la courbe permet de calculer les paramètres caractéristiques de la nappe, qui sont la transmissivité et le coefficient d'emménagement.

Pour les calculs de la transmissivité, pour les différents paliers, on se base sur la pente de la première droite, déterminée par l'accroissement du rabattement sur un module logarithmique noté Δs . Les résultats de ces calculs, indiqués dans le tableau ci-dessous (Tab.V.1), permettent d'aboutir une transmissivité moyenne de l'aquifère estimée à $2.22.10^{-1} \text{ m}^2/\text{s}$.

Tableau V.1 : Calcul de la transmissivité pour différents paliers par la méthode de Cooper-Jacob (Cas du forage d'Ain Yaghout centre).

	Descente		Remontée		Transmissivité moyenne (m^2/s)
	Pente de droite	Transmissivité (m^2/s)	Pente de droite	Transmissivité (m^2/s)	
Palier n° 1	$\Delta s = 0.050$	$T = 2.19.10^{-1}$	$\Delta s = 0.045$	$T = 2.74.10^{-1}$	$T = 2.31.10^{-1}$
Palier n° 2	$\Delta s = 0.035$	$T = 2.13.10^{-1}$	$\Delta s = 0.030$	$T = 2.13.10^{-1}$	$T = 2.13.10^{-1}$ $T = 2.23.10^{-1}$
Palier n° 3	$\Delta s = 0.028$	$T = 1.56.10^{-1}$	$\Delta s = 0.015$	$T = 2.92.10^{-1}$	$T = 2.24.10^{-1}$

L'absence d'un piézomètre, les mesures du rabattement sont effectuées dans le forage où s'effectue le pompage, dont on ne connaît pas le rayon du forage (r), empêche malheureusement d'estimer le coefficient d'emménagement (S).

La deuxième droite obtenue diverge au-dessous de la droite de Cooper-Jacob traduit l'existence d'une limite latérale étanche près du forage du pompage.

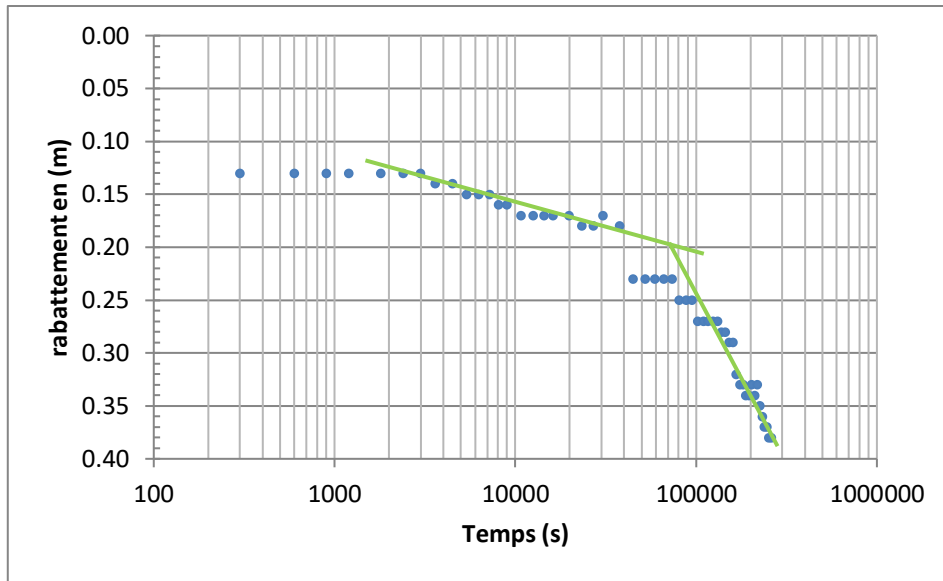


Figure V.13 : Courbe de descente du palier n° 1, « cas du forage d’Ain Yaghout centre ».

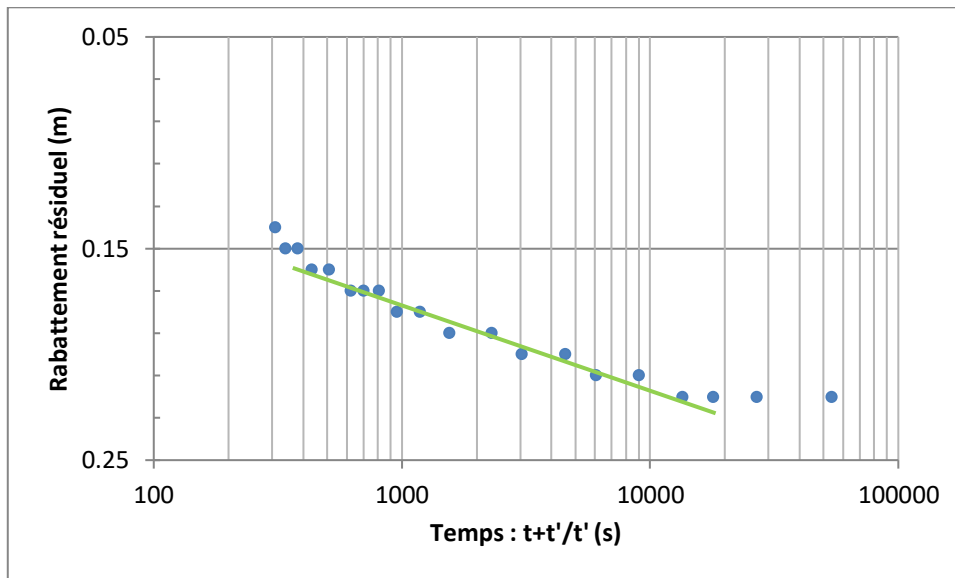


Figure V.14 : Courbe de remontée du palier n° 1, « cas du forage d’Ain Yaghout centre ».

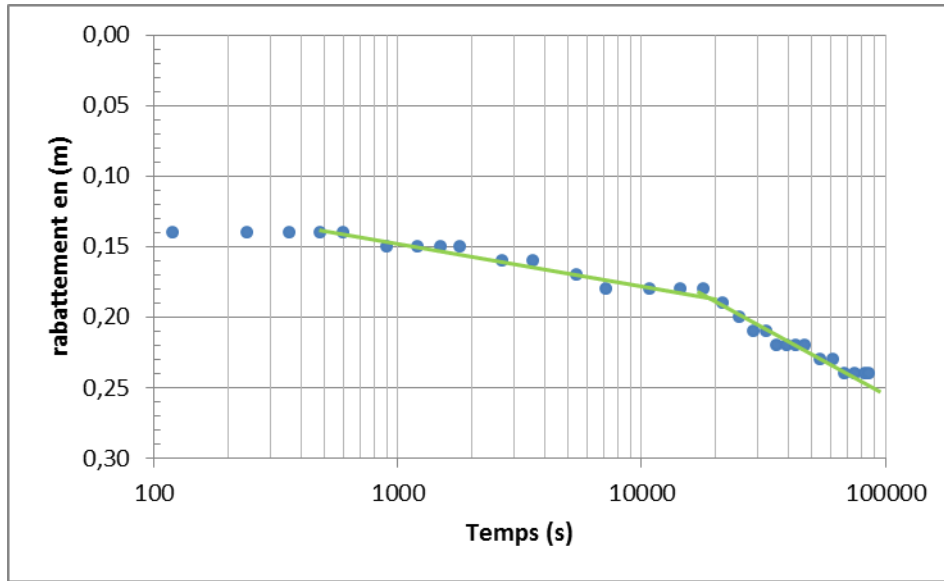


Figure V.15 : Courbe de descente du palier n° 2, « cas du forage d’Ain Yaghout centre ».

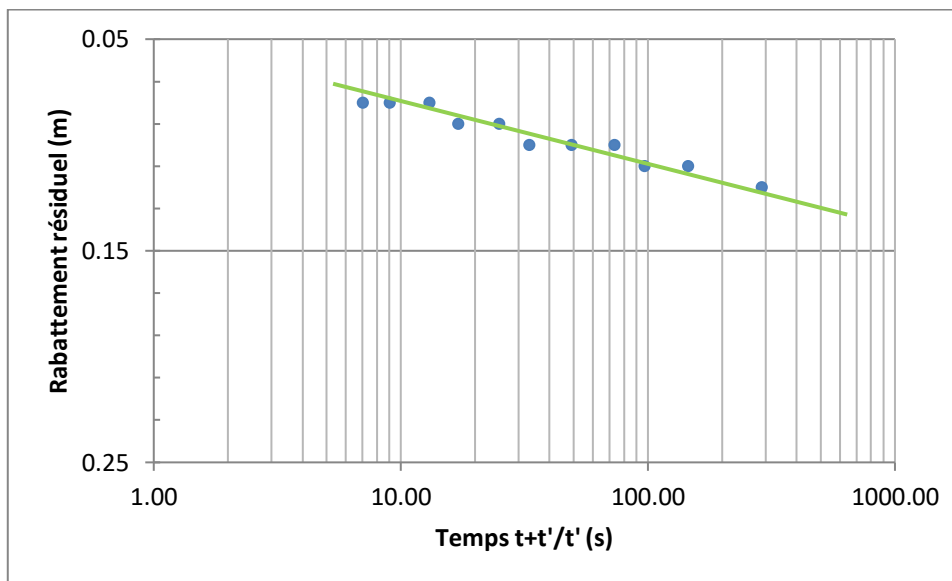


Figure V.16 : Courbe de remontée du palier n° 2, « cas du forage d’Ain Yaghout centre ».

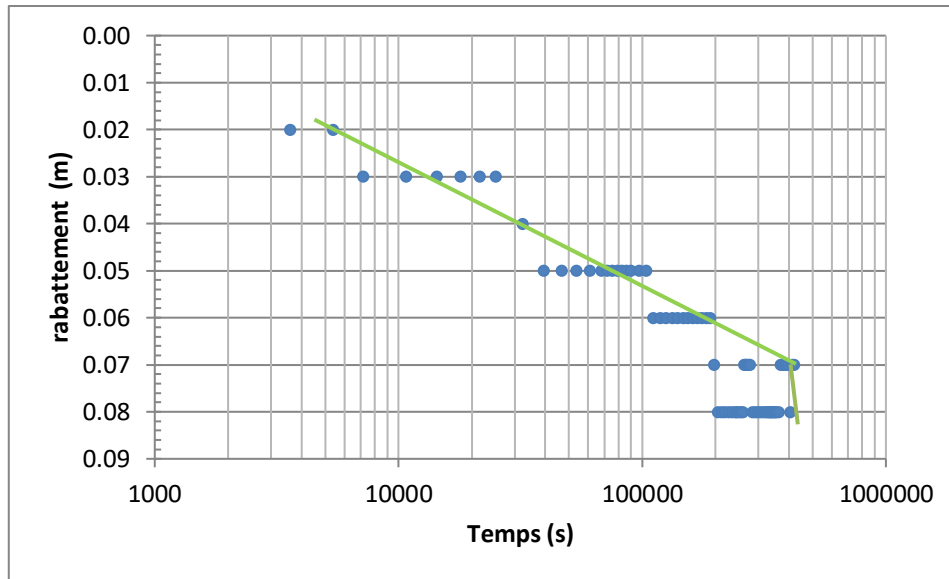


Figure V.17 : Courbe de descente du palier n° 3, « cas du forage d'Ain Yaghout centre ».

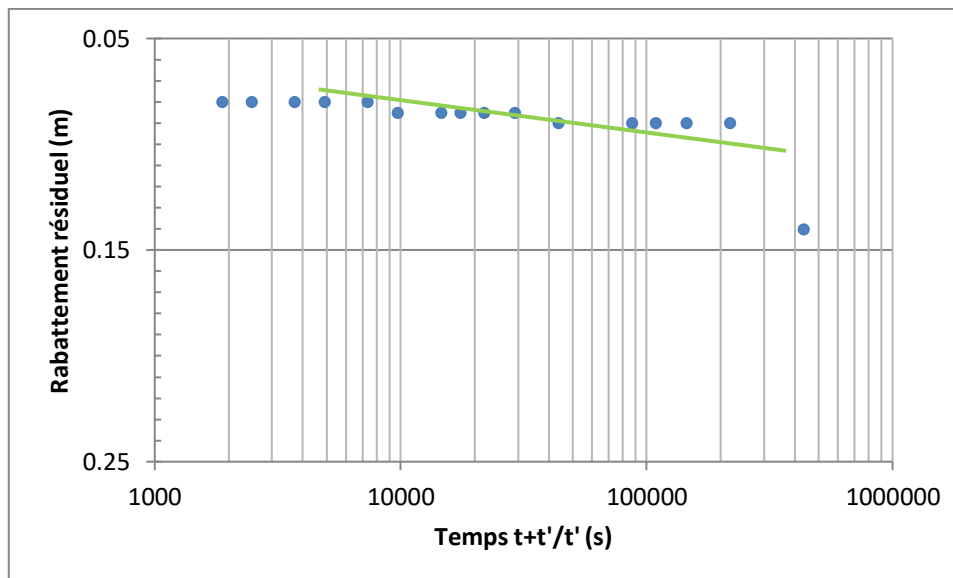


Figure V.18 : Courbe de remontée du palier n° 3, « cas du forage d'Ain Yaghout centre ».

V.4.3.1.6.4. Exemple d'interprétation des pompages d'essais effectués dans le forage de Gadaïne 1 bis :

Le forage de Gadaïne 1 bis atteint de 200 m de profondeur, en captant les formations carbonatées du complexe aquifère profond. Le pompage d'essai et les mesures du rabattement (annexe III.3) sont effectués dans le forage lui-même durant 72 heures. La représentation de ces mesures (Fig.V.19) montre deux droites. Pour la première, l'influence de la frontière ne se faisant pas encore sentir au puits d'observation. Entre autre, la seconde droite de pente nulle est influencée à la fois par le pompage et la frontière. La stabilisation terminale caractérise l'existence d'un front latéral d'alimentation à niveau imposé qui peut fournir le débit prélevé et atteindre un régime

permanant. Cette frontière de recharge est représentée par le chott qui offre des relations étroites avec sa nappe d'accompagnement. La première droite représentative qui a pour pente : $\Delta s = 0.66$ permet de calculer la transmissivité $T = 1.5 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$.

Pour la courbe de remontée (Fig.V.20), on obtient une valeur de transmissivité qui est de l'ordre de $3.3 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$. Donc, la transmissivité moyenne de l'aquifère au niveau de ce forage est : $T = 2.4 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$.

Concernant la méthode de Theis, la courbe de descente pour les deux forages ne suit pas la courbe type de Theis. Quant à la phase de la remontée, elle donne pratiquement les mêmes valeurs de transmissivité que celles obtenues par Cooper-Jacob.

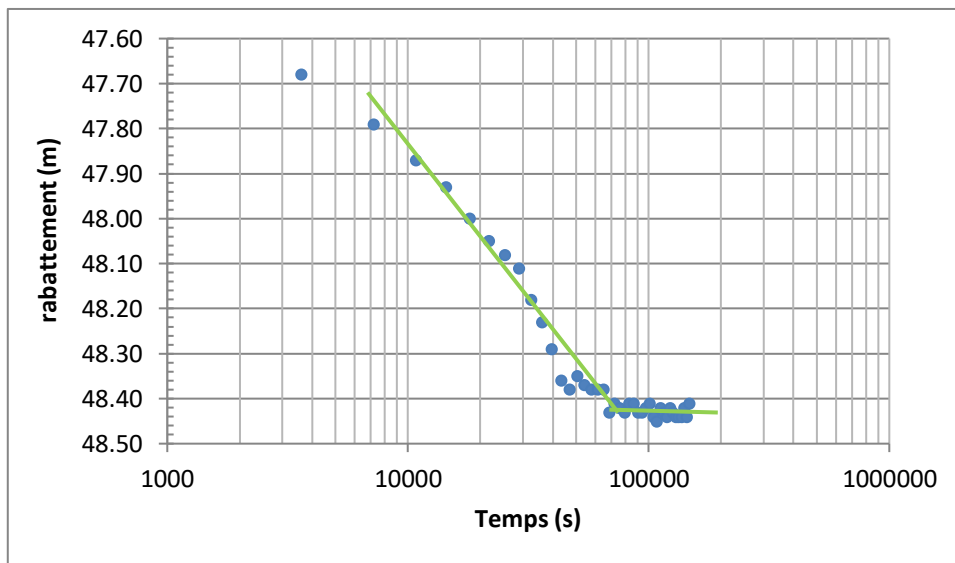


Figure V.19 : Courbe de descente « cas du forage de Gadaïne 1 bis».

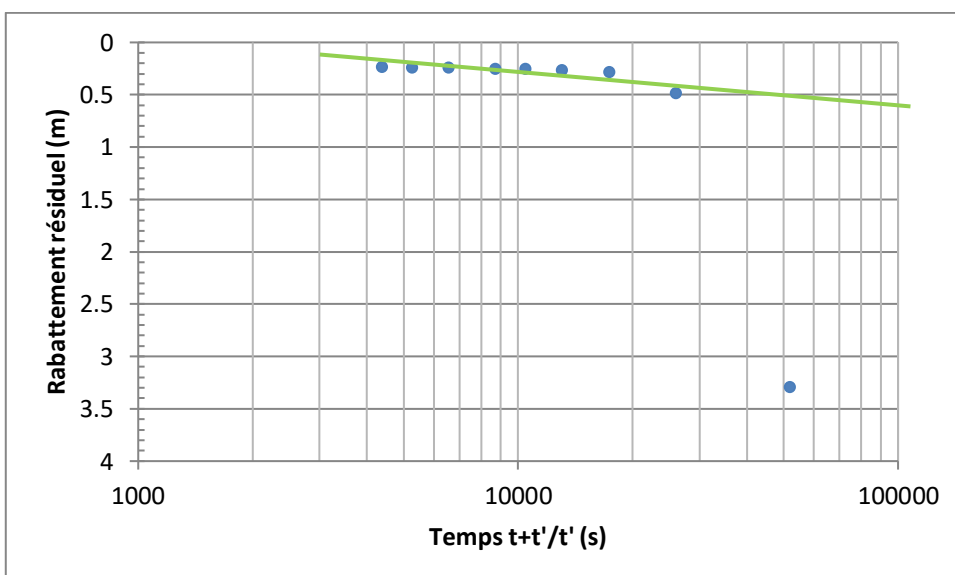


Figure V.20 : Courbe de remontée « cas du forage de Gadaïne 1 bis».

Conclusion :

- L'ensemble de l'étude lithostratigraphique et l'étude géophysique de cette plaine, nous a permis de déterminer deux niveaux d'aquifères, l'un superficiel ayant pour siège les formations hétérogènes (calcaires lacustres, des alluvions et des argiles) d'âge Mio-Plio-Quaternaire. La nappe de cet aquifère peut exister soit en charge au niveau du chott Gadaïne, soit libre ou semi-libre, affectée par l'évaporation et se concentre en sels. Le second aquifère concerne les formations carbonatées profondes du Jurassique et du Crétacé.

- Au niveau de la plaine, il existe deux nappes potentielles en eaux :

- La nappe superficielle présente une potentialité importante, vu son extension spatiale sur toute la plaine et sa faible profondeur. Selon les cartes piézométriques (Mai et Octobre 2015), les apports de la nappe proviennent des bordures (les reliefs carbonatés) ainsi que des précipitations efficaces.

Cette nappe peut être vulnérable à la pollution, étant donné sa faible profondeur, l'existence de plusieurs terres agricoles ainsi que la présence des formations relativement perméables qui peuvent laisser les polluants chimiques s'infiltrer vers la nappe.

- La nappe profonde des carbonates joue un rôle principal dans la plaine, en raison de son utilisation intensive pour l'alimentation en eau potable et pour l'irrigation. Ses apports proviennent des piémonts des massifs et la drainance de la nappe superficielle lorsqu'il n'y a pas un écran imperméable et au niveau des fractures.

Cette nappe est mieux protégée vis-à-vis de la pollution par rapport aux ressources précédentes. Sa grande profondeur et l'existence localement des marnes empêchent partiellement l'infiltration des polluants chimiques vers la nappe, avec la possibilité d'infiltration à partir de la nappe superficielle.

- La carte des conditions aux frontières de la plaine montre, en contact des massifs, une limite à flux imposé entrant de la nappe. Au Sud, Oued El Madher correspond par conséquent à une limite à potentiel imposé. Le Nord Est et le Sud-Ouest sont occupés par chott Tinsilt et chott Gadaïne qui se traduisent, également, par des limites à potentiel imposé.
- L'hydrodynamique de ces deux nappes est influencée aussi par d'autres paramètres : le pompage, l'irrigation et les échanges hydrodynamiques entre les deux ressources à potentiel différent, ces derniers peuvent jouer un rôle majeur dans le changement de la direction d'écoulement des eaux et dans la modification de leur chimie.
- D'après les cartes piézométriques synthétiques de notre zone d'étude, nous concluons que :

- L'écoulement souterrain a un aspect qui converge vers une zone de drainage, située aux piémonts des massifs de Tizourit et Guedmane, différente à la zone basse occupée par les chotts (Gadaïne et Teniet Saida) où par la suite les eaux sont drainées vers chott Tinsilt. L'état d'inversement de l'écoulement dans cette partie est provoqué d'une part, par la surexploitation de la nappe par un nombre important de forages pour satisfaire les besoins en eau des habitants, et d'autre part, par la sécheresse qui est en train de régner la région.
- Les valeurs du gradient hydraulique sont variables, de $1.2 \cdot 10^{-2}$ à la limite Nord Est de la plaine, et oscille entre $4.4 \cdot 10^{-3}$ à $6 \cdot 10^{-3}$ dans la partie centrale de la plaine.
- Selon des mesures piézométriques effectuées en 2012, 2015 et 2018, on a constaté un relèvement du niveau aux bordures Est et Sud de la plaine qui est dû à une recharge de la nappe. Cependant, au fur et à mesure en allant vers la limite Nord-Ouest, la surface piézométrique diminue progressivement jusqu'à un seuil plus bas que celui de Novembre 2012, où ces fluctuations sont soumises à une exploitation irrationnelle de la nappe durant les dernières années.
- L'emploi de deux méthodes (Theis et Cooper-Jacob) d'interprétation des résultats des pompages d'essais effectués dans des forages productifs, nous a permis d'estimer une transmissivité moyenne de l'aquifère profond dont ses valeurs varient de l'Est à l'Ouest de $2.23 \cdot 10^{-1} \text{ m}^2/\text{s}$ à $2.4 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$, successivement.

CARACTERISTIQUES HYDROCHIMIQUES

Introduction :

La composition chimique d'une eau joue un rôle important dans la détermination de sa qualité, donc la possibilité de son utilisation pour l'alimentation en eau potable et l'irrigation. Dans la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout, la chimie des eaux souterraines est influencée d'une part, par l'effet de la dissolution des formations géologiques, particulièrement triasiques et évaporitiques, et d'autre part, par les activités anthropiques comme les rejets des eaux usées urbaines et l'utilisation des engrais chimiques. En raison de l'utilisation multiple de ces eaux, cette étude a été menée afin de contrôler l'état actuel de la qualité des eaux et son évolution spatiale.

Une campagne d'échantillonnage d'eau a été réalisée en Juin 2018, répartie sur l'ensemble de la plaine (28 forages), pour identifier la physico-chimie de ces eaux. Cette caractérisation est effectuée par une analyse graphique et cartographique des paramètres physiques et chimiques.

Une analyse des paramètres physiques (CE, T, pH et O₂) et des éléments chimiques a été effectuée pour les éléments majeurs (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Cl⁻, SO₄²⁻ et HCO₃⁻), les nutriments (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺), les éléments mineurs en traces (PO₄³⁻) et les éléments métalliques en traces (Fe²⁺, Zn²⁺, Cu²⁺, Cd²⁺ et Sr²⁺).

Les résultats ont montré une grande variation des concentrations des éléments chimiques. Ces dernières dépassent les normes de potabilité dans certains cas.

Afin de bien montrer et comprendre ces variations, trois représentations des données ont été réalisées :

- Une statistique, présentant les valeurs maximales, moyennes, minimales et les écarts types.
- Une graphique, présentant la variation spatiale de ces concentrations au niveau de la plaine.
- Et une cartographique, pour évaluer la variabilité de la contribution naturelle et anthropique dans le chimisme des eaux souterraines de la plaine.

VI.1 Matériels et méthodes d'analyse :

Les échantillons prélevés dans des flacons de volume de 1.5 l, au niveau de 28 forages (Fig. VI.1), sont destinés aux analyses qui comprennent :

- Des mesures in situ des paramètres physiques (conductivité électrique, température et potentiel d'Hydrogène) à l'exception de l'Oxygène dissous qui a été mesuré au niveau du laboratoire (faute de moyen).
- Des analyses en laboratoire des éléments majeurs et des éléments en traces.

Les appareils utilisés sur le terrain lors de la campagne de prélèvements sont les suivants :

- pH-Meter E520, pour mesurer le potentiel d'Hydrogène.
- Multi-paramètres de type WTW LF197, pour la mesure de la conductivité électrique et la température des eaux.

Le tableau ci-dessous (Tab.VI.1) illustre les différents modes opératoires mis en œuvre dans le cadre des différentes analyses effectuées.

Tableau VI.1 : Modes opératoires des analyses physico-chimiques réalisées en laboratoire.

Paramètres	Mode opératoire	Intitulé
Chlorures	NFT 90-014	Volumétrie
Bicarbonates	NFT 90-036	
Calcium	NFT 90-005	
Magnésium	NFT 90-005	
Sodium et Potassium	/	Photomètre à flamme
Sulfates	DIN 38405-D5-2	Spectrophotométrie
Nitrate	DIN 38405-D9-2	
Nitrites	DIN EN 26777-D10	
Ammonium	DIN 38406-E5	
Phosphate	DIN EN ISO 6878-D11	
Zinc	APHA 3500-Zn F	
Fer	Méthode à la triasine	
Cadmium		
Cuivre	Méthode Cuprizone	
Oxygène dissous	APHA 4500-O ; DIN EN 25813-G21. ISO5813	
Strontium	Adoucissement à la chaux (Ca(OH) ₂)	Précipitation chimique

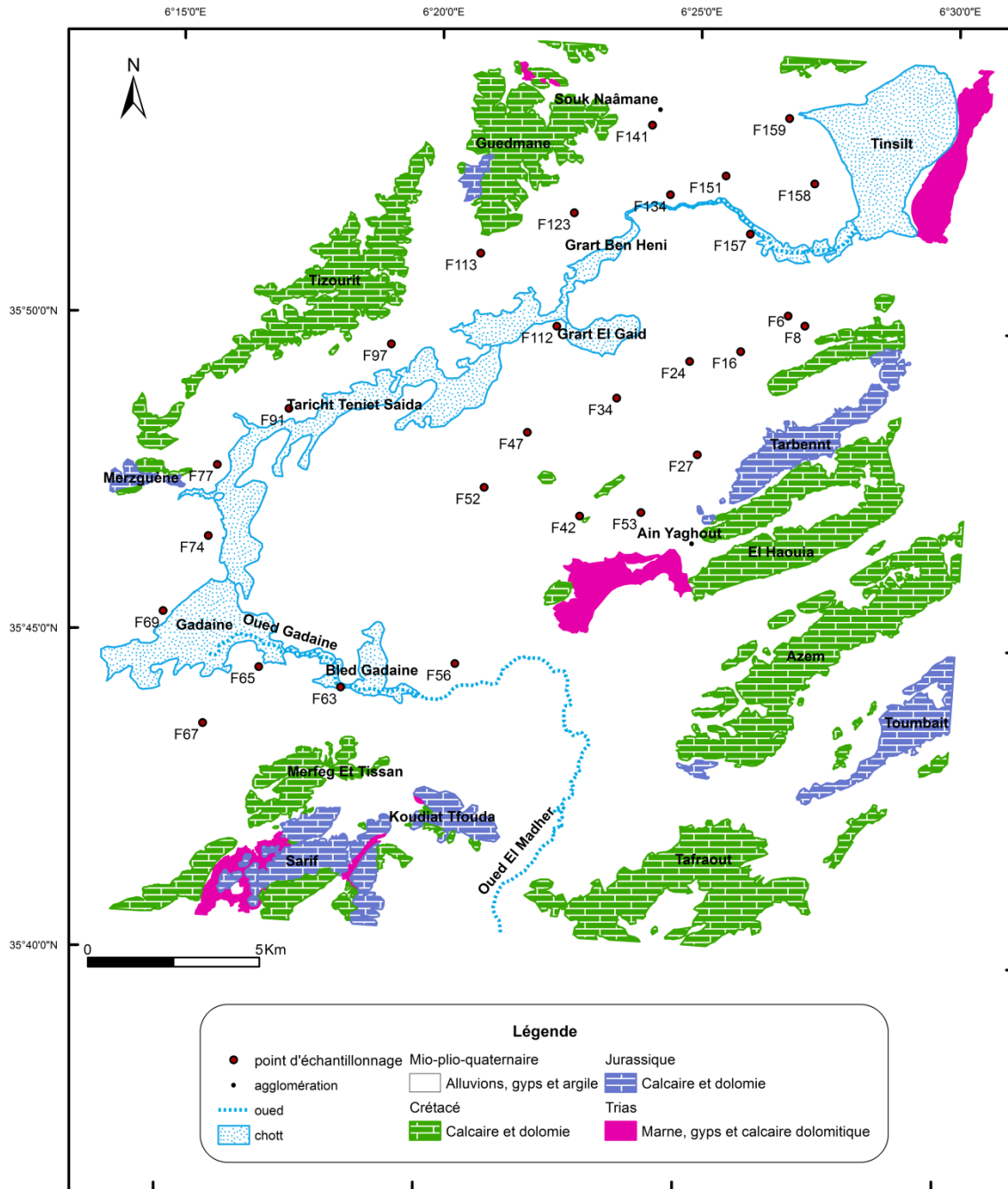


Figure VI.1 : Carte d'échantillonnage des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.

VI.2. Analyse et interprétation des résultats :

Une statistique descriptive des résultats des analyses physico-chimiques de l'eau souterraine de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout (Tab.VI.2), sert à résumer des observations concernant l'état de sa qualité. On remarque que, pour les valeurs moyennes ; il y a une prédominance des éléments HCO₃, Cl, SO₄ et Ca par rapport aux autres paramètres. Tandis que, des moyennes de la conductivité électrique et de l'oxygène dissous sont également plus ou moins élevées. En outre,

chaque paramètre physique semble avoir une certaine homogénéité, cependant, les paramètres chimiques présentent une hétérogénéité importante.

Tableau VI.2 : Statistiques descriptives des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout (Juin 2018).

Paramètres	Normes		Maximum	Minimum	Moyenne	Ecart type
	ADE	OMS				
CE (mS/cm)	2.8	AVG*	13.65	1.32	4.95	2.78
pH	6.5 à 9	6.5 à 8.5	8.3	7.75	7.99	0.12
T (°C)	25	AVG*	24	16	19.18	1.93
O ₂ dissous (mg/l)	AVG*	AVG*	13.2	6.2	10.14	1.79
Ca ²⁺ (mg/l)	200	100(OE)	3145	428.8	1027.25	553.78
Mg ²⁺ (mg/l)	AVG*	<100(OE)	1144	139	371.34	203.86
Na ⁺ (mg/l)	200	200(OE)	1420	58	414.86	328.53
K ⁺ (mg/l)	12	250(OE)	20	1	9.26	5.35
Cl ⁻ (mg/l)	500	200 à 300(OE)	5538	397.6	1922.07	1037.55
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	400	<250(OE)	3000	290	1179.64	716.84
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	AVG*	AVG*	6439.5	878.2	2103.44	1133.90

*Normes (ADE) : les normes de l'Algérienne Des Eaux ont été fixées par le décret N°14-96 du 04 Mars 2014 définissant la qualité de l'eau de consommation humaine (ici, la norme est représentée par un chiffre qui fixe une limite supérieure à ne pas dépasser).

*Normes (OMS) : les normes de l'Organisation Mondiale de la Santé de 2017.

*AVG : Absence de Valeur Guide.

*OE : valeurs établies en fonction de considérations esthétiques et identifiées comme objectifs d'Ordre Esthétique.

* Si l'eau dépasse un objectif d'ordre esthétique (OE), vous pourriez décider de traiter votre eau pour deux raisons :

- Pour empêcher la coloration, l'écaillage ou la corrosion des appareils sanitaires et des accessoires de plomberie.
- Pour la rendre plus agréable à consommer.

Dans les paragraphes VI.2.1 et VI.2.2, la présentation des résultats est effectuée dans l'objectif de faciliter leur exploitation ultérieure. L'interprétation ne consiste donc pas en une étude hydrochimique détaillée, mais en une synthèse globale des tendances physico-chimiques qualitatives observées. Des pistes d'interprétation sont fournies afin de guider la détermination de l'origine des éléments retrouvés (origine naturelle ou anthropique).

VI.2.1. Paramètres physiques :

Il s'agit des paramètres facilement mesurables et utiles pour la détermination de l'état chimique de l'eau.

VI.2.1.1. Température (T°) :

a- Nature et effets de température de l'eau :

De façon générale, la température de l'eau affecte les quantités de minéraux et de gaz dissous ainsi elle provoque l'évaporation. Elle varie en fonction de la saison et de la profondeur de la nappe.

La température aura un impact sur l'acceptabilité d'un certain nombre de constituants inorganiques et de contaminants chimiques qui peuvent affecter le goût. Une température élevée de l'eau stimule la croissance des micro-organismes et peut accroître les problèmes liés au goût, à l'odeur, à la coloration et à la corrosion (OMS, 2017).

b- Résultats et interprétation des analyses :

La majorité des températures des eaux souterraines de notre zone d'étude oscillent entre 18 et 20°C. Elles sont inférieures à la norme de potabilité (25°C) dont la valeur maximale est de l'ordre de 24°C.

VI.2.1.2. Conductivité électrique (CE) :

a- Nature et description de la conductivité électrique de l'eau :

La mesure de la conductivité électrique d'une eau permet de déterminer de façon rapide mais approximative sa minéralisation globale (Rodier 1978). C'est en fait la mesure de la teneur globale en électrolytes d'une solution (Tardat-Henri1985). Sa valeur sera grandement affectée par la température de l'eau, une augmentation de un degré Celsius accroît la conductivité de 2%.

b- Résultats et interprétation des analyses :

La carte de la répartition spatiale de la CE des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout (Fig.VI.2) illustre deux zones bien distinctes : la première de 1000 à 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ observée à l'Est, au Sud-Ouest et près de Djebel Guedmane. À proximité des Monts d'Ain Yaghout, des points d'eaux ont des valeurs $< 2800 \mu\text{S}/\text{cm}$. Ces valeurs sont influencées par l'alimentation directe à partir de ces reliefs ; la deuxième avec une CE $> 5000 \mu\text{S}/\text{cm}$, relativement forte située au niveau des chotts où la valeur maximale (13650 $\mu\text{S}/\text{cm}$) est enregistrée au niveau du F158.

A partir des valeurs de la CE, on a pu calculer la minéralisation des eaux analysées et tracer une carte de minéralisation des eaux souterraines (Fig.VI.3). Cette carte montre que l'augmentation de la minéralisation suit le sens de la circulation des eaux souterraines. La charge saline excessive de ces eaux peut s'expliquer par un temps de migration plus long dans l'aquifère, permettant ainsi le passage en solution d'une plus grande quantité de minéraux des formations traversées (en particulier

les terrains évaporitiques et triasiques); et à l'évaporation, lorsque le niveau piézométrique est proche de la surface du sol. Ainsi que, certaines activités agricoles et les rejets des eaux usées urbaines (riches en chlorures) également provoquent un accroissement de la conductivité.

L'utilisation de la carte de salinité de sol (Fig.VI.4) montre deux principaux types de sols (Bouhata R., 2015) :

- Sols non salés ($CE < 4$ décisiemens/m) représentent 58% de la superficie totale de la zone d'étude. Ils se localisent sur les bordures de la plaine qui se caractérise au Sud par une certaine pente engendrant un drainage naturel vers l'oued El Madher, ce qui favorise la lixiviation des sels dans ce sens puis leur accumulation dans les chotts.
- Sols salés ($CE > 4$ dS/m) occupent près de 42% de la superficie totale de la région. La salinisation de ces sols s'accroît au niveau des dépressions occupées par les chotts et diminue de façon progressive vers les bordures. Les sols salins sont riches en sel de sodium neutre ($NaCl$ chlorure de sodium et Na_2SO_4 sulfate de sodium) et contiennent des quantités appréciables des ions chlorites (ClO_2^-), calcium et magnésium.

La salinité de l'eau des forages (Fig.VI.2) et des sols (Fig.VI.4) dans les périmètres irrigués de la zone d'étude détermine des similarités entre l'eau et le sol en fonction de la conductivité électrique (CE).

Selon Aubert (1976), Barbiero et Valles (1992), les sels peuvent avoir une origine géologique comme elles peuvent aussi provenir des eaux des nappes et d'irrigation...etc. Donc, la salinisation des sols du terrain d'étude est due naturellement, soit à l'altération des roches contenant des minéraux sodiques, potassiques et magnésiens dont ces sols se concentrent sur place dans les dépressions fermées, soit à la dissolution des évaporites contenant des chlorures et des sulfates. L'utilisation des eaux souterraines chargées en sels pour l'irrigation des cultures et la surexploitation de ces ressources en eau représentent les plus importantes causes anthropiques de salinisation.

Pour les sols moins salés, le phénomène pourrait s'expliquer par l'utilisation de fumiers par les producteurs pour lutter contre la salinité.

L'altération physicochimique du sol est accentuée par l'absence totale de techniques agricoles appropriées ce qui provoquant la baisse des rendements des cultures pratiquées où parfois les agriculteurs cessent de cultiver leur terre à cause de la salinité du sol ou de l'eau.

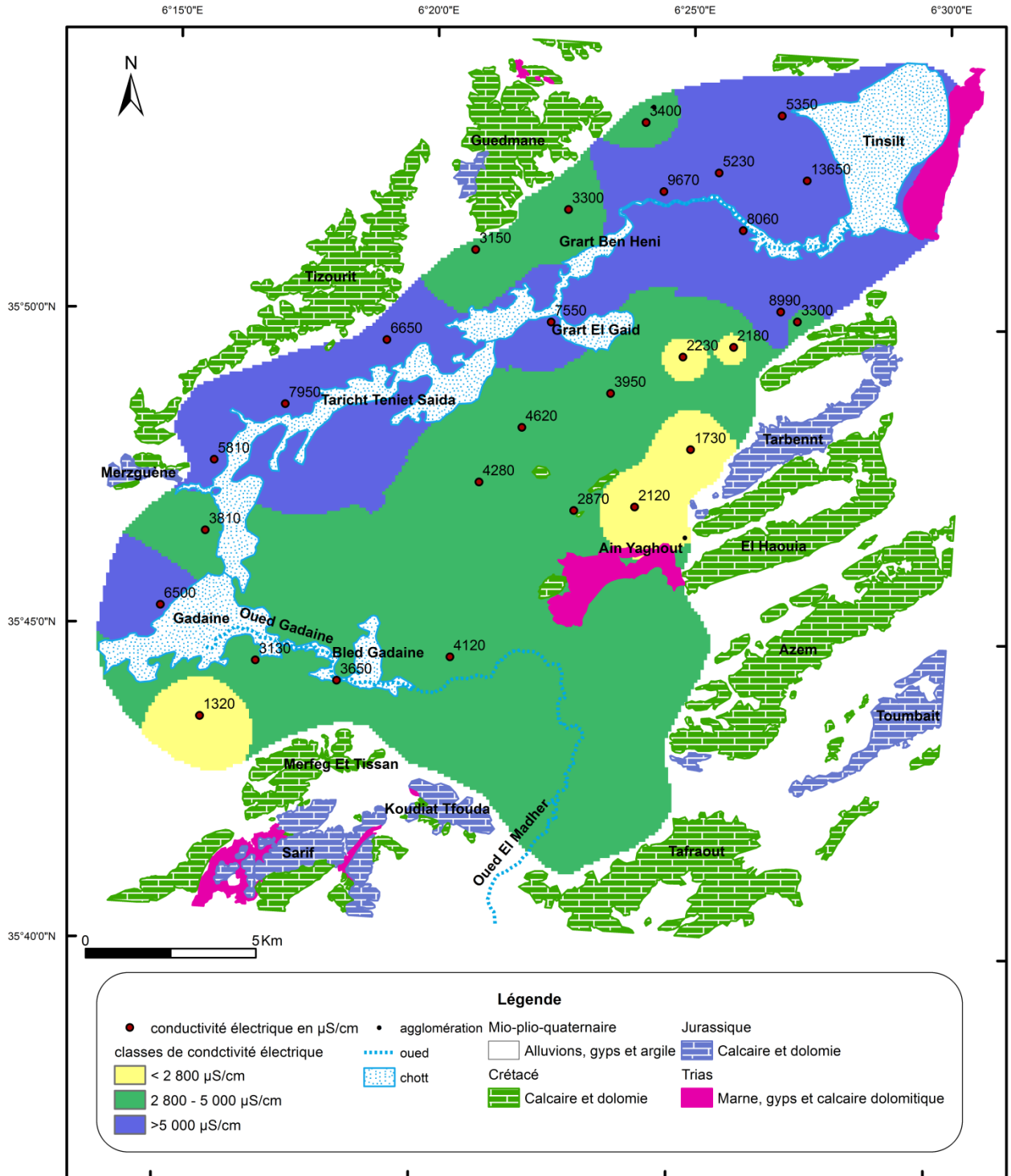


Figure VI.2 : Variation de la conductivité électrique des eaux de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).

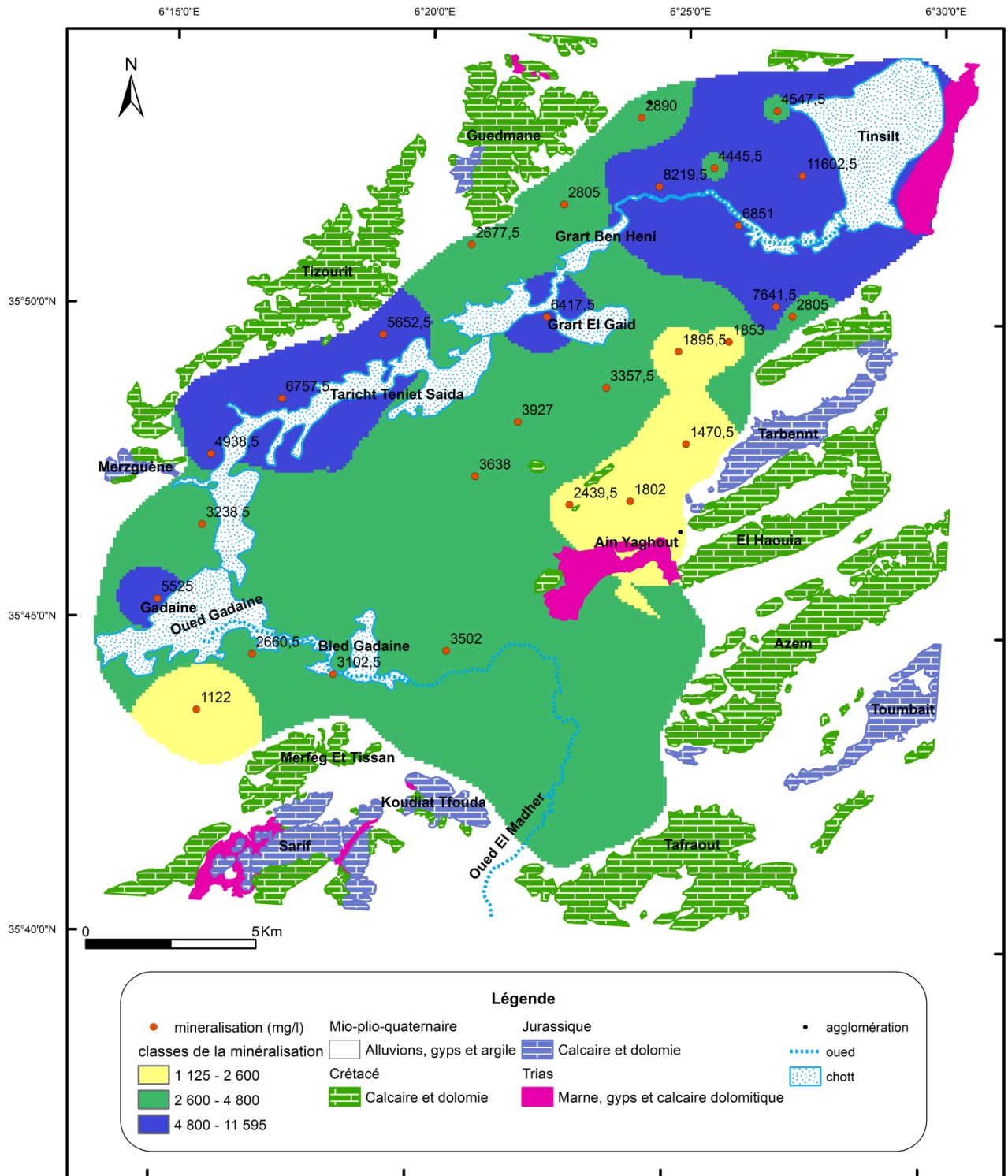


Figure VI.2 : Variation de la minéralisation des eaux de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).

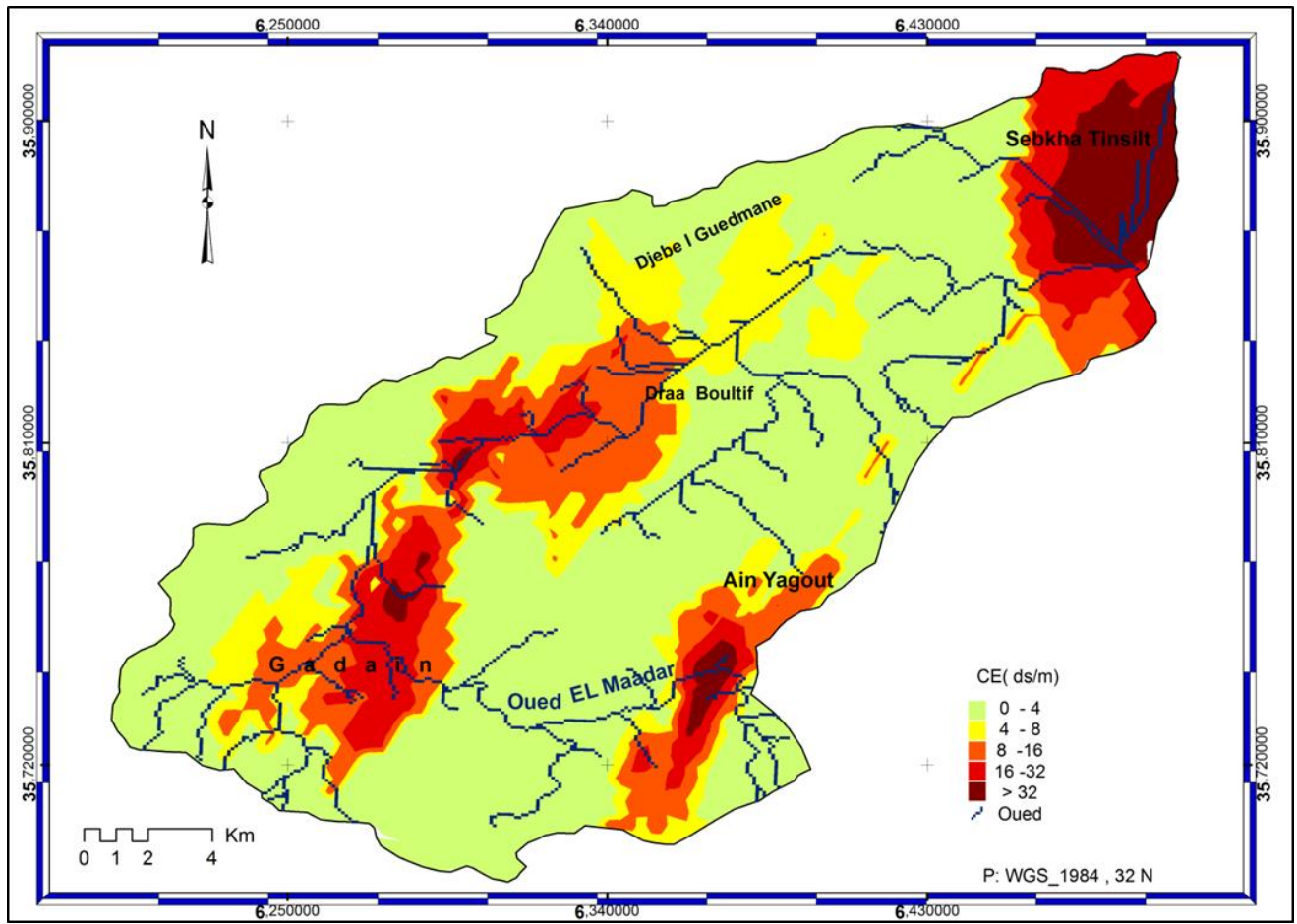


Figure VI.4 : Variation de la salinité estimée des sols de la plaine de Gadaine-Ain Yaghout, (Selon Bouhata R., 2015).

VI.2.1.3. Oxygène dissous :

a- Nature et effets de l'oxygène dissous de l'eau :

Le contenu en oxygène dissous de l'eau diminue en fonction de la salinité et de la température de l'eau brute (Rodier, 1978). Un appauvrissement en oxygène dissous des approvisionnements en eau peut stimuler la réduction microbienne des nitrates en nitrites et des sulfates en sulfures. Il peut également entraîner une augmentation de la concentration de fer ferreux en solution avec, par la suite, un changement de coloration au robinet quand l'eau est aérée. Cependant des niveaux très élevés d'oxygène dissous peuvent stimuler la corrosion des tuyaux métalliques (OMS, 2017). Des variations ponctuelles de la quantité de l'oxygène dissous peuvent indiquer l'emplacement de sources de contamination tel un apport important de matière organique (Nielsen, 1991).

b- Résultats et interprétation des analyses :

L'oxygène dissous au sein de la nappe de Mio-Plio-Quaternaire de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout (Fig.VI.5), présente des valeurs acceptables dont les teneurs supérieures à 10 mg/l se trouvent dans l'Est de la plaine et au tour du chott Gadaïne (où le niveau piézométrique est très proche de la surface). Par contre, les teneurs inférieures à 10 mg/l ont été enregistrées au niveau des forages situant près des chotts de Taricht Teniet Saida, de Grart Ben Heni et de Tinsilt, comme le cas de F141 (6.2 mg/l) et F112 (6.9 mg/l). En fait, cette variation est à l'origine de la nature des formations géologiques dont les concentrations en oxygène dissous qui sont >10 mg/l reflètent un horizon perméable et les teneurs <10 mg/l indiquent un niveau peu perméable.

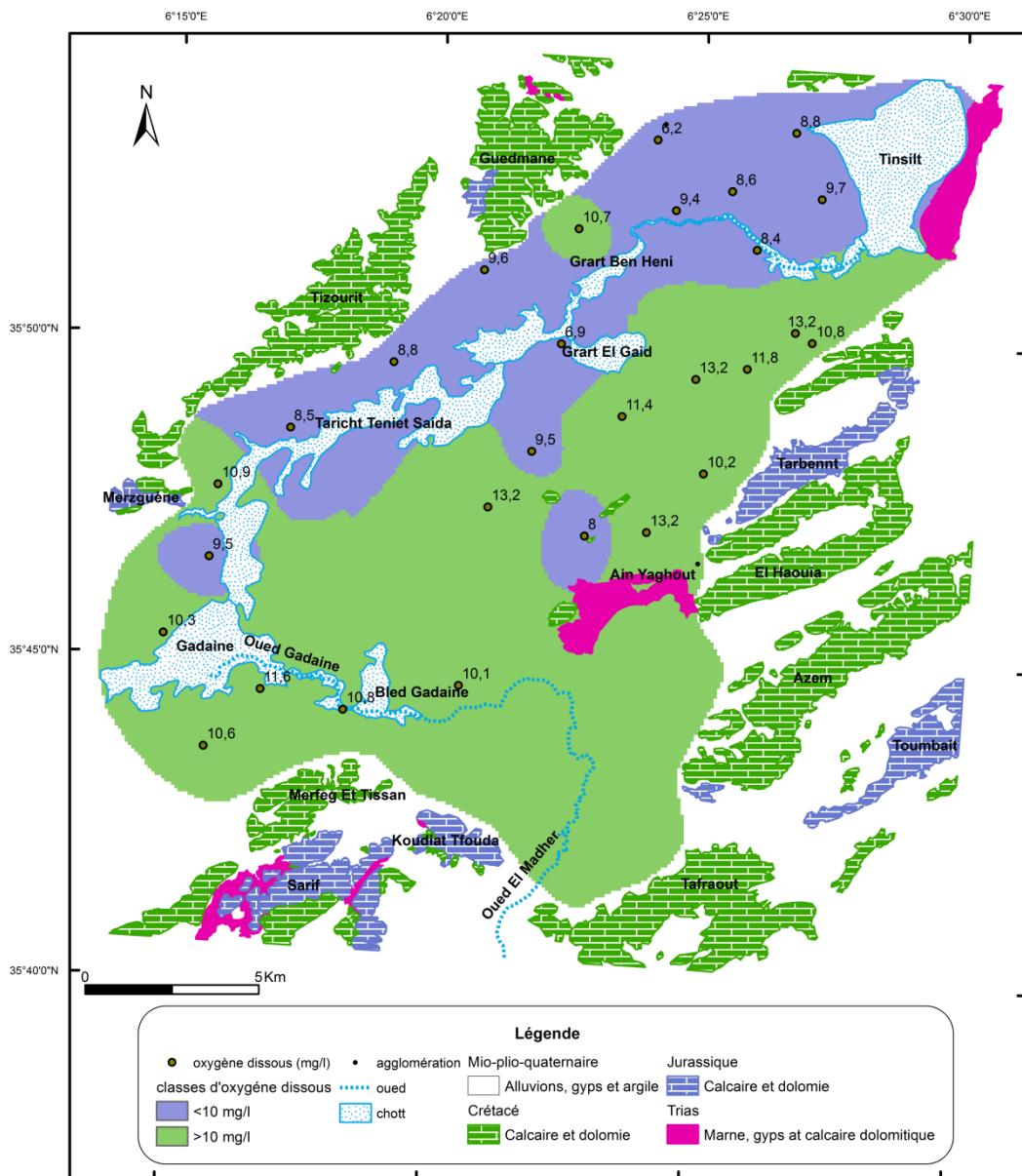


Figure VI.5 : Variation de l'oxygène dissous des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.

VI.2.1.4. Potentiel d'Hydrogène (pH) :

a- Notion et effets du potentiel d'Hydrogène :

À une température donnée, le pH, qui est le logarithme négatif de l'activité des ions d'hydrogène ($\text{pH} = -\log_{10}[\text{H}^+]$), mesure l'acidité ou la basicité de l'eau (APHA et al., 2012). L'activité des ions d'hydrogène est pratiquement égale à sa concentration dans la plupart des eaux potables (Sincero A. et Sincero G., 2003).

Le pH de l'eau peut influencer sur les caractéristiques physiques, chimiques et microbiologiques de l'eau. L'augmentation de la température de l'eau fait augmenter la dissociation de l'eau, ce qui fait diminuer le pH. La dureté de l'eau est principalement causée par la présence de calcium et de magnésium dans l'eau et elle est exprimée en mg/l de CaCO_3 . En général, la dureté carbonatée est définie par la concentration dans l'eau des cations Ca^{2+} et Mg^{2+} qui sont associés aux anions de l'alcalinité (HCO_3^- et CO_3^{2-}) (Randtke, 2011; Crittenden et al., 2012). Le carbonate de calcium, l'hydroxyde de magnésium et de nombreux autres solides d'oxyde de carbonate sont moins solubles à des valeurs de pH plus élevées; c'est pourquoi l'augmentation du pH de l'eau dure peut causer une augmentation des incrustations dans le réseau de distribution. Le pH influe sur les métaux qui sont présents dans l'eau traitée par suite de la corrosion du plomb, du cuivre, du fer et d'autres matériaux à l'intérieur des canalisations. En général, la solubilité des espèces métalliques augmente au fur et à mesure que le pH diminue, provoquant de fortes concentrations de métaux dans l'eau. La nitrification est causée par les bactéries nitrifiantes présentes dans le réseau de distribution et survient fréquemment lorsque la chloramine est utilisée comme désinfectant secondaire. La nitrification peut diminuer le pH de l'eau et provoque la corrosion du plomb (Douglas et al., 2004; Edwards et Dudi, 2004; Zhang et al., 2008 et 2010).

En conclusion, le contrôle du pH est important durant le traitement de l'eau potable afin de maximiser l'efficacité et le bon fonctionnement du traitement, et dans le réseau de distribution, afin de contrôler la corrosion et de minimiser l'exposition aux métaux.

b- Résultats et interprétation des analyses :

Le pH optimal requis est habituellement compris entre 6.5 et 8.5 (OMS, 2017). Les valeurs extrêmes de pH des eaux analysées sont 7.7 et 8.3, avec une moyenne de 7.9, ce qui reste acceptable pour une eau de boisson.

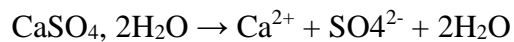
VI.2.2. Paramètres chimiques :

VI.2.2.1. Eléments majeurs :

VI.2.2.1.1. Calcium (Ca^{2+}) :

a- Nature, utilisations et origine du calcium dans les eaux :

C'est le composant majeur de la dureté de l'eau. Sa concentration dans l'eau dépend du temps de séjour de l'eau dans des formations géologiques riches en calcium telles que les formations carbonatées (CaCO_3) et les formations gypseuses (CaSO_4).



Il a été constaté que la lixiviation du calcium à partir du sol augmentait nettement avec l'acidité de l'eau de pluie (Overrein L.N., 1972). Dans les eaux souterraines, la plus grande part du calcium en solution provient de l'attaque du carbonate de calcium par le gaz carbonique (Smith D. et Mead D., 1962 et Souchez R., 1963). La solubilité du CaCO_3 est fortement augmentée par la présence de NaCl (Frear G. et Johnston J., 1929; Schoeller H., 1962), et peut être accrue par les acides organiques provenant de l'oxydation des matières végétales (Bamber H., 1951 ; Schoeller H., 1962), et l'acide nitrique et l'acide sulfurique (Schoeller H., 1962). En outre, Picknett G. (1964) a noté que des faibles quantités de Mg accroissent la solubilité de CaCO_3 pour une teneur en CO_2 donnée.

L'oxyde de calcium (chaux) est utilisé dans l'industrie du bâtiment, la production de papier, le raffinage du sucre et du pétrole, le tannage (Statistique Canada, 1976) et le traitement des eaux brutes (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1987) et des eaux usées (Stonehouse D.H., 1986). La neutralisation d'effluents acides s'effectue souvent par la chaux ce qui augmente la teneur du calcium dans le milieu naturel en quantité non négligeable. La teneur en calcium des fèces et de l'urine dépend de l'apport en calcium dont environ 180 mg de calcium sont excrétés chaque jour dans l'urine, comparativement à 740 mg dans les fèces (International Commission on Radiological Protection, 1984).

Dépendant de la température et de l'alcalinité de l'eau, la concentration en calcium constitue un facteur favorisant, selon le cas, soit l'entartrage (forte teneur), soit la corrosion (faible teneur) des canalisations (in Guerraiche Z., 2017).

b- Résultats et interprétation des analyses :

D'après les mesures effectuées sur les échantillons d'eau prélevés, les teneurs en calcium dépassent la norme algérienne (200 mg/l) dans tous les points d'eau. Un minimum de 428.8 mg/l a été mesuré au niveau des forages F42 et F27 (zone d'alimentation) ; tandis que, les valeurs les plus

élevées sont observées près du massif carbonaté «Tizourit », au Nord Est de la plaine et au niveau du forage F69. Cependant, les concentrations moyennement élevées (environ de 1000 mg/l) se localisent dans le forage F65 situé à proximité d’oued El Madher où, les eaux usées traitées de la ville de Batna et les eaux usées non traitées du village d’Ain Yaghout, sont rejetées (Fig.VI.6). La valeur de l’écart-type est relativement importante (553.78), ce qui traduit une grande variation des teneurs, car l’ion Ca^{2+} provient de deux origines naturelles différentes et une anthropique.

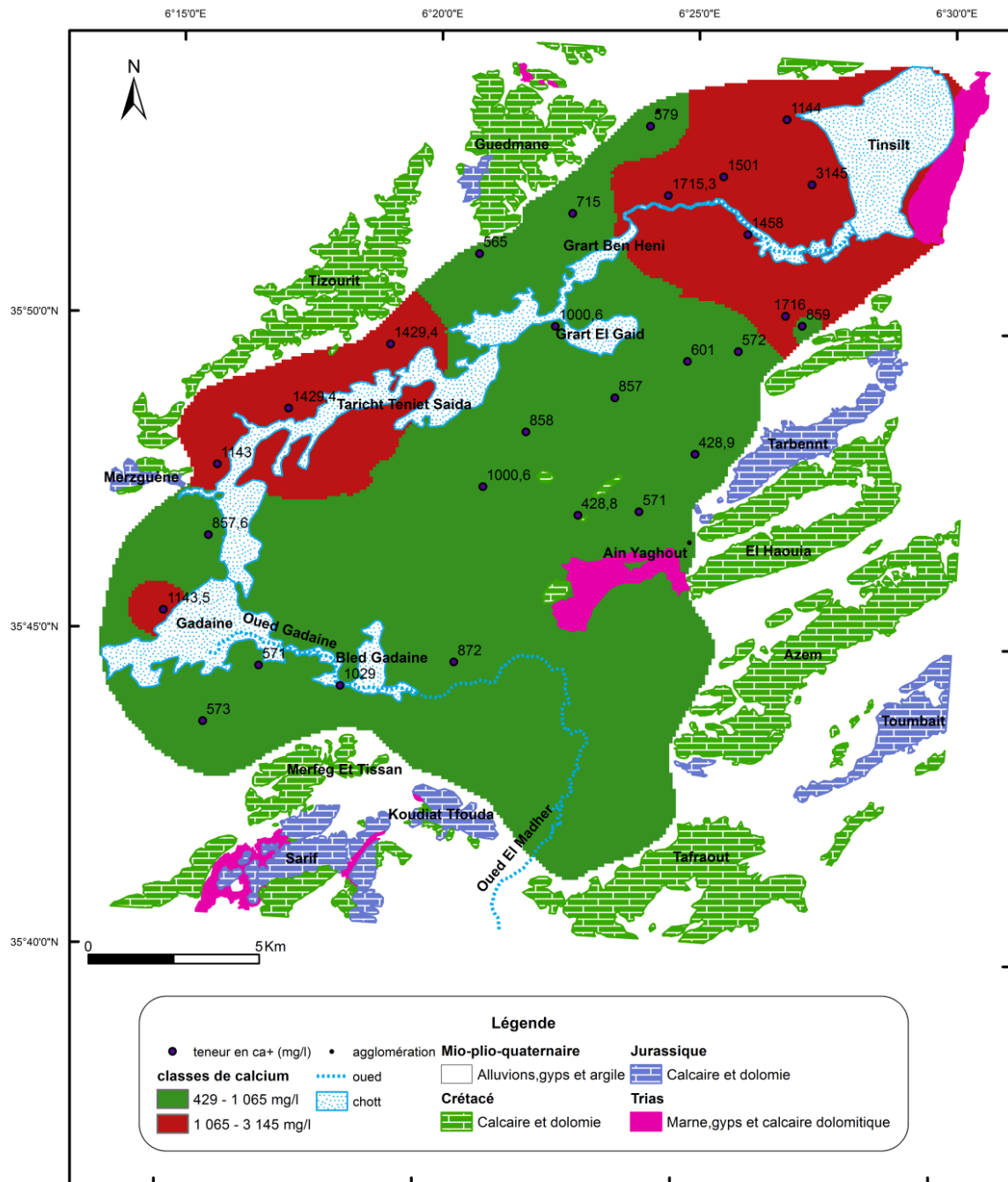
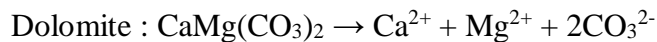
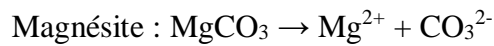


Figure VI.6 : Variation du (Ca^{2+}) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).

VI.2.2.1.2. Magnésium (Mg^{2+}) :

a- Nature, origine naturelle du magnésium et utilisations :

Le magnésium constitue le deuxième élément significatif de la dureté de l'eau après le calcium. Il forme généralement des minéraux comme la giobertite (magnésite), la dolomie, l'olivine, la serpentine, le talc et l'amiante (Day F.H., (1963), Bech A.V., (1966) et Ministère de l'Environnement de l'Ontario (1976)). Les principales sources du magnésium contenu dans les eaux naturelles sont les minéraux ferromagnésiens des roches ignées et les carbonates de magnésium des roches sédimentaires. Les ions Mg^{2+} provient de la dissolution de magnésite et de dolomite (Drever 1997), comme suit :



Certains effluents industriels peuvent également renfermer des teneurs élevées en magnésium (Durfor C.J. et Becker E., 1972). Une partie du magnésium alimentaire est excrétée dans l'urine, indépendamment de l'abondance du magnésium présent (Cronin R.E., 1986).

Son abondance géologique, sa grande solubilité, sa large utilisation industrielle (alliage, batteries sèches, engrais, céramiques, explosifs, médicaments,...) font que les teneurs en Mg^{2+} dans l'eau peuvent être importantes.

b- Résultats et interprétation des analyses :

Les teneurs en Mg^{2+} s'échelonnent entre 139 et 1144 mg/l, cette hausse de concentration est liée aux nombreuses réactions d'échanges cationiques, d'adsorption et de désorption (sur des minéraux argileux), qui influencent la mise en solution du magnésium dans le milieu souterrain à partir des argiles et des marnes présentes dans la plaine, ainsi que des dolomies constituant les reliefs. La répartition spatiale de l'ion Mg^{2+} est identique à celle du calcium.

VI.2.2.1.3. Sodium (Na^+) :

a- Nature et origines, utilisations du sodium :

Cet élément très abondant ne se rencontre pas naturellement à l'état natif mais toujours associé à d'autres éléments chimiques (chlorures, sulfates,...). Le principal minéral contenant du sodium et l'un des plus répandus, est le sel gemme (chlorure de sodium).

L'érosion et le vieillissement climatique des dépôts de sel et des roches ignées, ainsi que la pénétration de l'eau de mer constituent une origine naturelle du sodium (CEP, 2017). Les précipitations apportent une quantité de sodium minime dans l'eau souterraine (organisation mondiale de la santé, 2017), donc les teneurs anormalement élevées peuvent provenir des eaux d'égout, des effluents industriels, de l'utilisation de composés de sodium pour lutter contre la corrosion et déminéraliser les eaux. Il a été estimé que de 25 à 50 % du sel servant à déglacer les

routes pénètre dans les eaux souterraines, risquant ainsi d'accroître la salinité des eaux potables des réseaux publics de distribution (McConnell H.H. et Lewis J., 1972).

Les sels de sodium sont employés en : cuisine, fabrication de produits alimentaires, conserves de viande et diverses industries (la fabrication des textiles, le tannage du cuir...etc.) (Prud'homme M. Salt., 1985). En agriculture, ils contribuent au maintien de la perméabilité des sols.

b- Résultats et interprétation des analyses :

Les teneurs en sodium oscillent entre 58 et 1420 mg/l, dont la majorité de ces concentrations sont au-dessus de la norme algérienne de potabilité (200 mg/l). Les valeurs excessives du Na⁺ sont observées à proximité du chott Taricht Teniet Saida, Grart El Gaïd et autour du chott Tinsilt où les formations évaporitiques sont très abondantes (Fig.VI.7), donc ces valeurs sont tout à fait cohérentes avec le contexte géologique.

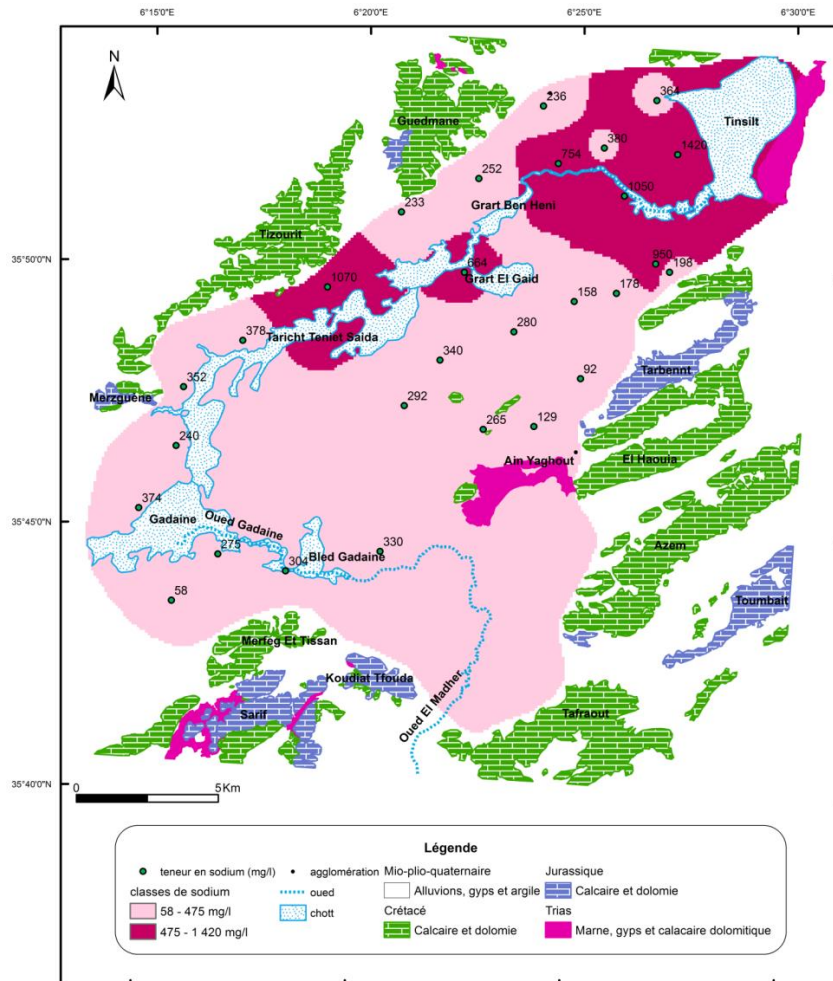


Figure VI.7 : Variation du (Na⁺) des eaux souterraines de la plaine de Gadaine-Ain Yaghout (Juin 2018).

VI.2.2.1.4. Potassium (K⁺) :**a- Nature et origines du potassium dans les eaux :**

L'ion K⁺ est largement répandu dans l'environnement, notamment dans toutes les eaux naturelles (OMS, 2017). Il provient de l'altération des argiles potassiques, des évaporites et des roches ignées. Cette substance peut provenir également des industries extractives (mines de sel et de potasse) et des industries du verre.

En agriculture, le potassium est utilisé comme engrais sous forme de sulfate de potassium, de chlorure de potassium, ou encore de nitrate de potassium (Bouderka et al, 2016).

b- Résultats et interprétation des analyses :

Les concentrations de K⁺, dans les points d'eau contrôlés, variant entre 1 et 20 mg/l, peuvent provenir de l'altération des argiles potassiques et des évaporites des chotts. Les plus fortes teneurs dépassant la norme de potabilité (12 mg/l) se trouvent au niveau des forages F134 et F158 où s'exerce une intense activité agricole qui se base sur l'utilisation des engrais chimiques riches en potassium, de type : « MAIROL vert 14/12/14 » et « Verdicrop 12/12/36 ».

VI.2.2.1.5. Chlorures (Cl⁻) :**a- Nature, origines et effets des chlorures dans les eaux :**

Les chlorures sont très répandus dans la nature. Généralement, ils se trouvent sous forme de sels de sodium (NaCl), de potassium (KCl) (Conseil national de recherche du Canada, 1977) et de calcium (CaCl₂).

Indépendamment de la nature de la formation géologique traversée (terrains salés), la présence des chlorures dans les eaux naturelles peut être attribuée à la dissolution des dépôts de sel gemme (National Academy of Sciences, 1974) et à l'épandage de sel sur les routes pour faire fondre la glace et la neige (Murray, D.M. et Ennst, V.F.W., (1976), Pollock J.J. et Toler L.G. (1972), Terry R.C., (1974), Hutchinson F.E. (1969), Ralston J.G. (1971)), aux effluents de l'industrie chimique (Little A.D., 1971), à l'exploitation des puits de pétrole (Pettyjohn W.A., 1971), des mines de potasse, à l'utilisation des engrais contenant le chlorure de potassium (Conseil national de recherche du Canada, (1977) et Prud'Homme M. Sel., (1986)), aux eaux des égouts (Pettyjohn W.A., (1972)), aux drainages des eaux d'irrigation (Bond R.G. et Straub C.P., 1973), aux eaux de lixiviation des déchets (Schneider W.J., 1970), et à l'intrusion de l'eau de mer dans les zones côtières (Conseil national de recherche du Canada, 1977). Des études effectuées chez de jeunes hommes ont montré que 92 % du chlorure ingéré était excrété dans l'urine et la perte de chlorure par l'intermédiaire des fèces est faible (Commission internationale sur la radio-protection, 1975).

Des concentrations des chlorures supérieures à 250 mg/l dans l'eau potable peuvent provoquer la corrosion du système de distribution (McConnell H.H. et Lewis J., 1972). La capacité que possède l'ion chlorure de former des sels solubles avec de nombreux ions métalliques empêche la formation de pellicules pouvant limiter la corrosion des surfaces métalliques (Organisation mondiale de la santé, 1979).

Les concentrations des chlorures dans le corps humain sont bien régulées au moyen d'un système complexe faisant intervenir à la fois le système nerveux et le système hormonal. Même après l'absorption de quantités importantes de chlorure par l'intermédiaire des aliments et de l'eau, l'équilibre du chlorure se maintient, surtout par l'excrétion de l'excès de chlorure dans l'urine. C'est pourquoi on n'a pas déterminé de concentration maximale acceptable pour les chlorures dans l'eau potable (santé Canada, 1987).

b- Résultats et interprétation des analyses :

A l'exception du forage F42 (397.6 mg/l), les teneurs rencontrées dans les eaux souterraines en ion chlorure sont en totalité supérieures aux normes de potabilité algériennes (500 mg/l) avec des teneurs qui varient entre 781 à 5538 mg/l. Ces valeurs sont dominantes par rapport aux autres éléments, cela indique l'existence des apports salifères très importants à partir des argiles, des marnes triasiques et des formations évaporitiques présentes fortement dans la plaine. Les concentrations les plus importantes se trouvent au voisinage des chotts (Fig.VI.8). Des apports anthropiques (liés aux rejets des eaux domestiques, l'utilisation des engrais chimiques contenant le chlorure de potassium et par conséquent aux drainages des eaux d'irrigation) peuvent être à l'origine de concentrations accrues dans les eaux analysées.

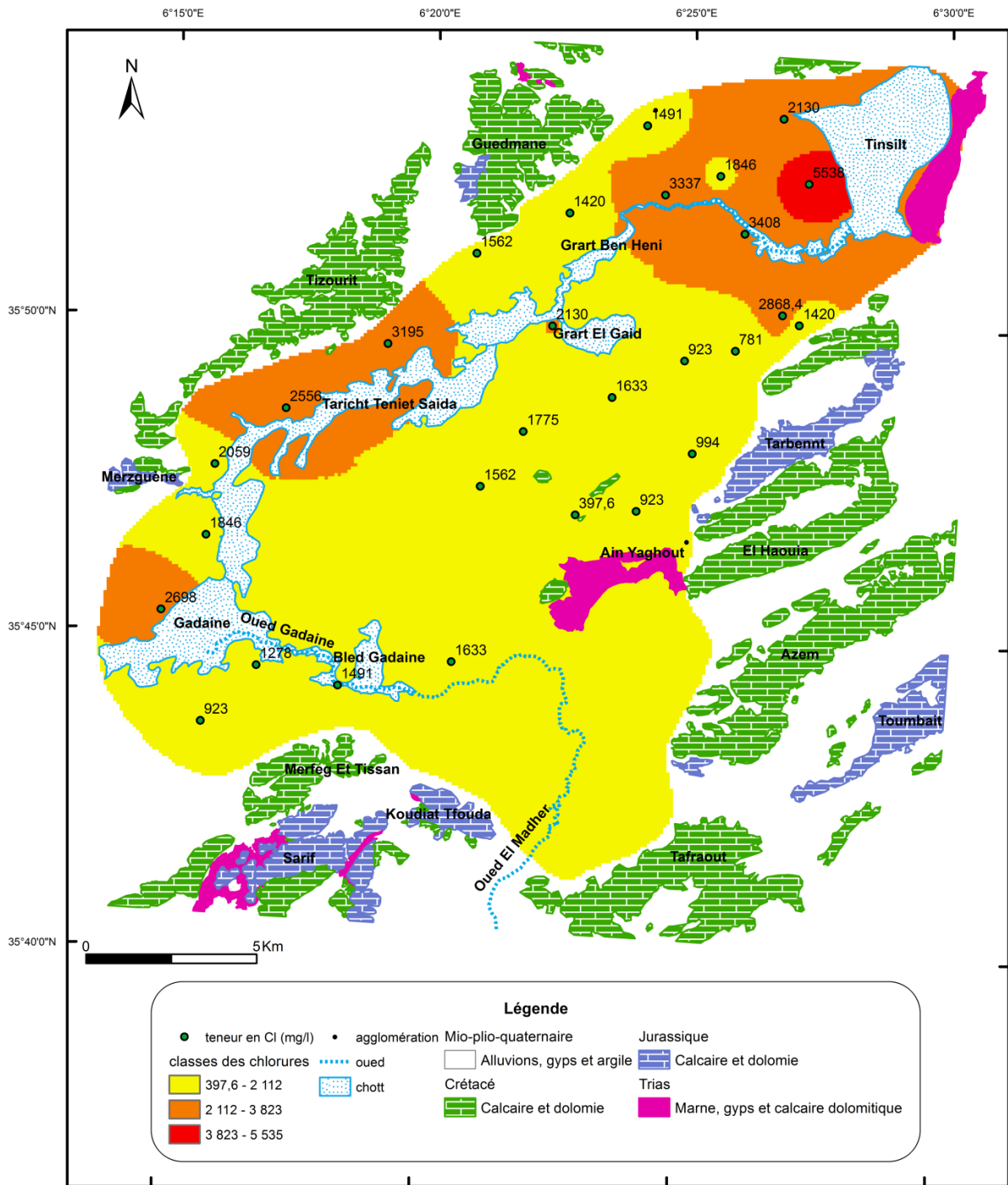


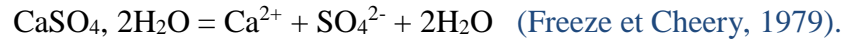
Figure VI.8 : Variation du (Cl) des eaux souterraines de la plaine de Gadaine-Ain Yaghout (Juin 2018).

VI.2.2.1.6. Sulfates (SO₄²⁻) :

a- Nature, origines, utilisations et effets des sulfates :

Le soufre est un élément non métallique dont les trois sources les plus importantes de soufre pour les utilisations commerciales sont le soufre élémentaire, le sulfure d'hydrogène (H₂S, qui se trouve dans le gaz naturel et le pétrole brut) et les sulfures métalliques comme la pyrite (FeS). En se

combinant à l'oxygène, le soufre hexavalent (+6) donne l'ion sulfate, qui est bivalent (SO_4^{2-}). Les sulfates de sodium, de potassium et de magnésium sont tous hydrosolubles, alors que les sulfates de calcium, de baryum et des métaux lourds ne le sont pas. Les sulfates existent à l'état naturel dans de nombreux minéraux, dont la baryte (BaSO_4), l'epsomite ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) et le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) (Greenwood N.N. et Earnshaw A., 1984). La dissolution du gypse se fait selon la relation :



Les sulfates dissous peuvent être réduits en sulfures, qui se volatilisent dans l'air sous forme de sulfure d'hydrogène (H_2S), ou sont précipités sous forme d'un sel insoluble, ou sont incorporés dans les organismes vivants. L'oxydation de sulfure se combine aux vapeurs d'eau en donnant de l'acide sulfurique dilué, qui retombe en «pluie acide» ou en «neige acide» (Delisle C.E. et Schmidt J.W., 1977).

Le sulfate d'aluminium sert d'agent de sédimentation dans le traitement de l'eau potable (McGuire M.J., Jones R.M., Means E.G., Izaguirre G. et Preston A.E. (1984), Kalbe L. et Labor V. (1985)).

Des sulfates sont rejetés dans l'environnement aquatique avec les déchets des industries qui emploient des sulfates et de l'acide sulfurique, comme les industries minières et les fonderies, les usines de papeterie kraft, les usines textiles et les tanneries (Delisle C.E. et Schmidt J.W., (1977), McKee J.E. et Wolf H.W., (1963)). Il est souvent noté l'existence d'une corrélation entre les teneurs en sulfates des eaux de surface et les teneurs en dioxyde de soufre des émissions d'origine anthropique (par exemple, émissions de dioxyde de soufre par les procédés de grillage utilisés en métallurgie) (Keller W. et Pitblade J.R., (1986)).

À peu près 85% du soufre urinaire consiste en sulfates inorganiques et un autre 10% en sulfates organiques, le reste est excrété sous forme de sulfates organiques plus complexes (Diem K., (1972)).

Des produits à base de sulfates ou d'acide sulfurique servent dans la fabrication de nombreux produits chimiques, teintures, verres, papiers, savons, textiles, fongicides et insecticides. Ils servent aussi dans les industries de la métallurgie et du placage, dans l'épuration des eaux d'égout et dans la transformation du cuir (Greenwood N.N. et Earnshaw A., 1984). La majeure partie du soufre est transformée en acide sulfurique, dont près de 60 % sert à la production d'engrais au phosphate et au sulfate d'ammonium.

Les sulfates peuvent nuire à la désinfection de l'eau en piégeant le chlore résiduel dans les réseaux de distribution (Larson T.E., 1971). La présence de sulfates (sels) dans l'eau pourrait favoriser la corrosion de l'acier doux dans les systèmes d'alimentation (Conseil national de recherches du Canada, 1981).

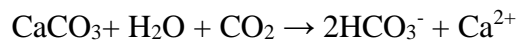
b- Résultats et interprétation des analyses :

Les valeurs de l'ion SO_4^{2-} dans les eaux analysées, inférieures à la norme algérienne (400 mg/l), sont observées au niveau des forages F27 (Est de la plaine) et F67 (Sud-ouest de la plaine). Tandis que, les concentrations les plus élevées (>2500 mg/l) sont mesurées dans les points d'eaux F97, F112 et F158. Ces teneurs se concentrent au niveau des chotts après une dissolution des gypses triasiques et des évaporites dont l'enrichissement de cet élément dans la plaine, se fait dans le sens d'écoulement des eaux souterraines. Une origine anthropique des sulfates n'est cependant pas exclue pour les points présentant les plus fortes concentrations à cause de l'utilisation des engrais de type sulfate d'ammonium $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4^{2-}$.

En outre, les teneurs en sulfates sont très dépendantes du potentiel d'oxydoréduction du milieu. Les eaux analysées sont riches en oxygène (caractéristique des nappes libres), ce qui favorise l'oxydation de minéraux sulfurés et la formation en solution de l'ion SO_4^{2-} .

VI.2.2.1.7. Bicarbonates (HCO_3^-) :**a- Nature et origines des bicarbonates dans les eaux :**

La dissolution des minéraux carbonatés et l'action combinée du CO_2 de l'atmosphère, des eaux météoriques et du sol sont, d'une manière générale, les principales origines des bicarbonates. La somme des équations de la dissolution des calcaires est donnée comme suit :

**b- Résultats et interprétation des analyses :**

Les analyses mettent en évidence des teneurs en HCO_3^- comprises entre 878.2 à 6439.5 mg/l et un écart type extrêmement élevé (1133.90). On observe un enrichissement en HCO_3^- de toutes les eaux analysées qui présentent des fortes teneurs au piedmont sud du massif carbonaté «Tizourit », au Nord Est de la plaine et au niveau du forage F69. Cet enrichissement est certainement le reflet des interactions eau-roche (calcaires et dolomies du Jurassico-Crétacé) libérant HCO_3^- .

VI.2.2.2. Produits azotés et phosphorés :

Globalement, une statistique descriptive des résultats des analyses des éléments azotés, phosphorés et métalliques en traces des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout (Tab.VI.3), montre que chaque élément présente une certaine homogénéité.

Tableau VI.3 : Statistiques descriptives des éléments azotés, phosphorés et métalliques en traces des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout (Juin 2018).

Eléments	Normes (mg/l)		Maximum (mg/l)	Minimum (mg/l)	Moyenne (mg/l)	Ecart type
	ADE	OMS				
NO ₃ ⁻	50	50	66	24	30.5	7.85
NO ₂ ⁻	0.2	3	0.6	0.09	0.19	0.09
NH ₄ ⁺	0.5	AVG	0.93	0.13	0.3	0.17
PO ₄ ³⁻	5	AVG	12.4	7.2	8.68	1.09
Zn ²⁺	5	≤ 4 (OE)	2.3	0.02	0.36	0.45
Cu ²⁺	2	2	0.44	0.003	0.08	0.11
Fe ²⁺	0.3	≤ 0.3 (OE)	0.35	0.014	0.05	0.07
Cd ²⁺	0.003	0.003	0.31	0.010	0.08	0.08
Sr ²⁺	AVG	AVG	0.131	0.014	0.04	0.03

*Normes (ADE) : les normes de l'Algérienne Des Eaux ont été fixées par le décret N°14-96 du 04 Mars 2014 définissant la qualité de l'eau de consommation humaine.

*Normes (OMS) : les normes de l'Organisation Mondiale de la Santé de 2017.

*AVG : Absence d'une Valeur Guide.

*OE : valeurs établies en fonction de considérations esthétiques et identifiées comme objectifs d'Ordre Esthétique.

VI.2.2.2.1. Nitrates (NO₃⁻) et nitrites (NO₂⁻) :

a- Nature, utilisation et origines des nitrates et des nitrites :

L'ion nitrate est la forme la plus oxydée de l'azote, en conditions anaérobies et en présence d'une source de carbone, il peut être réduit en nitrite par l'action des bactéries ($2\text{NO}_3^- \rightarrow 2\text{NO}_2^- + \text{O}_2$, (BRGM, 2007)); le nitrite est relativement instable et modérément réactif. Lorsqu'il y a peu d'oxygène, le processus de dénitrification réduit le nitrite en azote gazeux (Appelo et Postma, 1996). La nitrification est un processus en deux étapes suivant lequel l'ammoniac est oxydé en nitrite, ceux-ci étant ensuite oxydés par des bactéries oxydant l'ammoniac (BOA) et des bactéries oxydant le nitrite (BON), respectivement (U.S. EPA, 2002a); ces bactéries sont sans effet sur la santé. Le processus de nitrification est décrit par les équations ci-dessous (U.S. EPA, 2002a).



Outre la nitrification bactérienne, la minéralisation et l'hydrolyse peuvent transformer les sources organiques d'azote, comme les matières organiques dans le sol, le fumier et les engrais à base d'urée, en nitrate (Ward et al., 2005a, Cartes et al., 2009).

Dans l'environnement, le nitrate et le nitrite se forment tant naturellement que par des processus anthropiques. La quantité de précipitations, la profondeur de la nappe aquifère, la présence de matières organiques ainsi que d'autres propriétés physico-chimiques déterminent en grande partie le devenir du nitrate dans le sol (OMS, 2007). Ce sont principalement l'absorption et

l'utilisation par les végétaux qui réduisent la quantité de nitrate dans le sol; les surplus de nitrate sont quant à eux facilement lessivés jusqu'aux eaux souterraines. L'ion nitrate porte une charge négative et n'est pas adsorbé par les minéraux argileux ou les matières organiques, à moins que ceux-ci ne possèdent pas une grande capacité d'échange anionique. D'une manière générale, on suppose que le nitrate n'est pas adsorbé sur les particules du sol et qu'il est très mobile (Environnement Canada, (2003); OMS, (2007)).

Ruckart et al. (2008) ont émis l'hypothèse que les concentrations de nitrate sont plutôt stables dans les eaux souterraines d'une année à l'autre, la variabilité d'un puits à l'autre étant principalement attribuable à des différences dans l'utilisation des sols et des engrais à proximité de la tête de puits, aux caractéristiques particulières des puits, comme la profondeur et les caractéristiques géologiques de l'aquifère, ainsi qu'à l'entretien du puits.

Les concentrations de nitrate dans les eaux souterraines sont habituellement plus élevées que les concentrations dans les eaux de surface parce que les végétaux absorbent très peu de nitrate issu des eaux souterraines et parce que le carbone organique nécessaire à la dénitrification peut être limité dans ces eaux (Burkart et Stoner, 2002; Dubrovsky et al., 2010). La présence de concentrations plus faibles de nitrate dans les eaux de surface est attribuable à la dilution par le ruissellement, à l'absorption par les plantes et aux processus de dénitrification (Cohn et al., 1999).

Une contamination par le nitrate peut également se produire lorsque les pâturages sont labourés en automne et que le sol est laissé en jachère pendant l'hiver. Les nitrates accumulés dans le sol, résultat de la minéralisation et de la nitrification, peuvent être lessivés jusque dans les eaux souterraines (in santé canada, 2013).

Les processus anthropiques sont les sources les plus répandues de nitrate et de nitrite. On peut citer parmi ces sources les activités agricoles (dont l'utilisation d'engrais inorganiques au nitrate de potassium ou d'ammonium ainsi que de fumier contenant du nitrates organiques), le traitement des eaux usées, les déchets azotés dans les excréments des humains et des animaux (Chez les humains, quelle que soit la dose, environ 65 à 70 % du nitrate administré par voie orale sont rapidement excrétés dans l'urine (Bartholomew et Hill, 1984)), ainsi que les rejets provenant des procédés industriels et des véhicules motorisés (Environnement Canada, 2003; OMS, 2007; Keeney et Hatfield, 2008).

Une étude approfondie portant sur la présence et la distribution des nutriments dans les ruisseaux et les eaux souterraines a également trouvé que les concentrations de nitrates dans les eaux souterraines et de surface des régions urbaines étaient statistiquement plus élevées que les niveaux de fond; les auteurs ont attribué ces niveaux élevés aux effluents d'eaux usées provenant

d'installations municipales ou industrielles, aux engrais utilisés sur les pelouses, les terrains de golf et les parcs, aux fosses septiques, et aux retombées atmosphériques (Dubrovsky et al., 2010).

L'application intensive d'engrais azotés dans la production de légumes et la méthode d'application et les techniques d'irrigation affectent le lessivage des nitrates (Darwish et al., 2003; Tarkalson et al., 2006). Cette application excessive d'engrais azotés pourrait potentiellement polluer non seulement le sol, mais également les eaux souterraines (Halwani et al., 1999; Ray, 2001). La perte d'éléments nutritifs de l'agriculture des terres par lessivage et par ruissellement est suspectée comme l'une des sources importantes de contamination non ponctuelle (Yang et al., 2007).

Le flux de retour peut être défini comme faisant partie du flux dévié qui n'est pas consommé et retourné à sa source d'origine ou une autre étendue d'eau provenant de terres agricoles irriguées (Mohan, 2002).

Le nitrate et le nitrite peuvent être formés suite à la nitrification de l'excès d'ammoniac qui est naturellement présent dans l'eau à la source et qui n'est pas éliminé avant la désinfection, ou dans les systèmes où l'on ajoute de l'ammoniac dans le cadre de la désinfection secondaire par chloramination. La nitrification dans le réseau de distribution peut accroître les niveaux de nitrite et il a été enregistré des hausses supérieures en particulier dans les parties du réseau de distribution où l'eau stagne (Wilczak et al., 1996; Zhang et al., 2009b).

Souvent, la présence de concentrations élevées de nitrate dans l'eau potable s'accompagne d'une contamination microbienne et d'une piètre qualité de l'eau (OEHHA, 1997; Fitzgerald et al., 2001). Fitzgerald et al. (2001) ont indiqué une corrélation entre la détection de coliformes totaux et des concentrations de nitrate élevées dans des puits privés.

Outre leur utilisation dans les engrais agricoles, les sels de nitrate et de nitrite sont utilisés depuis des siècles pour la salaison et la conservation des viandes et du poisson ainsi que pour la fabrication de certains fromages. Les nitrates sont également employés dans des applications industrielles comme agent oxydant (par exemple dans la production d'explosifs), et on utilise souvent du nitrate de potassium purifié dans la fabrication du verre (OMS, 2007).

b- Résultats et interprétation des analyses de nitrates :

Les eaux souterraines analysées révèlent des teneurs en nitrates comprises entre 24 et 38 mg/l. On distingue cependant un seul point (F112) où la valeur dépasse les 50 mg/l, la valeur maximale atteinte étant de 66 mg/l. Cette teneur peut traduire un apport anthropique, dont les nitrates peuvent atteindre les eaux souterraines ; par lessivage après une application excessive de fertilisants azotés inorganiques et de fumier, à partir des effluents d'eaux usées provenant des installations municipales d'Ain Yaghout et rejetées dans oued El Madher, ainsi de l'oxydation de

matières azotées contenues dans les excréments humains provenant notamment de fosses septiques, comme ils peuvent provenir d'eau d'irrigation par inondation, qui est une technique appliquée de manière intensive après la fertilisation et qui suggère une forte contribution de retour des eaux salines dans la recharge de l'aquifère superficiel, notamment à la fin du printemps et le début de l'été (après la fin de la saison de recharge et le début de l'irrigation).

c- Résultats et interprétation des analyses des nitrites :

Les analyses effectuées ont révélé la présence des nitrites sur 28 échantillons. Les valeurs s'échelonnent entre 0.09 et 0.6 mg/l, et excèdent la norme de l'ADE (0.2 mg/l) au sein de 8 échantillons. Ces points se localisent au centre de la plaine (Fig.VI.9) où les conditions réductrices sont prédominantes en cette période de l'année, les sols ne se labourent pas encore et donc ils ne seront pas bien aérés.

Les teneurs se concentrent à Grart El Gaïd et plus précisément dans le forage F112 (Fig.VI.9), sachant que ce point présente une faible quantité en oxygène dissous (6.9 mg/l), par rapport aux autres échantillons, et se localise dans une ferme de bétail.

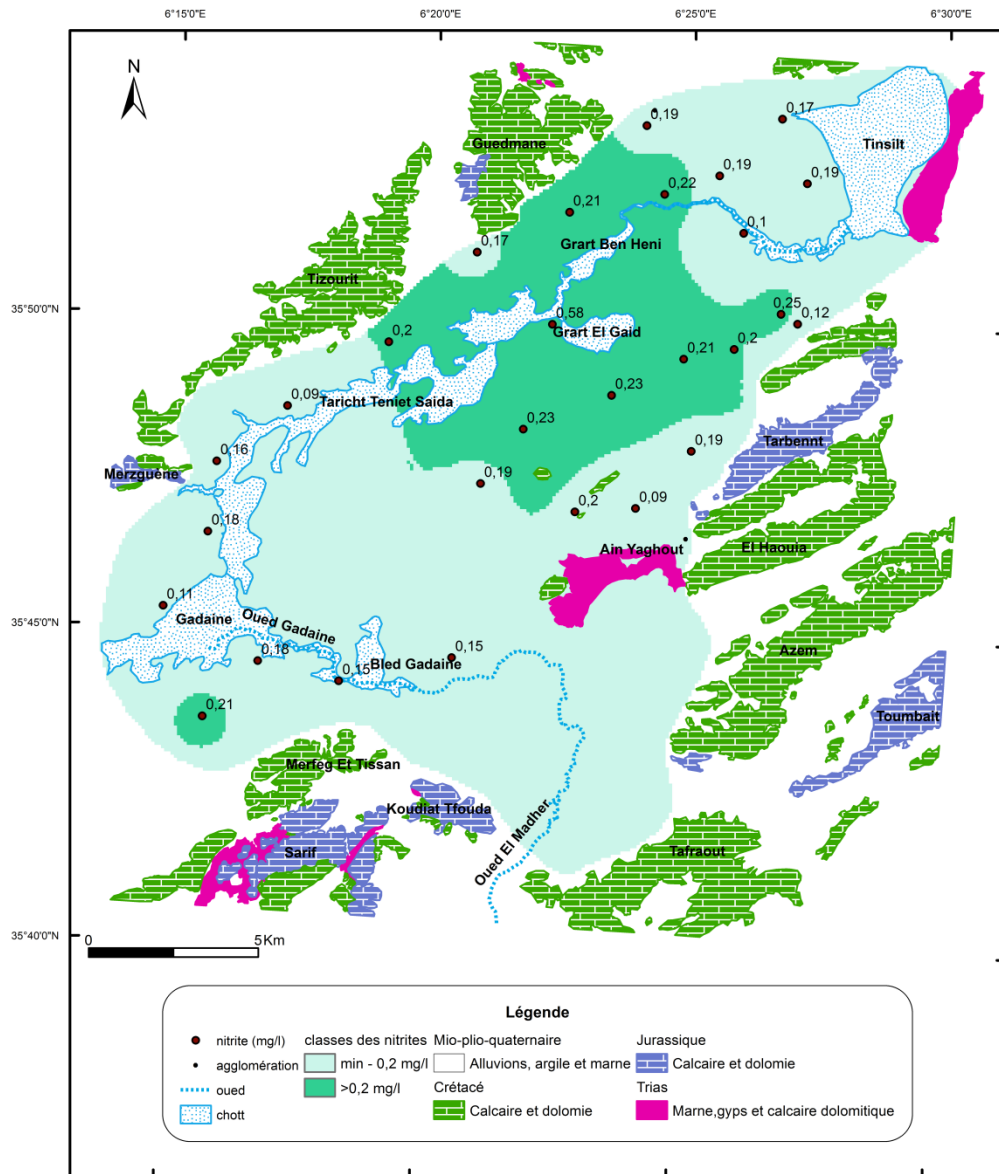


Figure VI.9 : Variation du (NO_2^-) des eaux souterraines de la plaine de Gadaine-Ain Yaghout (Juin 2018).

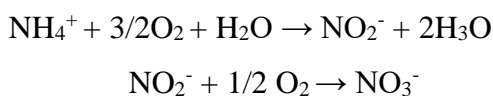
VI.2.2.2.2. Ammonium (NH_4^+) :

a- Nature, utilisation et sources dans l'environnement :

Sont désignées sous le terme ammoniac, des formes ionisées (ion ammonium, NH_4^+) et non ionisées (NH_3) (OMS, 2017). Les cations ammonium et l'ammoniac coexistent dans l'eau selon un équilibre qui dépend largement du pH et dans une moindre mesure, de la température (Weast et al., 1988). À 20 °C, la forme prédominante dans l'eau potable est l'ion ammonium à pH inférieur à 9.3, et l'ammoniac à pH 9.3 et plus (Baribeau, 2006).

L'ion ammonium est la forme la plus réduite de l'azote et la plus toxique dans les eaux naturelles. Lorsqu'il se trouve dans les eaux de surface, l'ammoniac peut en partie se volatiliser

dans l'atmosphère. L'ammoniac présent dans l'air peut se dissoudre rapidement dans les eaux pluviales vu sa forte solubilité dans l'eau. Il peut être consommé par les processus microbiens ou adsorbé sur les sédiments ou les matières organiques en suspension. Dans les eaux de surface et les eaux souterraines, l'ammoniac peut subir une transformation séquentielle suivant deux processus du cycle de l'azote : la nitrification et, dans une moindre mesure, la dénitrification. Les nitrates et les nitrites formés par le mécanisme de nitrification aérobie peuvent être absorbés par les plantes aquatiques et d'autres organismes. L'azote élémentaire formé par le mécanisme de dénitrification anaérobie se volatilise dans l'atmosphère (Environnement Canada et Santé Canada, 1999; ATSDR, 2004). La nitrification de l'ammonium par voie aérobie se fait selon les réactions suivantes, (Martin, 1979) :



Les niveaux naturels dans les eaux souterraines et les eaux de surface sont habituellement inférieurs à 0,2 mg/l (Bouwer et Crowe, 1988). Les eaux souterraines en anaérobiose en contiennent jusqu'à 3 mg/l. La présence de l'ion ammonium est ainsi caractéristique des nappes captives et peut être un indice d'une activité biogéochimique importante (pollution bactérienne) (BRGM, 2007).

Les sources d'azote ammoniacal sont principalement : les eaux météoriques (0.1 à 2 mg/l) (BRGM, 2007) et dans le sol elles sont nombreuses. Elles comprennent entre autres les engrais naturels ou synthétiques, la décomposition des excréments du bétail, la décomposition des matières organiques issues des végétaux et des animaux morts et, indirectement, la fixation naturelle de l'azote atmosphérique par les bactéries à vie autonome qui fixent l'azote (ATSDR, 2004 Xia et al., 2011). En fait, après application d'un engrais azoté sur un sol, la quantité d'ammoniac dans ce sol a décru pour atteindre des concentrations faibles en quelques jours. Cependant, la présence de fortes concentrations d'ammoniac dans une petite zone (à cause d'un déversement ou d'une application excessive d'engrais) inhibe la transformation de l'azote par les processus microbiens. Dans de telles conditions, d'autres processus physiques et chimiques, dont la fixation sur les particules du sol et la volatilisation dans l'atmosphère, gouverneront le devenir de l'ammoniac jusqu'à ce que la concentration de ce composé revienne à des valeurs correspondant aux concentrations naturelles (Atlas et Bartha, 1998).

L'ammoniac peut se retrouver dans l'eau potable par suite de l'ajout de ce composé à des fins de désinfection par les chloramines (Bouwer et Crowe, 1988). Le mortier de ciment recouvrant les tuyaux du réseau de distribution de l'eau peut également entraîner la libération d'ammoniac et créer des problèmes de qualité de l'eau dans ce réseau (OMS, 2003), ou encore il peut être formé par réaction entre les nitrates et la surface métallique des tuyaux (U.S. EPA, 2002; Harrington et al., 2003; Edwards et Dudi, 2004; Huang et Zhang, 2005; Zhang et al., 2009)

Les effluents d'eaux usées (municipales et industrielles) traitées peuvent constituer une source d'ammoniac et d'autres composés azotés dans les eaux de surface (Skadsen et Cohen, 2006).

Chez les sujets humains en santé, l'ammoniac est métabolisé de manière efficace par le cycle de l'urée, principalement dans le foie, et est éliminé par l'urine et les matières fécales (Fürst et al., 1969; Richards et al., 1975).

L'utilisation de divers produits de consommation peut entraîner une exposition à l'ammoniac. Ce dernier est un produit d'utilisation courante en milieu domestique et industriel. Il entre souvent dans la composition des produits de nettoyage, des détergents, dans la préparation d'aliments pour animaux et dans la fabrication de fibres, de plastiques, d'explosifs, de papier et de caoutchouc (ATSDR, 2004), dans la préparation d'aliments, de boissons et des colorants (Camford Information Services, 2003), ainsi que comme agent de traitement dans la transformation du cuir et comme refroidisseur dans la transformation des métaux.

b- Résultats et interprétation des analyses :

L'ammonium a été retrouvé dans tous les points d'eaux. Les concentrations observées, durant cette campagne, dans l'ensemble sont entre 0.13 et 0.93 mg/l, avec un écart type relativement faible (0.17). Ces concentrations dépassent la norme (0.5 mg/l) au sein de trois échantillons : F97, F112 et F158 (Fig.VI.10). Les teneurs les plus importantes en ammonium (supérieures à 0.5 mg/l) sont mesurées sur les eaux les moins riches en oxygène (les concentrations en oxygène dissous sont successivement : 8.8, 6.9 et 9.7 mg/l). Compte tenu de ces concentrations moyennes en oxygène dissous, la présence d'ammonium est donc ici un indice d'activité biochimique, toutefois modérée, et est un indicateur d'une pollution par des eaux usées domestiques (rejetées dans les fosses septiques, les oueds et les chotts), des déchets d'animaux et par l'utilisation des engrais de type : « Ammonitrate NH_4NO_3 , Sulfate d'ammonium $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4^{2-}$ et Urée $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ». L'azote libéré, après transformation de ces engrais, est entraîné depuis la surface par les eaux d'irrigation vers la nappe. En raison du manque des résultats d'analyse des eaux usées rejetées par l'usine « SARL SPL Métal » (sise au village d'Ain Yaghout) qui probablement utilise des eaux de refroidissement du métal inévitablement contaminées par l'ammoniac, peuvent constituer une source supplémentaire de cet élément.

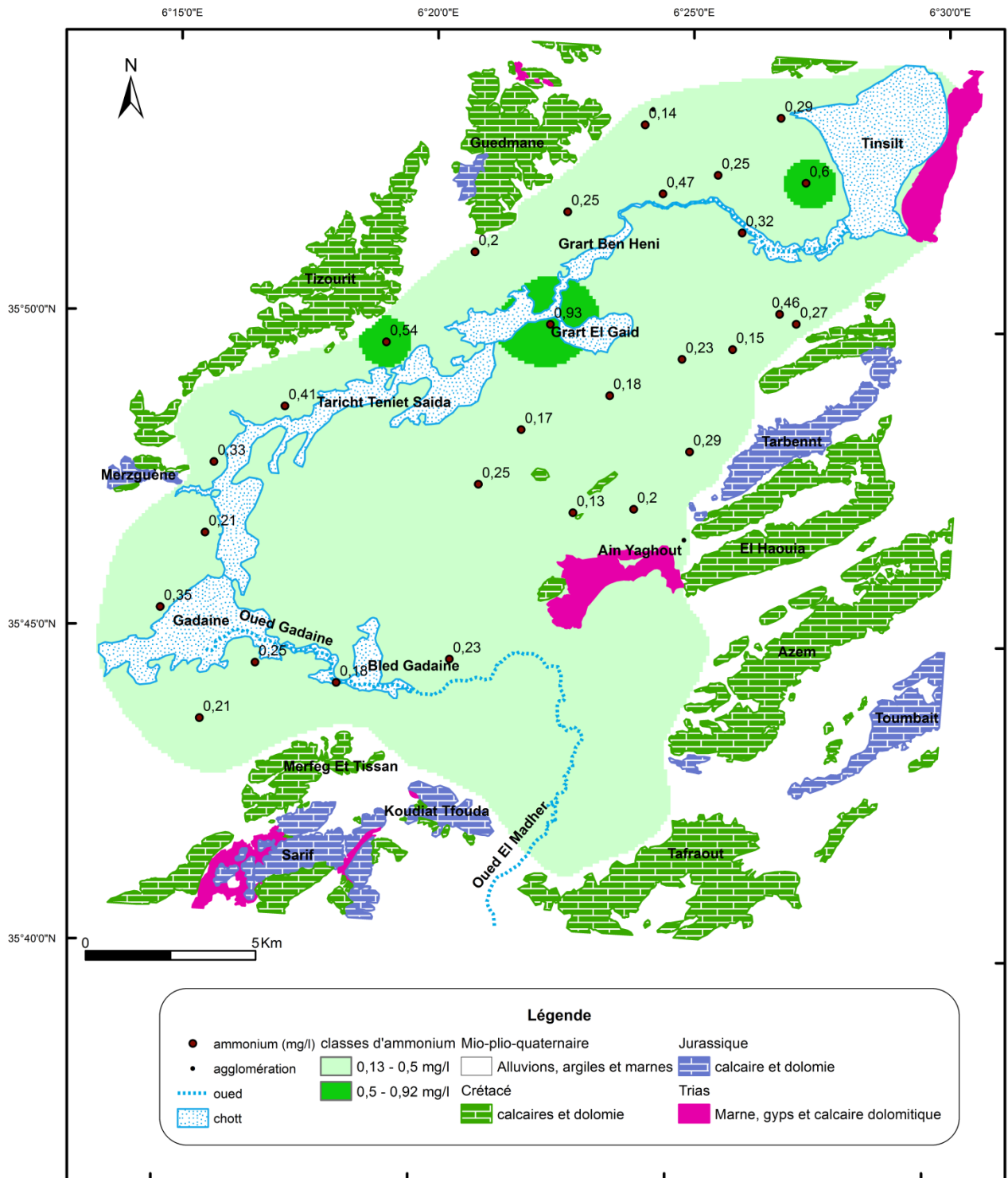


Figure VI.10 : Variation du (NH₄⁺) des eaux souterraines de la plaine de Gadaine-Ain Yaghout (Juin 2018).

VI.3.8.4. Phosphate (PO₄³⁻) :

a- Nature et origines des phosphates dans les eaux :

Les phosphates sont des composés phosphorés. Ils sont présents dans l'eau sous forme inorganique (des orthophosphates (H₂PO₄⁻, HPO₄²⁻, PO₄³⁻) qui sont des sels minéraux de

l'acide phosphorique (H_3PO_4) ou des polyphosphates (molécules plus complexes de phosphates minéraux)) et organiques (des molécules de phosphates associées à des molécules à bases carbonées). Ils peuvent se retrouver sous formes dissoutes et/ou particulières (associés aux particules en suspension, de sédiment, ou de sol). Les réactions chimiques entre les différentes formes de phosphate sont données par :



Le phosphore est naturellement présent dans certaines roches (ignées et sédimentaires). Le lessivage de celles-ci par les processus naturels d'érosion conduit à sa solubilisation dans les milieux aquatiques (in BANAS D. et LATA J. C.)

Les orthophosphates dissous dans l'eau sont utilisables pour la croissance des végétaux. Lors de la décomposition de la matière organique phosphorée, les bactéries la transforment en phosphates minéraux dissous. Par conséquent lors de l'infiltration de l'eau dans les sols, une fraction des phosphates initialement dissous dans l'eau sera retenue par les particules de sol. Une partie est généralement entraînée et contamine les eaux superficielles et les nappes phréatiques.

Dans les urines, le phosphore est présent majoritairement sous forme de phosphates inorganiques (Petry et al., 2002), outre les fèces excrétées par les animaux et les hommes constituent également une source de phosphore. Si cette source peut être considérée comme naturelle, l'élevage (troupeaux, aquaculture) constitue une pollution supplémentaire.

L'utilisation d'engrais phosphatés pour la fertilisation des terres agricoles peut constituer la principale source artificielle d'enrichissement des eaux en phosphore.

Les agglomérations urbaines conduisent à des concentrations ponctuelles des rejets d'eaux domestiques. Dans les eaux usées, la part des rejets humains ne représente que 30 à 50 % du P total, le reste provenant des produits de nettoyage (Rodier et al., 1996). Dans les pays méditerranéens où l'eau est plus dure, la consommation de détergents (les lessives textiles et produits vaisselle) est plus importante (Fox et al., 2002). Les phosphates sont également utilisés comme anticalcaires et inhibiteurs de corrosion dans les canalisations de distribution d'eau.

Les autres usages industriels du phosphore (chimie de synthèse, photographie, ...etc.) constituent des sources ponctuelles moins importantes de contamination des eaux.

b- Résultats et interprétation des analyses :

Les analyses effectuées dans les eaux souterraines révèlent des teneurs bien plus élevées que la norme de l'ADE (5 mg/l), comprises alors entre 7.2 et 12.4 mg/l. Parmi les 28 points, trois d'entre eux présentent des concentrations dépassant 10 mg/l qui sont F69 et F112 (situés successivement à côté du chott de Gadaïne et de Grart El Gaïd), ainsi que F63 (près d'oued El

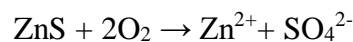
Madher). L'utilisation d'engrais phosphatés de type «TSP = triple super phosphate », l'élevage des troupeaux ainsi que les rejets ponctuels d'eaux domestiques dans les chotts et dans oued El Madher sont les principales sources de contaminations des eaux souterraines de la plaine.

VI.2.2.3. Métaux lourds :

VI.2.2.3.1. Zinc (Zn^{2+}) :

a- Nature et origines, utilisations et effets du zinc :

Le zinc est un métal, exclusivement présent sous l'état d'oxydation (+2) dans le milieu naturel. Il a un comportement chalcophile (Mahan, 1987), c'est pourquoi la forme minérale la plus commune du zinc est la sphalérite (ZnS), qui est souvent associée aux sulfures de certains autres éléments métalliques tels que le plomb (galène (PbS)), le cuivre, le cadmium et le fer (marmatite (Zn,Fe)S) (U.S. Environmental Protection Agency, 1976). Outre, la wurtzite (blende) a la même composition chimique mais cristallise dans le système hexagonal (Hurlbut & Klein, 1982). Le zinc se rencontre aussi sous forme de calamine ou smithsonite ($ZnCO_3$) dans les sédiments carbonatés; les autres formes du zinc sont habituellement des produits d'oxydation de la sphalérite (U.S. Environmental Protection Agency, (1976), Hem J.K., (1970)), selon la formule suivante :



Les carbonates, les oxydes et les sulfures de zinc sont peu solubles dans l'eau; par conséquent, les concentrations de zinc présentes dans les eaux naturelles sont faibles. Les chlorures et les sulfates, qui sont très solubles, y sont hydrolysés en hydroxydes et en carbonates. Les teneurs en zinc dissous sont encore diminuées par adsorption sur les hydrolysats sédimentaires (Hem J.K., 1970).

Le zinc, relativement mobile est facilement adsorbé par les constituants du sol organiques et minéraux. Une baisse d'une unité pH multiplie la solubilité du zinc par 100. Dans les sols lessivés acides le Zn accompagne l'argile dans sa migration et s'accumule dans l'horizon enrichi en argile (Duchaufour, 2001). Le zinc peut donc être mobile et migrer facilement en profondeur.

Bien que les niveaux de zinc dans les eaux de surface et les eaux souterraines n'excèdent habituellement pas 0.01 et 0.05 mg/l, respectivement, les concentrations dans l'eau du robinet peuvent être beaucoup plus élevées suite à la dissolution de cet élément à partir des tuyaux galvanisés (OMS, 2017), les réservoirs à eau chaude et les garnitures en laiton (National Academy of Sciences, 1972).

L'eau renfermant du zinc à des concentrations supérieures à 5 mg/l peut apparaître opalescente et forme un film graisseux quand elle est portée à ébullition.

Les différentes sources du zinc sont l'industrie principalement sous forme de sulfures (ZnS), l'activité urbaine et le trafic routier. Les apports par voie atmosphérique ont été estimés entre 80 et 500 g/ha/an (Baize, 1997). Le Zn peut être épandu sur les sols agricoles par le biais des boues urbaines, et un enrichissement notable peut être observé dans les fumiers et lisiers d'animaux d'élevage, principalement pour les bovins dont l'alimentation peut être enrichie en Zn (comme pour Cu).

Le zinc est employé dans de nombreux alliages, pour la galvanisation des pièces métalliques, dans la fabrication de pigments de teinture, de vernis, comme raticide et dans la fabrication de produits phytosanitaires.

Bien que l'eau de boisson contienne rarement du zinc à des concentrations supérieures à 0,1 mg/l, les niveaux dans l'eau du robinet peuvent être nettement plus élevés à cause du zinc présent dans les matériaux galvanisés plus anciens utilisés en plomberie ; cette présence peut constituer un indicateur d'une teneur élevée en cadmium, également contenu dans de tels matériaux anciens (OMS 2017).

b- Résultats et interprétation des analyses :

Des traces de zinc ont été détectées au sein de tous les échantillons analysés. Les teneurs variant entre 0.02 et 2.3 mg/l, sont inférieures à la valeur guide proposée par l'ADE (5 mg/l), sachant que le maximum a été enregistré dans le point F112 (Fig.VI.11).

Le lessivage de la sphalérite des dolomies liasiques du Djebel El Haouia (in Ferkous H., 2007) peut être la source naturelle du zinc dans ces eaux. Une origine agricole (fumiers, lisiers et fertilisants) est également responsable à l'apparition du Zn^{2+} dans les eaux analysées.

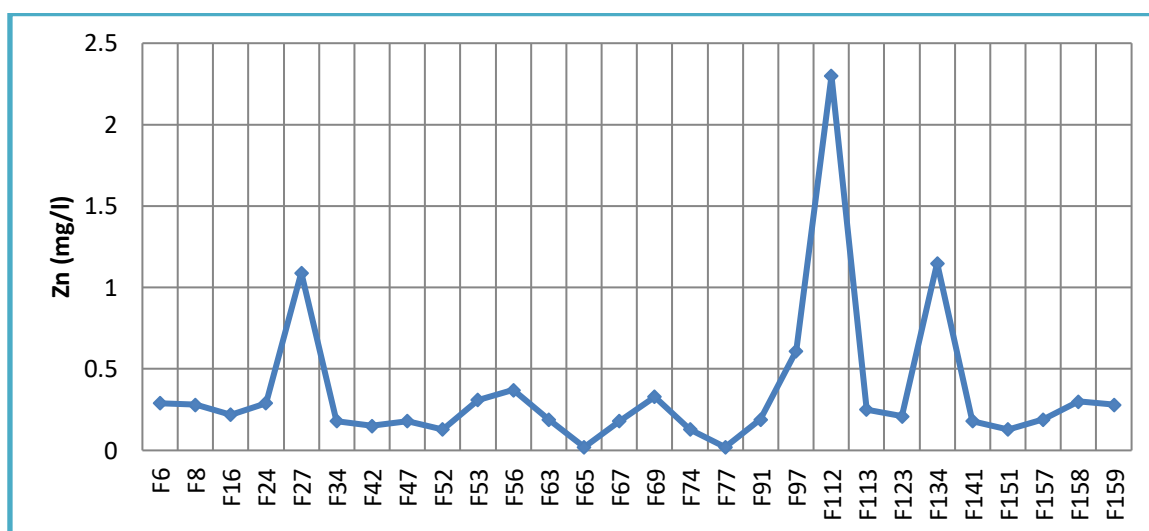


Figure VI.11 : Variation du (Zn^{2+}) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).

VI.2.2.3.2. Cuivre (Cu^{2+}) :

a- Nature, origines, utilisations et effets du Cuivre dans l'eau :

Le cuivre est présent naturellement dans la croûte terrestre, sous forme de gisement minéral comme minerais sulfurés (les plus abondants étant la chalcopryrite (CuFeS_2) et la chalcocite (Cu_2S)) ou, moins fréquemment, sous forme de métal (CCME, (1999); Mauceri et Mishra, (2014)).

Il peut entrer dans les sources d'eau par des processus naturels, comme le vieillissement climatique de ces gisements minéraux primaires qui libère des formes secondaires de cuivre, tels que les minerais de carbonate de cuivre (malachite et azurite) et les minerais d'oxyde de cuivre (cuprite) (CCME, (1999); ATSDR, (2004); Ellingsen et coll., (2007); Riedel, (2008); Mauceri et Mishra, (2014)).

Dans l'eau, la spéciation du cuivre est complexe et elle est le jeu de nombreux facteurs comme la source d'eau (le Cu^{2+} est moins biodisponible dans l'eau dure que dans l'eau douce), la composition chimique de l'eau (alcalinité, force ionique, oxygène dissous, pH et Eh), l'interaction sédiments-argiles humides (tributaire du pH), ainsi que la présence de ligands complexant (organiques et inorganiques), de matières particulaires en suspension ainsi que de carbone (OMS, (2004); Cuppett et al., (2006); Kiaune et Singhasemanon, (2011)).

De plus, l'activité humaine : comme l'exploitation minière, la gestion des déchets industriels et municipaux (la moyenne géométrique des concentrations de cuivre dans l'urine était de $10 \mu\text{g/l}$ pour l'ensemble de la population canadienne âgée de 3 à 79 ans (Santé Canada, 2013)), l'agriculture (lessivage des terres cultivées traitées par les insecticides, fongicides, algicides (contenants $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), antimicrobiens) et le traitement de l'eau, peuvent générer des accumulations localisées de cuivre et augmenter la concentration de cuivre dans un voisinage (ATSDR, (2004); Mauceri et Mishra, (2014)).

Le cuivre est utilisé comme supplément alimentaire pour les animaux de ferme (Nicholson et al., (1999); Xiong et al., (2010)) ; une partie du cuivre est absorbée par l'animal et le reste est excrété. Il a été rapporté, dans le cadre d'une étude menée en Chine, que la teneur en cuivre du fumier était de 699.6 mg/kg (porcins); de 31.8 mg/kg (bovins); de 81.8 mg/kg (volaille); et de 66.85 mg/kg (ovins).

Ainsi, le cuivre peut entrer dans les sources d'eau par la corrosion des tuyaux et des raccords des réseaux de distribution d'eau; la corrosion dépend de la composition chimique de l'eau (pH bas, haute température, dureté réduite) (OMS, (1998); NRC, (2000); Ellingsen et al., (2007)).

Le cuivre métallique est utilisé dans de nombreux produits, comme les tuyaux, les pigments de peinture, les huiles produites en raffinerie, de même que dans les matériaux de construction, comme les composants électroniques clignotants, les tubes et les feuilles (ATSDR, (2004); OMS,

(2011); Stewart et al., (2012); Gaetke et al., (2014); Ellingsen et al., (2015)). Il est utilisé, entre autres, dans les ustensiles de cuisine et les pièces de monnaie. Les nanoparticules de cuivre sont de plus en plus utilisées, par exemple dans les produits antimicrobiens comme les dispositifs biomédicaux et chirurgicaux (Ingle et al., 2014).

La libération de cuivre dans l'eau peut colorer l'eau en bleu vert pâle et lui attribuer un goût métallique et amer (Georgopoulos et al., (2001); Cuppett et al., (2006); Omur-Ozbek et Dietrich, (2011)) ainsi qu'il peut tacher la lessive, les cheveux et les accessoires de plomberie.

b- Résultats et interprétation des analyses :

Le cuivre a été détecté dans tous les points échantillonnés, un maximum de 0.44 mg/l est enregistré dans l'échantillon (F112) situant dans les argiles qui ont la capacité de fixation de cet élément. Ses concentrations oscillent entre 0.003 (F69) et 0.44 (F112) mg/l et restent largement en dessous de la norme algérienne et celle de l'OMS (2 mg/l) (Fig.VI.12).

L'existence du cuivre dans les eaux analysées est liée à l'altération des minerais de malachite et d'azurite encaissées dans les dolomies et les calcaires dolomités qui sont localisés à Djebel El Haouia et au voisinage de la grande faille d'Ain Yaghout (in Ferkous H., 2007), d'une part. D'autre part, le lixiviat des déchets animaux stockés sous forme des tas et le lessivage des sols après l'épandage des fertilisants dans les parcelles agricoles constituent une origine supplémentaire du Cu.

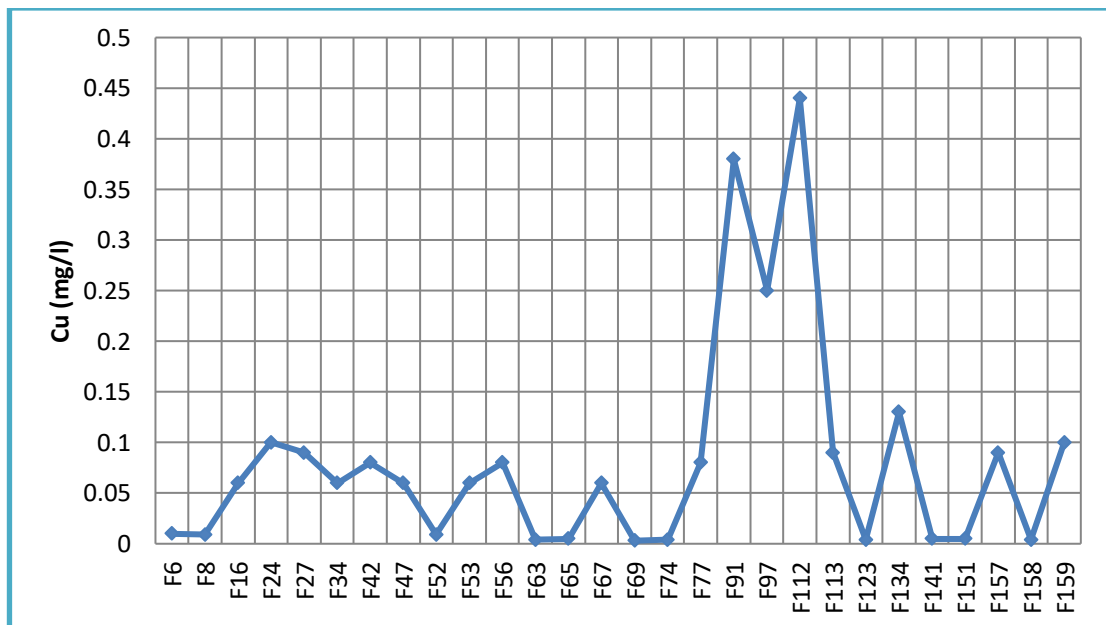


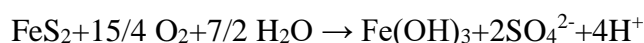
Figure VI.12 : Variation du (Cu²⁺) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.

VI.2.2.3.3. Fer (Fe²⁺) :

a- Nature et origines et effets du fer dans les eaux :

En abondance, le fer est le quatrième élément dans l'écorce terrestre et le premier parmi les métaux lourds. On le trouve surtout sous forme de Fe²⁺ (fer ferreux) ou de Fe³⁺ (fer ferrique).

Les principaux minerais de fer d'importance commerciale sont la magnétite (Fe₃O₄), la sidérite (FeCO₃), la limonite et l'hématite (Fe₂O₃). De plus, la pyrite qui en contact avec l'oxygène s'oxyde et au contact de l'eau libre en solution le fer ferrique ainsi que des sulfates et génère de l'acidité selon la formule suivante :



Cette réaction est au cœur de la génération des drainages acides (Rimstidt et Vaughan, 2003) qui produit des eaux très enrichies en fer et en sulfates. Ces solutions débouchent selon les paramètres physico-chimiques sur plusieurs types de minéraux tels que : goethite (FeO(OH)) et jarosite (sulfate hydraté de fer et de potassium) (Bigham et Nordstrom, (2000) ; Jambor et al., (2000) ; Stoffregen et al., (2000) ; Velasco et al., (2005)).

Le fer est présent dans les eaux douces naturelles à des niveaux compris entre 0.5 et 50 mg/l (OMS, 2017). On le trouve généralement dans les eaux de surface sous forme de sels contenant du Fe³⁺ lorsque le pH est supérieur à 7. La plupart de ces sels sont insolubles et sont précipités ou adsorbés sur différentes surfaces. Par conséquent, la concentration de fer dans les eaux bien aérées est rarement élevée. En milieu réducteur, comme dans certaines eaux souterraines, certains lacs ou certains réservoirs, et en l'absence de sulfure et de carbonate, on peut trouver du Fe²⁺ soluble en concentration élevée (Hem J.D., 1972). Les eaux souterraines en anaérobiose peuvent contenir du fer ferreux à des concentrations allant jusqu'à plusieurs milligrammes par litre sans changement de couleur ou de turbidité dans l'eau quand elle est pompée directement à partir d'un puits. Cependant, quand il est exposé à l'air, le fer ferreux s'oxyde en fer ferrique conférant alors une coloration rouge-brun indésirable à l'eau (OMS, 2017).

Dans le réseau d'aqueduc, le fer peut sédimenter dans les conduites principales et abaisser graduellement le débit. Il peut aussi promouvoir la croissance des ferrobactéries ; ce sont des microorganismes qui tirent leur énergie de l'oxydation du Fe²⁺ en Fe³⁺. Ce phénomène conduit au dépôt d'une pellicule biologique sur la paroi des conduites d'aqueduc. Ces problèmes apparaissent ordinairement lorsque la concentration du fer dépasse 0.3 mg/l. Le fer peut également être présent dans l'eau de boisson suite à l'utilisation de coagulants à base de fer ou à la corrosion des tuyaux en acier et en fonte pendant la distribution de l'eau (OMS, 2017).

La présence du fer dans des sources naturelles d'approvisionnement en eau est attribuable à la décomposition de la roche et des minéraux, aux eaux acides de drainage des mines (Bell A.V.,

1975), aux effluents d'égouts (Oliver B.G. et Cosgrove E.G., 1975), aux eaux de lessivage de décharges contrôlées (James S.C., 1977), ainsi qu'aux rejets des secteurs industriels qui traitent le fer (Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs, 1976). En plus, moins de 1 mg par jour de fer endogène (adsorbé par l'organisme) est perdu par la peau, les fèces et l'urine (Green R. et al., 1968).

En concentration supérieure à 0.3 mg/l, le fer peut tacher la lessive et les appareils de plomberie (comme la robinetterie) et donner un goût déplaisant aux boissons. La précipitation du fer en excès donne à l'eau une couleur rouge brun désagréable. Le fer stimule également la croissance de « bactéries du fer » qui tirent leur énergie de l'oxydation du fer ferreux en fer ferrique et déposent, au cours de ce processus, une couche muqueuse sur la tuyauterie.

b- Résultats et interprétation des analyses :

En excluant la valeur de 0.35 mg/l (F112), une teneur au-delà de la limite fixée par l'ADE, les concentrations observées dans l'ensemble sont entre 0.014 et 0.19 mg/l et restent en dessous de la norme (0.3 mg/l), (Fig.VI.13).

Les eaux souterraines circulent, d'une part dans les régions où la tectonique affecte les calcaires du Jurassique moyen et les dolomies liasiques renfermant des brèches à ciment calcito-hématitique et des masses ferrugineuses (in Ferkous H., 2007), et d'autre part dans les argiles, peuvent contenir du fer en lessivant ces formations. Plusieurs explications sont ainsi possibles pour expliquer la présence de cet élément comme, les rejets de l'usine de production sidérurgique et transformation du fer ainsi aux effluents d'égouts.

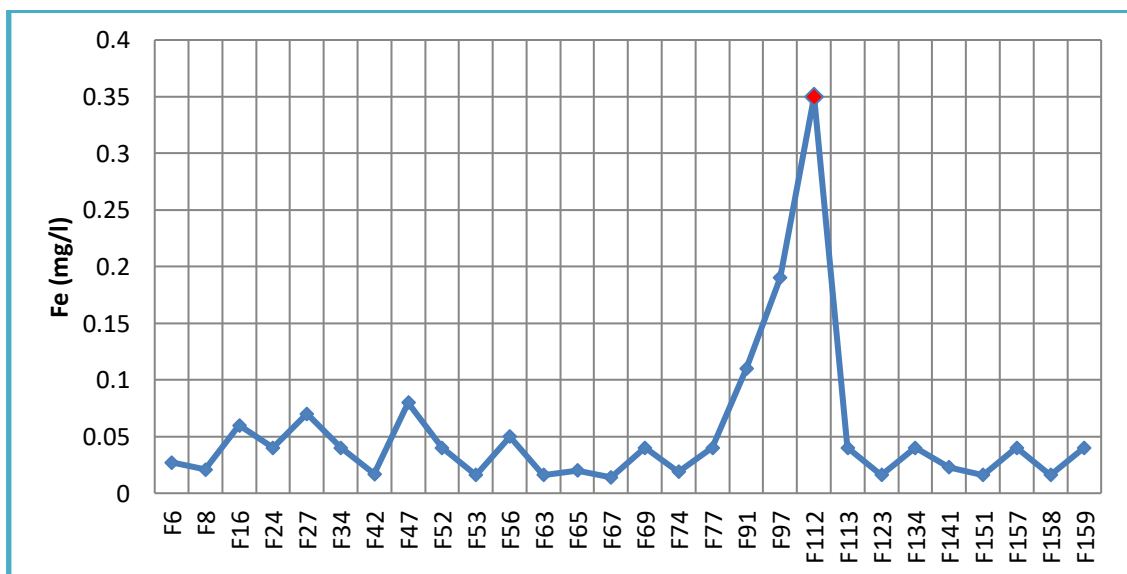


Figure VI.13 : Variation du (Fe²⁺) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).

VI.2.2.3.4. Cadmium (Cd²⁺) :

a- Généralités, sources et utilisations du cadmium :

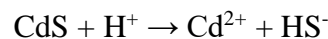
Le cadmium est un métal blanc argenté, brillant, mou et malléable. Il ternit au contact de l'air (Callender, 2003), est très toxique sous toutes ses formes (métal, vapeur, sels, composés organiques). Il existe très rarement à l'état natif. Dans la nature, le cadmium est généralement associé au zinc, au cuivre et au plomb dans les minerais, ainsi que dans des phosphates naturels (Hurlbut Jr. et Klein C., 1982).

On le rencontre en général à l'état de sulfure, ou greenockite (CdS), qui est très rare et inexploité (Hurlbut Jr. et Klein, (1982) ; Wedepohl H.K., (1995)). Il est souvent présent comme impureté dans le minerai de zinc appelé sphalérite (ZnS) (Environnement Canada, (1972) et Lymburner D.B., (1974)). Son extraction est rentable seulement lorsqu'on grille ce minerai ou qu'on traite d'autres minerais métalliques non ferreux comme ceux de plomb et de cuivre.

Présent dans toutes les roches, le cadmium est plus abondant dans les roches sédimentaires que dans les roches magmatiques, et présente une concentration plus élevée dans les sédiments riches en carbone, sulfures et phosphates (Baize, 1997).

Dans l'eau, le cadmium se trouve soit sous forme des particules colloïdales et en suspension, qui peuvent être constituées par des sels insolubles tels que : les oxydes, les hydroxydes ou les sulfures, ou par des matières organiques ou des argiles dans lesquelles le cadmium est fixé par adsorption, échange d'ions ou par complexation (Doré, 1989), soit il se manifeste à l'état soluble sous forme divalent (Cd²⁺).

La solubilité du cadmium dans l'eau dépend, dans une large mesure, de l'acidité de ce milieu. La dissolution de cet élément en suspension ou adsorbé par les sédiments peut se produire lorsque le pH de l'eau diminue (Fleischer, M. et al., 1974). Dans les eaux naturelles, CdCO₃ est prédominant entre les pH de 8 à 10, tandis que l'ion Cd²⁺ prédomine au-dessous de pH 8 (Hem, 1972) selon l'équation suivante :



Il se peut que la teneur de l'eau en cadmium dissous soit trop faible pour qu'on puisse le détecter, même si ces solides en contiennent, et surtout si l'eau est neutre ou alcaline (Yamagata M. et Shigematsu I., 1970). La concentration de cadmium dans l'eau douce non polluée est généralement inférieure à 0,001 mg/l (Hiatt, V. et Huff, J.E., (1975), Fleischer, M. et al., (1974), Friberg L., Piscator M., Nordberg G.F. et Kjellstrom T., (1974)).

Les volcans ont aussi contribué dans la croissance des niveaux des teneurs du cadmium car ils libèrent en moyenne annuelle dans le monde de 800 à 1400 tonnes de cadmium (Miquel, 2001).

Le cadmium présent comme impureté dans les tuyaux galvanisés, ou comme métal dans les baguettes de soudage ou de brasage des tuyauteries des chauffe-eau et des fontaines réfrigérées, peut contaminer l'eau peu avant sa distribution (Nordberg G.F., 1974). Ce risque est accru si l'eau, légèrement acide, contient peu de minéraux dissous (Schroeder H.A. et Balassa J.J., 1961).

Les eaux ne contiennent en général que quelques microgrammes de cadmium par litre. Lorsque des teneurs élevées de cadmium sont rencontrées dans les eaux des nappes phréatiques, son origine doit être recherchée dans des effluents industriels (galvanoplastie, en particulier). Le cadmium peut être entraîné par les pluies à partir des fumées industrielles. De plus, la présence de cadmium comme contaminant dans les engrais (produits à partir de minerais phosphatés (OMS, 2011)) et les boues de station d'épuration utilisées en agriculture peut contribuer à la pollution de l'aquifère (in Desbordes A., 2000). Le cadmium des eaux usées urbaines peut provenir des activités domestiques car il entre à faible concentration dans la composition de produits cosmétiques et pharmaceutiques (Juste, 1995). En plus, seule une faible proportion du cadmium absorbé est excrétée, principalement dans l'urine et les fèces (Santé Canada, 1986). Hormis les eaux usées domestiques et industrielles, le cadmium peut se trouver aussi dans les déchets ménagers (Robert, 1996) et les pesticides des jardins (Juste, 1995).

Le cadmium est utilisé pour le revêtement électrolytique des métaux (comme anticorrosif) et dans certains alliages. Ces composés sont utilisés également dans les batteries électriques, les composants électroniques, les réacteurs nucléaires et comme pigments dans les plastiques (Friberg et al., (1986); Ros & Slooff, (1987)).

b- Résultats et interprétation des analyses :

Seulement les trois échantillons F27, F42 et F113 présentant des concentrations de 0.002, 0.001 et 0.002 mg/l respectivement, sont en dessous du seuil limité par l'OMS et l'ADE (Fig.VI.14). Les teneurs haussées allant de 0.21 à 0.31 mg/l sont enregistrés au Nord-est de la plaine.

La présence de la sphalérite contenant le cadmium comme un élément trace ainsi la grande solubilité de Cd a permis sa concentration dans des solutions très chargées en sulfates, ce qui a abouti à la précipitation de sels sulfatés riches en Cd, reste une hypothèse pouvant expliquer cet état de fait. Des apports anthropiques ne peuvent toutefois pas être exclus, en particulier les effluents de galvanoplastie de l'usine de sidérurgie et transformation du métal qui ne subissent aucun traitement préalable, les eaux urbaines rejetées dans les fosses septiques, les ordures ménagères ainsi l'utilisation abusive des engrais phosphatés comprenant un certain pourcentage de cadmium.

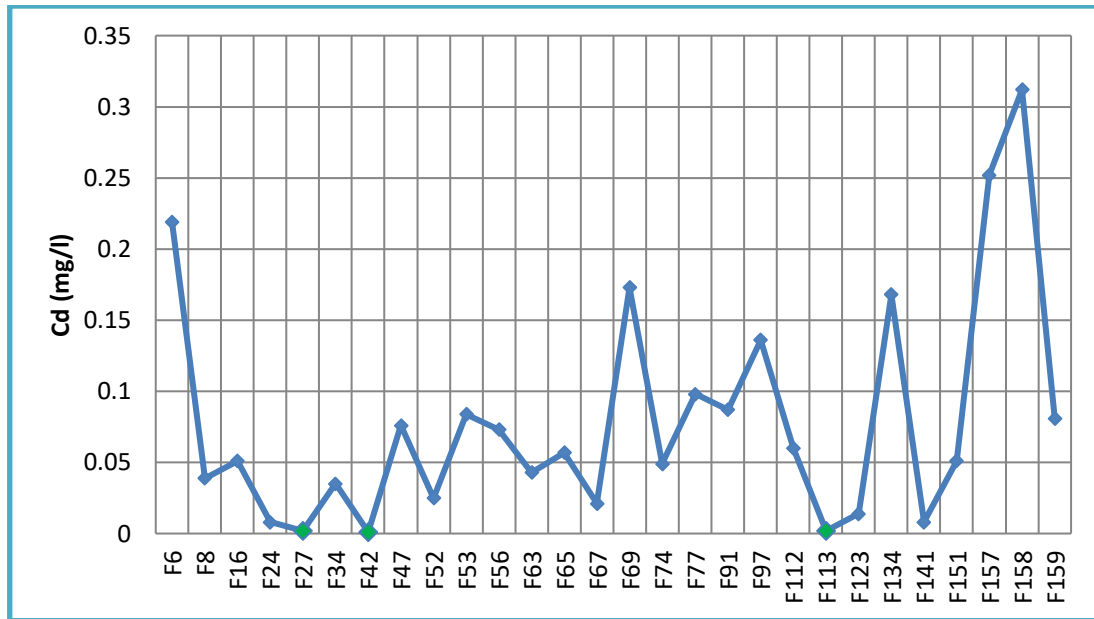


Figure VI.14 : Variation du (Cd^{2+}) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).

VI.2.2.3.5. Strontium (Sr^{2+}) :

a- Propriétés, utilisations et sources du strontium dans l'environnement :

Le strontium (Sr) se trouve uniquement à un état de valence de (+2) dans l'environnement (OMS, 2010; ANSES, 2013). Il réagit facilement au contact de l'eau et de l'oxygène, et se retrouve généralement sous forme de carbonate de strontium (SrCO_3) et de sulfate de strontium (SrSO_4) dans les minéraux, mais peut aussi être présent dans d'autres composants comme le phosphate de strontium ($\text{Sr}_3(\text{PO}_4)_2$) et en association avec des formations de roches sédimentaires (Skoryna, 1981; ANSES, 2013). Il est présent dans l'eau en tant que cation hydraté, et peut créer des complexes avec des carbonates et des silicates selon la minéralisation de l'eau (Malina, 2004; OMS, 2010). Il pénètre principalement dans l'eau par lessivage à partir du calcaire, est présent dans les roches ignées et métamorphiques, notamment dans les granites et les roches sédimentaires, et peut descendre dans les eaux souterraines (Malina, 2004). Ainsi, il se retrouve surtout dans les roches volcaniques et évaporitiques (Bakalovicz, 1979).

La mobilité du strontium dans le sol est modérée et dépend de la capacité d'échange cationique du sol, de la teneur en ions de l'eau en circulation et du pH (Kaplan et Kellum, 2010). Les sols dont la teneur en ions de calcium échangeable est faible (faible capacité d'échange cationique) ou qui sont pauvres en humus, favorisent la mobilité du strontium, étant donné que le Sr^{2+} précipite lorsqu'il réagit avec de la matière organique (ATSDR, 2004; Heuel-Fabianek, 2014).

Une petite partie adhère aux particules de métal et d'argile du sol. En fait, dans les sols légèrement acides à basiques, le strontium formera en majorité des composés insolubles (SrSO_4 lorsque le pH se situe entre 4 et 8; SrCO_3 lorsque le pH est supérieur à 8). L'eau en circulation riche en minéraux augmente également la mobilité du strontium.

La tuyauterie du réseau de distribution d'eau est vulnérable à la corrosion et à l'accumulation de dépôts de calcaire sur l'intérieur de la surface des conduites. Les produits de corrosion et les incrustations de calcaire qui se forment dans les réseaux de distribution d'eau potable servent de puits réactifs aux ions de métaux comme le plomb, le cuivre, l'arsenic, le vanadium et le strontium. Ces dépôts peuvent parfois se déloger à la suite de perturbations physiques/hydrauliques ou d'une instabilité chimique de l'eau, ce qui permet aux contaminants d'être mobilisés de nouveau dans l'eau et de créer des risques potentiels pour la santé (Ouvrard et al., 2002; Dong et al., 2003; Schock and Holm, 2003; Lytle et al., 2004; Schock, 2005; Friedman et al., 2010; Gerke et al., 2013, 2014, 2016; Schock et al., 2014).

Le strontium est principalement éliminé par l'urine et les selles chez l'humain et chez l'animal (Harrison et al., 1965; Skoryna, 1981; Schrooten et al., 1999; Cohen-Solal, 2002; EMA, 2005).

Le strontium peut être libéré dans l'environnement comme sous-produit d'autres opérations minières, (l'extraction de diamants) (De Beers Canada, 2013). Les dépôts atmosphériques attribuables à la combustion du charbon et les engrais phosphatés peuvent également contribuer dans une moindre mesure (OMS, 2010; De Beers Canada, 2013).

Le SrSO_4 (célestine ou célestite) est la principale source géochimique de strontium; elle est convertie en d'autres formes à des fins commerciales, surtout le SrCO_3 (strontianite) et le $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ (Fowler, 1991). Le SrCO_3 est utilisé dans les procédés de fabrication d'aimants permanents en céramique et de glaçure, en remplacement du plomb (Fowler, 1991; ATSDR, 2004; Ober, 2014). Il sert également à accroître la résistance et la dureté du verre, à améliorer des propriétés optiques, et à absorber les radiations (Ober, 2006). On l'emploie pour fabriquer des alliages d'aluminium utilisés dans les industries de l'aérospatiale et de l'automobile. Son utilisation répandue pour les applications électriques et la peinture s'explique par ses propriétés physiques, qui permettent la conduction à température élevée, offrent une résistance à la corrosion (Ober, 2006). Le nitrate de strontium et, dans une moindre mesure, le sulfate de strontium et le chlorure de strontium servent principalement à fabriquer des pièces pyrotechniques et des dispositifs de signalisation qui produisent une vive couleur rouge. Certains sels de strontium sont classés comme des produits de santé naturels (Gouvernement du Canada, 2003).

a- Résultats et interprétation des analyses :

Le strontium a été retrouvé dans tous les échantillons d’eaux analysés avec des teneurs comprises entre 0.014 et 0.131 mg/l. Ces valeurs restent au-dessous de 7 mg/l (c’est une concentration maximale acceptable (CMA), proposée par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l’Eau Potable (CEP) de Canada).

Chimiquement, le strontium s’apparente au calcium auquel il se substitue dans les roches carbonatées. Les milieux sédimentaires semblent être les contextes les plus favorables à l’occurrence de strontium dans l’eau, notamment les niveaux évaporitiques, riches en célestine ($SrSO_4$), minéral souvent associé au gypse ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) triasique. Par conséquent, les fortes concentrations en strontium se localisent au niveau des chotts, en provenance de lessivage des calcaires de reliefs de bordure, sous l’effet du sens de l’écoulement souterrain (Fig.VI.15).

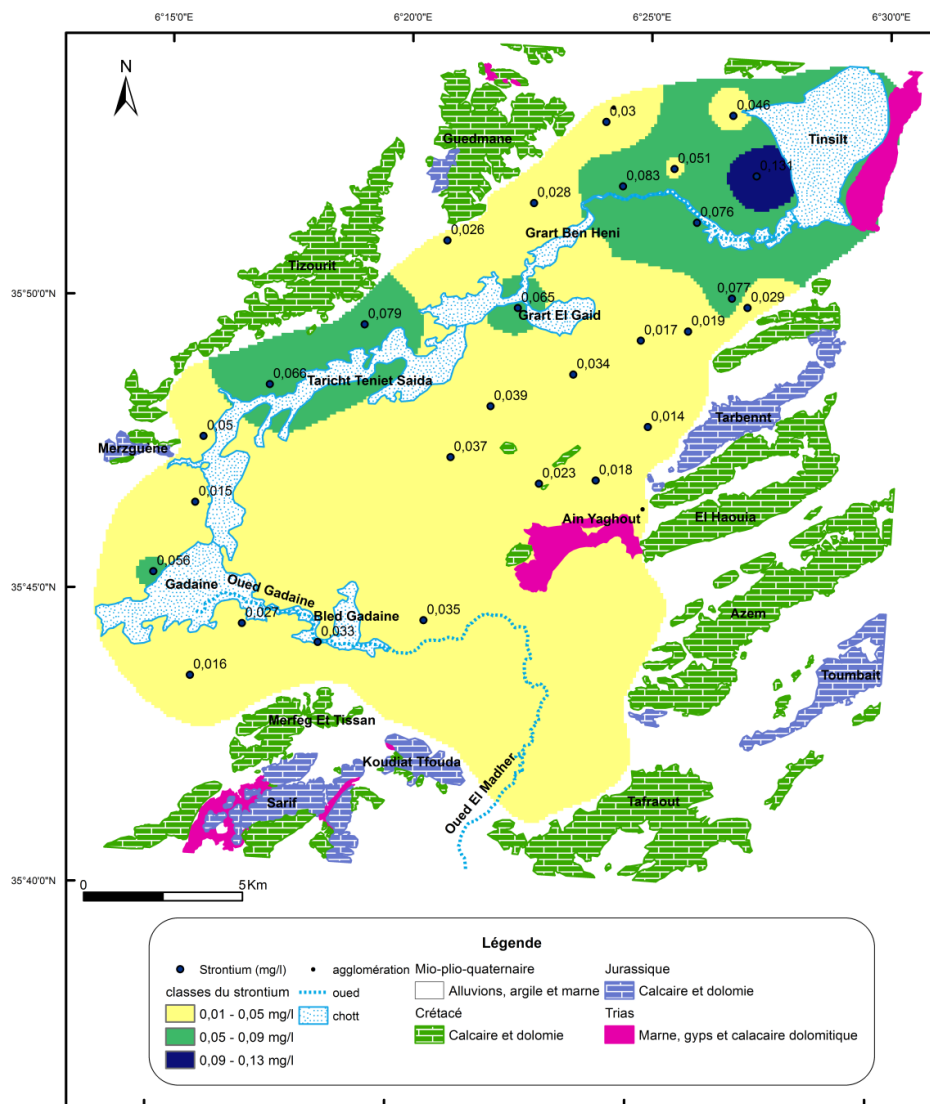


Figure VI.15 : Variation du (Sr^{2+}) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout (Juin 2018).

VI.3. Représentation simplifiée des caractéristiques chimiques des eaux :

L'utilisation des données en hydrochimie repose parfois sur des outils assez compliqués et lourds d'emploi, mais dans de nombreux cas il est heureusement possible de visualiser simplement des caractéristiques importantes d'un échantillon d'eau ou même d'un groupe de solutions.

Le recours à des diagrammes et des graphiques divers est donc assez fréquent et utile en hydrochimie. Le logiciel « Diagramme », version 6.59 (établi le 17/11/2018), est très commode et permet de représenter des différents diagrammes (comme celui de Stabler, Piper et Schöeller-Berkaloff) qui ont été conçus par Roland Simler. Donc, il est vivement conseillé d'utiliser ce logiciel pour la détermination de faciès chimiques des eaux.

VI.3.1. Diagramme de faciès chimique représentant un seul échantillon d'eau :

- Diagramme de Stabler :

Le diagramme de Stabler représente la contribution de chaque espèce ionique à la somme cationique ou à la somme anionique. Les unités sont donc des équivalents par litre ou le plus souvent, des milliéquivalents par litre. Le diagramme se décompose en deux barres, l'une pour les anions, l'autre pour les cations. Elles ont donc même longueur car les solutions sont électriquement neutres et la somme des anions est égale à la somme des cations. Ce diagramme est très utile pour l'étude des équilibres carbonatés. Il permet de représenter très rapidement l'alcalinité, l'alcalinité résiduelle calcite et les alcalinités résiduelles généralisées.

- Interprétation des résultats :

A la lumière de la figure VI.16, on constate d'une part, que les eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout présentent une dureté élevée évaluée à partir des ions calcium et magnésium, par contre, un taux d'alcalinité assez faible, ce qui donne par conséquence une alcalinité résiduelle $_{\text{calcite} + \text{sépiolite}}$ (RSC) négative. D'autre part, les teneurs en chlorures et en calcium sont dominantes par rapport au reste des ions.

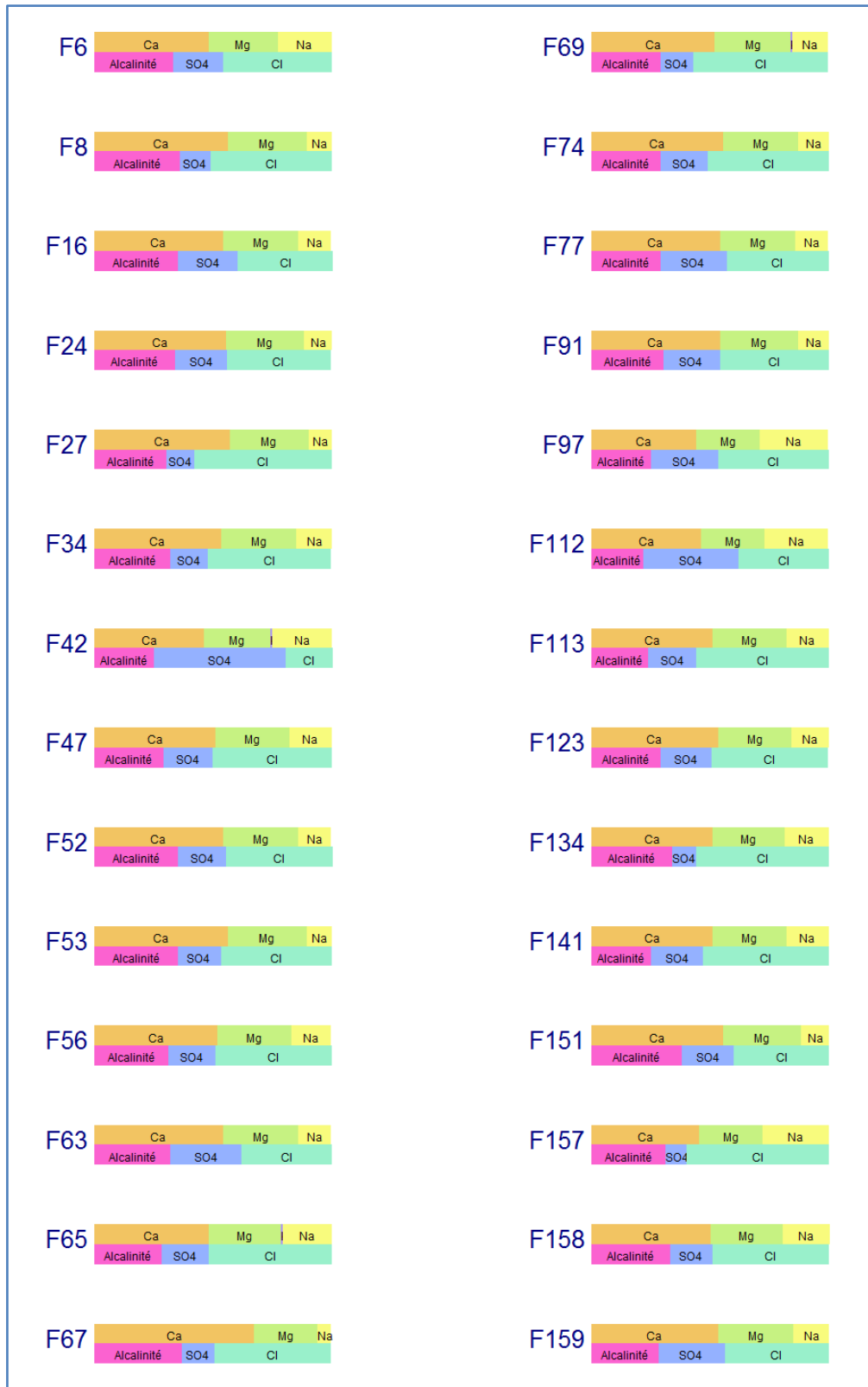


Figure VI.16 : Diagramme de Stabler des eaux souterraines de la plaine de Gadaine Ain Yaghout (Juin 2018).

VI.3.2. Diagrammes de faciès chimique pouvant représenter plusieurs échantillons d'eau simultanément :

VI.3.2.1. Diagramme de Piper :

Le diagramme de Piper (Piper, 1944) permet de représenter le faciès chimique d'un ensemble d'échantillons d'eaux. Il est composé de deux triangles permettant de représenter le faciès cationique et le faciès anionique et d'un losange synthétisant le faciès global. Ce type de diagramme est particulièrement adapté pour étudier l'évolution du faciès des eaux lorsque la minéralité augmente ou bien pour distinguer des groupes d'échantillons.

La représentation des données chimiques sur le diagramme de Piper montre que le faciès chimique dépend des conditions hydrogéologiques du système aquifère et des activités anthropiques (Durant, 1999).

- Interprétation des résultats :

Le diagramme de Piper permet de classer les échantillons analysés dans une catégorie de faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien (Fig.VI.17).

Ces résultats montrent que la minéralisation naturelle est probablement issue de l'influence des formations de l'aquifère (comme les argiles, les carbonates, les marnes et les gypses triasiques) dans l'acquisition de la minéralisation ionique de la nappe ainsi du processus évaporatoire qui concentre les éléments en donnant des formations évaporitiques au niveau des chotts. Les précipitations et le sens d'écoulement des eaux ont favorisé le lessivage des couches traversées, ce qui a engendré ce faciès.

Une origine anthropique n'est cependant pas exclue pour les chlorures, les sulfates et le calcium. Les rejets des eaux domestiques, l'utilisation des engrais et le drainage des eaux d'irrigation peuvent être à l'origine des concentrations accrues dans les eaux analysées.

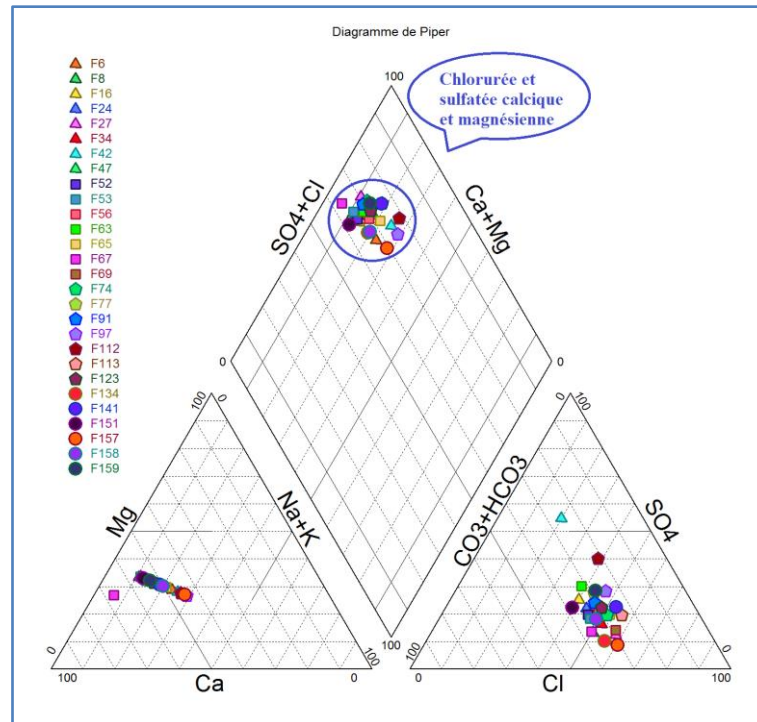


Figure VI.17 : Diagramme de piper des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout (Juin 2018).

VI.3.2.2. Diagramme de Schöeller-Berkaloff :

Le diagramme de Schöeller-Berkaloff permet de représenter les analyses chimiques de plusieurs eaux. Chaque échantillon est représenté par une ligne brisée. La concentration de chaque élément chimique est figurée par une ligne verticale en échelle logarithmique. La ligne brisée est formée en reliant tous les points figurant les différents éléments chimiques.

Un groupe d'eau de minéralité variable mais dont les proportions sont les mêmes pour les éléments dissous, donnera une famille de lignes brisées parallèles entre elles.

Lorsque les lignes se croisent, un changement de faciès chimique est mis en évidence. Il est ainsi possible de visualiser à la fois le faciès chimique, comme pour le diagramme de Piper, mais aussi la minéralisation de l'eau (sa charge dissoute), ce qui est appréciable.

Toutefois, la visualisation du faciès est moins aisée qu'avec le diagramme de Piper.

- **Interprétation des résultats :**

Les profils géochimiques obtenues par les diagrammes des figures VI.18 et VI.19 confirment principalement un faciès chloruré calcique et magnésien pour tous les échantillons et secondairement un faciès sulfaté calcique et magnésien pour les deux points d'eaux (F42 et F112).

L'acquisition de ces faciès a été signalée précédemment. Un certain parallélisme entre les lignes représentant des éléments majeurs a été observé, cela signifie qu'il y a une certaine similitude

compositionnelle entre les différentes eaux analysées et cela appuie l'uniformité des faciès trouvés pour la majorité des eaux analysées.

Le chlorure est l'élément prédominant, suggérant une forte implication des formations évaporitiques. Les bicarbonates occupent la deuxième position dans l'ordre des anions, et montrent des concentrations significatives qui peuvent être attribuées à la dissolution des minéraux carbonatés constituant les reliefs entourant la plaine. Quant aux cations, le magnésium vient en deuxième ordre après le calcium.

A l'instar des points d'eaux analysées, l'échantillon le plus minéralisé est le F158, car il représente des concentrations relativement élevées par rapport aux autres points.

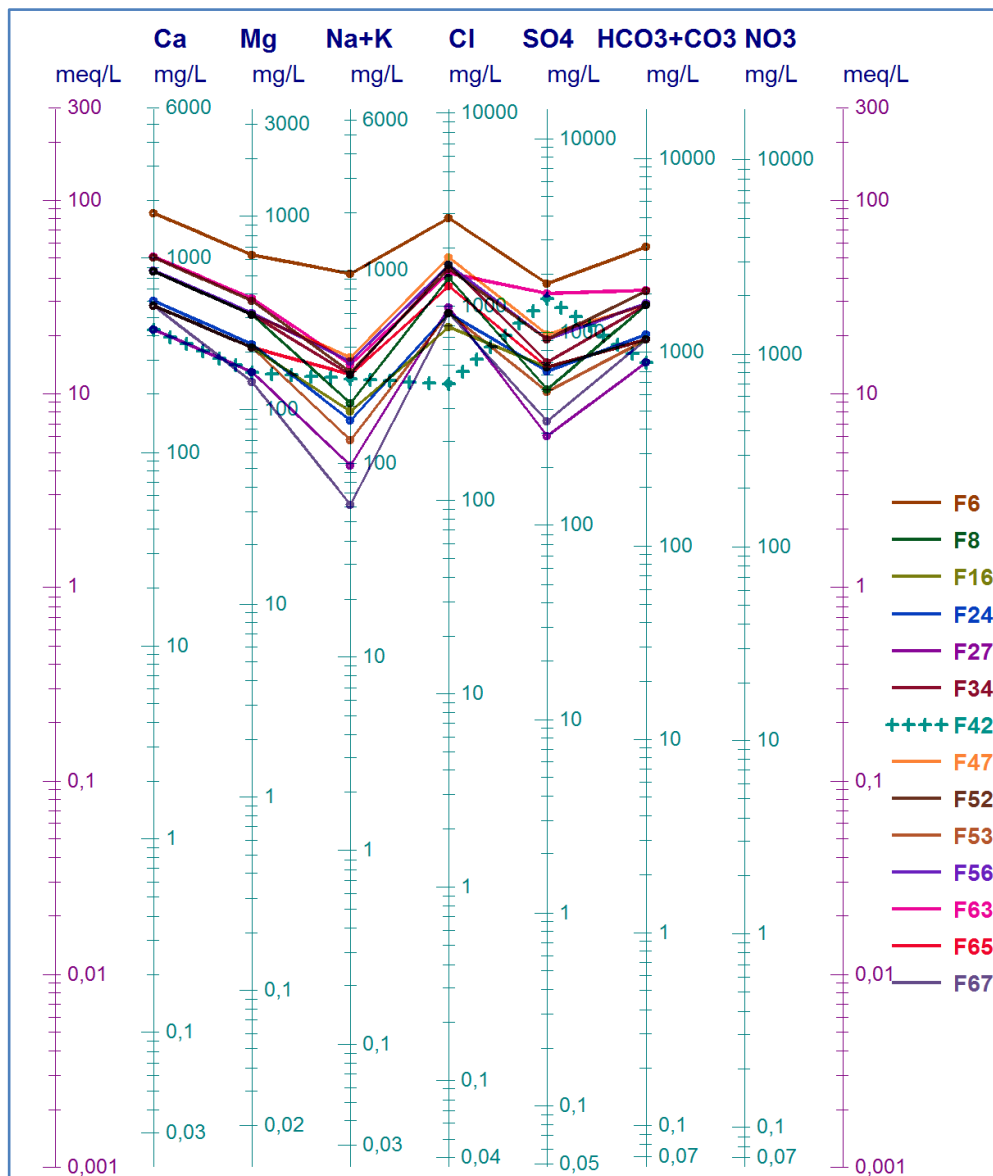


Figure VI.18 : Diagramme de Schöeller-Berkaloff des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout (Juin 2018).

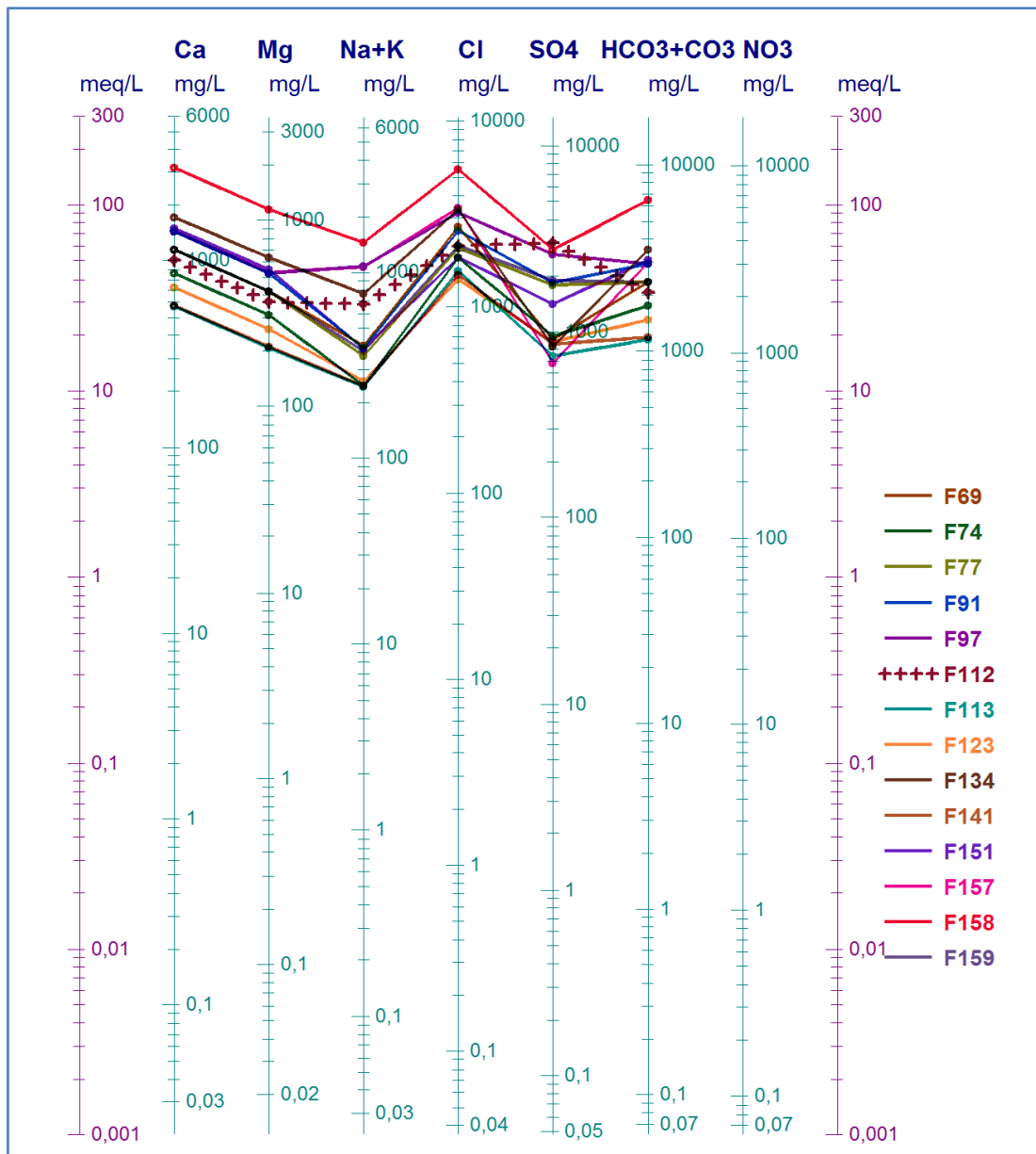


Figure VI.19 : Diagramme de Schöeller-Berkaloff des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout (Juin 2018, suite).

VI.3.2.3. Diagramme de Chadha :

C'est un nouveau diagramme par rapport à ceux utilisés précédemment. Il est proposé dans le but de classer les eaux naturelles et d'identifier les processus hydrochimiques. Ce diagramme est différent de ceux de Piper et de Durov développé, étendu par le fait que les deux triangles équilatéraux sont éliminés et que la forme du principal domaine d'étude est différente. En outre, le diagramme proposé peut être construit à l'aide de la plupart des tableurs. Ce diagramme est construit à partir de la différence en pourcentage des milliéquivalents entre les alcalino-terreux et les alcalins, exprimés comme des teneurs en réaction en pourcentage, sur l'axe des X, et de la différence en pourcentage des milliéquivalents entre les anions d'acides faibles et les anions d'acides

forts, exprimés aussi comme des teneurs en réaction en pourcentage, sur l'axe des Y. Les différences en pourcentage des milliéquivalents des coordonnées X et Y sont par la suite étendues dans les principaux sous-domaines d'étude du diagramme proposé, qui définit le caractère d'ensemble de l'eau (Chadha, 1999).

Le diagramme proposé présente tous les avantages du champ en forme de losange du diagramme de Piper et peut être utilisé pour étudier divers processus hydrochimiques, tels que l'échange de base des cations, le mélange des eaux naturelles, la réduction des sulfates, l'eau salée et d'autres problèmes hydrochimiques. Afin de définir le caractère principal de l'eau, le champ rectangulaire est divisé en huit sous-champs, chacun représentant un type d'eau, comme suit (Chadha, 1999), (Fig.VI.20) :

- 1- Les alcalino-terreux dépassent les métaux alcalins.
- 2- les métaux alcalins dominent les alcalino-terreux.
- 3- Les anions acides faibles dépassent les anions acides forts.
- 4- Les anions acides forts dépassent les anions acides faibles.
- 5- Les alcalino-terreux et les anions à acides faibles dépassent respectivement les métaux alcalins et les anions à acides forts. Cette eau a une dureté temporaire. Les positions des points de données dans le diagramme proposé représentent une eau de type $\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}\text{-HCO}_3^-$, dans ce type on trouve soit $\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}$ qui sont dominantes par rapport au HCO_3^- soit HCO_3^- domine $\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}$.
- 6- Les alcalino-terreux dépassent les métaux alcalins et les anions à acides forts sont supérieurs aux anions à acides faibles. Cette eau ne dépose pas de carbonate de sodium résiduel en irrigation. La représentation des données sur ce diagramme montre une eau de type $\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}\text{-Cl}^-$, où deux cas peuvent se présenter, soit le couple $\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}$ domine Cl^- , soit Cl^- dépasse $\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}$.
- 7- Les métaux alcalins dépassent les alcalino-terreux et les anions à acides forts sont supérieurs aux anions à acides faibles. Une telle eau crée généralement des problèmes de salinité dans les utilisations d'irrigation et de consommation. Dans le champ numéro 7 on différencie quatre classes d'eau : 1/ $\text{Na}^+\text{-Cl}^-$, 2/ Na_2SO_4 , 3/ Na^+ domine Cl^- ou 4/ Cl^- domine Na^+ .
- 8- Les métaux alcalins dépassent les alcalino-terreux et les anions à acides faibles dépassent les anions à acides forts. De telles eaux déposent du carbonate de sodium résiduel dans l'irrigation et causent des problèmes de formation de la mousse. Dans ces conditions, on trouve le type d'eau $\text{Na}^+\text{-HCO}_3^-$ où Na^+ domine HCO_3^- ou bien l'inverse.

- **Interprétation des résultats :**

La représentation des échantillons analysés sur le diagramme de Chadha (Fig.VI.19) montre une eau de type « chloruré calcique et magnésien » pour toutes les eaux de la plaine où les alcalino-terreux ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) dominant les alcalins ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) et le couple ($\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$) dépasse les bicarbonates (HCO_3^-). Les eaux de ce type acquièrent leurs minéralisation par le processus d'échange ionique inverse, ainsi ne déposent pas le carbonate de sodium résiduel en irrigation. Le facies « chloruré calcique et magnésien » est un indice d'un mélange des eaux de la nappe phréatique avec celles de la nappe profonde.

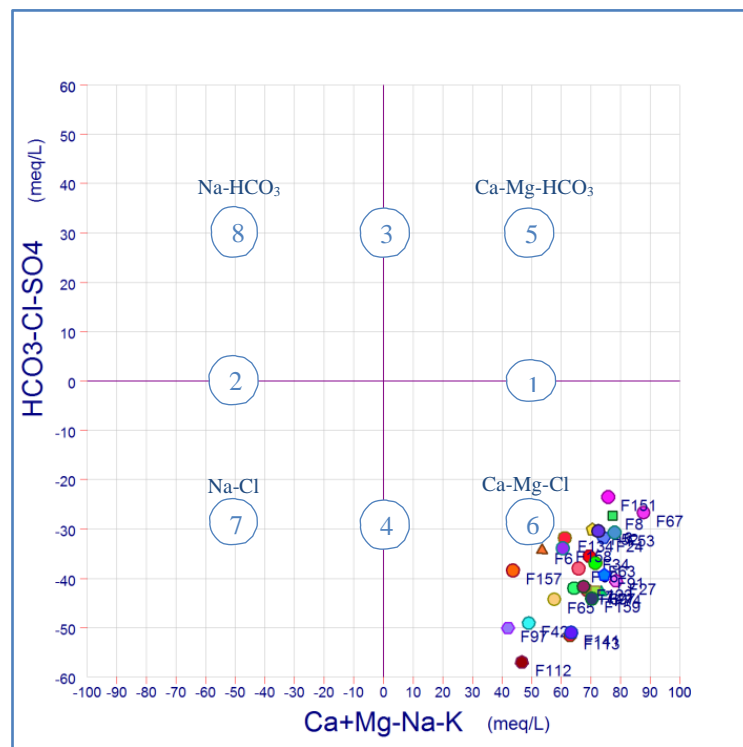


Figure VI.20 : Diagramme de Chadha pour les eaux souterraines de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout (Juin 2018).

VI.4. Analyse statistique multivariée (application de l'ACP) :

L'application de différentes techniques statistiques multivariées facilite l'interprétation de matrices de données complexes afin d'identifier des facteurs ou des sources susceptibles d'influencer le chimisme des systèmes d'approvisionnement en eau. Ces méthodes classent les paramètres chimiques en fonction de leur corrélation, suggérant une conception adéquate des variations hydrochimiques des aquifères.

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est un outil de statistique exploratoire multidimensionnel. Elle est l'une des méthodes d'analyse de données multivariées les plus utilisées.

Elle permet d'explorer des jeux de données multidimensionnels constitués de variables quantitatives.

Utiliser l'ACP pour analyser un tableau d'individus (en lignes)/variables quantitatives (en colonnes) ou une matrice de corrélation, permet :

- D'étudier et de visualiser les corrélations entre les variables.
- D'obtenir des facteurs non corrélés qui sont des combinaisons linéaires des variables de départ.
- De visualiser les observations dans un espace à deux ou trois dimensions afin d'identifier des groupes homogènes d'observations, ou au contraire des observations atypiques.

VI.4.1. Principe général de l'ACP :

L'ACP peut être considérée comme une méthode de projection qui permet de projeter les observations depuis l'espace à p dimensions des p variables vers un espace à k dimensions ($k < p$) tel qu'un maximum d'information soit conservé (l'information est ici mesurée au travers de la variance totale du nuage de points) sur les premières dimensions. Si l'information associée aux 2 ou 3 premiers axes représente un pourcentage suffisant de la variabilité totale du nuage de points, on pourra représenter les observations sur un graphique à 2 ou 3 dimensions, facilitant ainsi grandement l'interprétation.

VI.4.2. Corrélations :

L'ACP utilise une matrice indiquant le degré de similarité entre les variables pour calculer des matrices permettant la projection des variables dans le nouvel espace. Il est commun d'utiliser comme indice de similarité le coefficient de corrélation de Pearson.

VI.4.3. Etude des individus :

Pour étudier le tableau des données rectangulaires avec des individus en lignes et des variables quantitatives en colonnes, on peut considérer ce tableau comme un ensemble de lignes et de chercher les différences et les ressemblances qu'il peut y avoir d'une ligne à l'autre, ou bien on peut considérer ce tableau comme un ensemble de colonnes et chercher à voir les ressemblances entre les colonnes.

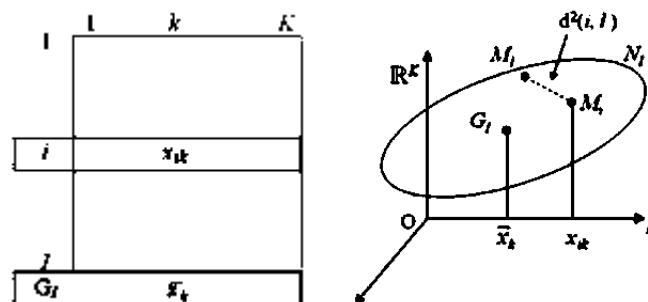
Pour l'étude statistique des individus, sur les lignes, nous devons définir quand deux individus se ressemblent du point de vue de l'ensemble des colonnes. Si nous avons beaucoup d'individus que nous voudrions faire un bilan des ressemblances : si les individus se ressemblent et sont très proches de point de vue de l'ensemble des colonnes, ainsi que d'autres individus sont proches entre eux et différents du premier groupe d'individus, nous cherchons ici à faire une

typologie et une partition des individus homogènes du point de vue de l'ensemble des variables. A l'intérieur d'un groupe, les individus se ressemblent et d'un groupe à l'autre ils sont différents (François H., 2014).

Dans l'étude des variables, on cherche les ressemblances entre ces variables qui s'appellent les liaisons. Ces liaisons linéaires sont simples et mesurées par le coefficient de corrélation. Notre objectif dans l'analyse sera de faire un bilan de ressemblances entre les variables et de visualiser la matrice de corrélation, ainsi de trouver des indicateurs qui résument beaucoup de variables ou donner une vision de l'ensemble des liaisons de variables synthétiques.

En revanche, il est nécessaire d'adresser à la notion des ressemblances des individus. Deux individus se ressemblent s'ils prennent des valeurs proches sur l'ensemble des K variables. On peut définir la distance entre deux individus grâce à Pythagore dont la distance au carré entre deux individus est la somme des carrés des écarts sur chacune des variables :

$$d^2(i, l) = \sum_{k=1}^K (x_{ik} - x_{lk})^2$$



Où :

$d_{(i,l)}$: Distance entre deux individus.

x_{ik} et x_{lk} : Coordonnées des individus.

\bar{x}_k : Moyenne des individus dans un espace de k dimension.

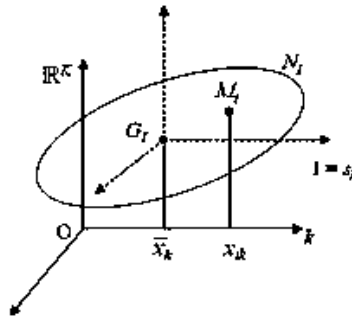
s_k : Ecart type des individus dans un espace de k dimension.

\mathbb{R}^K : Représentation des individus dans un espace de K dimensions.

N_l : Nuage des individus.

M_i et M_l : Points représentent des individus.

Donc, pour connaître les ressemblances des individus, il est nécessaire d'étudier le nuage des individus et sa forme, c'est-à-dire voir les individus qui sont proches et ceux qui sont éloignés. Pour étudier la forme des nuages, le centrage et la réduction sont deux prétraitements indispensables des données. Centrer les données est de translater le nuage des points sans modifier sa forme et de mettre l'origine au centre de gravité de ce nuage (François H., 2014).



Réduire les données, si les variables exprimées dans des unités différentes, permet de comparer les valeurs prises par ces variables. Si toutes les variables sont exprimées en même unité de mesure, la réduction permet à accorder la même importance (ou poids) à chaque variable et ne pas réduire donne plus d'importance aux variables qui ont une variabilité plus grande. L'importance d'une variable sera proportionnelle à son écart type comme le montre la relation suivante :

$$x_{ik} = \frac{x_{ik} - \bar{x}_k}{s_k}$$

VI.4.4. Ajustement du nuage des individus :

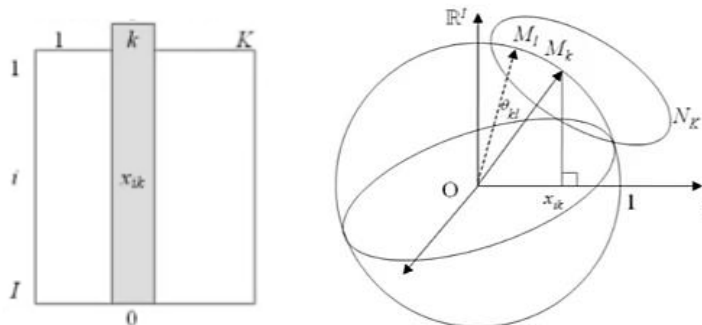
Pour trouver un espace qui résume au mieux les données, l'ACP cherche à restituer fidèlement la forme générale du nuage, à visualiser bien la variabilité et à ne pas perturber la distance entre les individus. Pour quantifier la qualité de l'image (qui représente le nuage), il faut baser sur la notion de variabilité. Plus un nuage de point est dispersé mieux on verra le nuage et cela signifie qu'il y'a une forte variabilité. Donc, cette variabilité sur plusieurs dimensions est traduite par la notion d'inertie qui est la variance généralisée sur plusieurs dimensions.

Pour trouver la meilleur image approchée du nuage, il est nécessaire de chercher l'axe qui déforme le moins possible le nuage, ensuite trouver un axe orthogonal au premier axe et qui maximise l'inertie puis chercher un troisième axe orthogonal aux axes précédents (François H., 2014).

VI.4.5. Etude des variables :

Dans l'utilisation d'une ACP réduite, les variables se projettent dans un cercle de rayon (1) appelé cercle de corrélation. Puisque la distance entre le centre du cercle et une variable est proportionnelle à la corrélation liée au facteur engendrant l'espace, plus une variable est située près du cercle, mieux elle est représentée dans le plan considéré, et c'est à partir de ce graphique que sont définis les différents facteurs responsables de la structure observée (François H., 2014).

Comme les variables sont centrées, la présentation géométrique de la corrélation entre les variables est le cosinus de l'angle entre ces variables : ($\cos(\theta_{kl}) = r(X_k, X_l)$).



VI.4.6. Interprétation des résultats :

La représentation des variables dans l'espace des k facteurs permet d'interpréter visuellement les corrélations entre les variables d'une part, et entre les variables et les facteurs d'autre part.

On peut considérer que la projection d'un point sur un axe, un plan ou un espace à 3 dimensions est fiable si la somme des cosinus carrés sur les axes de représentation n'est pas trop éloignée de 1.

Si la corrélation entre la variable et F1 est proche de 1 et est positive, les valeurs de ce variable évoluent comme les coordonnées sur l'axe 1. Si la corrélation est négative, la variable et les coordonnées évoluent inversement.

L'ACP permet d'obtenir :

- Une matrice des coefficients de corrélations qui donne la liaison existante entre toutes les variables deux à deux.
- Des valeurs propres de facteurs qui permettent d'apprécier l'importance du caractère représenté par un axe factoriel par rapport aux autres.
- Un pourcentage d'inertie qui est le pourcentage d'information expliquée par chaque axe.
- Un tableau des vecteurs qui regroupe les coordonnées des variables sur chaque axe.

- Des cosinus carrés entre les variables et les individus et leurs projections sur chaque axe factoriel.
- Un cercle de corrélation des variables et un graphique représentant les observations.

VI.4.7. Application de l'A.C.P sur les paramètres physico-chimiques des eaux souterraines de l'aquifère Mio-Plio-Quaternaire de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout :

Les données ont été traitées par une A.C.P centrée réduite qui a été exécutée, sur un tableau rectangulaire de 20 variables (CE, T, pH, O₂, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, Fe²⁺, Zn²⁺, Cu²⁺, Cd²⁺ et Sr²⁺) et 28 individus (échantillons), à l'aide du logiciel XLSTAT (version d'essai, 2016).

L'ACP utilise une matrice indiquant le degré de similarité entre les variables pour calculer des matrices permettant la projection des variables dans un nouvel espace. Il est commun d'utiliser comme indice de similarité le coefficient de corrélation de Pearson. Lorsque ce dernier est proche de +1, ces variables apportent une même information. Le tableau VI.4 présente les différentes corrélations entre les variables deux à deux. Il existe une forte liaison entre la conductivité électrique et le calcium, le magnésium, le sodium, les chlorures, les bicarbonates et en degré moindre avec les sulfates ce qui donne des eaux de type chloruré et sulfaté calcique et magnésien. Ces eaux ont acquis leur chimisme par la dissolution des minéraux évaporitiques telle que l'halite (NaCl) et le gypse (CaSO₄, 2H₂O). La présence des évaporites est soutenue par la corrélation élevée entre le sodium et les ions chlorures (r=0.9) et la bonne liaison entre le calcium et les sulfates (r=0.61). Une forte corrélation entre Ca²⁺ et Mg²⁺ est reliée au phénomène de dolomitisation. La bonne liaison de : Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Cl⁻, SO₄²⁻ et HCO₃⁻, entre eux, laisse penser que ces éléments peuvent avoir une origine commune. Suite à l'utilisation abusive des engrais chimiques, de bonnes ressemblances sont apparues entre les nitrates et « les phosphates », entre l'ammonium et « les sulfates, les nitrates », ainsi entre le zinc et « les éléments azotés, les phosphates », enfin entre le cuivre et « les éléments azotés, les phosphates, le zinc ».

Tableau VI.4 : Matrice de corrélation des paramètres physico-chimiques des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout.

Variables	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ⁻³	NH ₄ ⁺	Fe ²⁺	Zn ²⁺	Cu ²⁺	Cd ²⁺	Sr ²⁺	O ₂	CE	PH	T°	
Ca ⁺²	1																				
Mg ⁺²	0.998	1																			
Na ⁺	0.864	0.867	1																		
K ⁺	0.496	0.504	0.426	1																	
Cl ⁻	0.941	0.941	0.909	0.519	1																
HCO ₃ ⁻	1.000	0.998	0.864	0.496	0.941	1															
SO ₄ ⁻	0.615	0.622	0.653	0.253	0.576	0.615	1														
NO ₃ ⁻	0.097	-0.090	0.144	0.181	0.003	-0.097	0.314	1													
NO ₂ ⁻	0.006	-0.009	0.164	0.091	0.004	-0.006	0.455	0.768	1												
PO ₄ ⁻³	0.165	0.180	0.217	0.333	0.217	0.165	0.496	0.604	0.469	1											
NH ₄ ⁺	0.575	0.575	0.674	0.260	0.630	0.575	0.743	0.616	0.621	0.688	1										
Fe ²⁺	0.039	0.046	0.265	0.044	0.144	0.039	0.583	0.780	0.737	0.706	0.753	1									
Zn ²⁺	0.065	0.069	0.226	0.041	0.147	0.065	0.361	0.837	0.760	0.686	0.753	0.798	1								
Cu ²⁺	0.061	0.063	0.203	0.102	0.141	0.061	0.517	0.576	0.480	0.576	0.651	0.857	0.654	1							
Cd ²⁺	0.852	0.851	0.876	0.532	0.896	0.852	0.418	0.085	0.112	0.106	0.511	0.013	0.045	0.009	1						
Sr ²⁺	0.941	0.943	0.936	0.520	0.954	0.941	0.689	0.084	0.128	0.296	0.715	0.257	0.236	0.264	0.872	1					
O ₂	0.122	-0.124	0.226	0.063	0.234	-0.122	0.388	0.280	0.250	0.123	0.278	0.393	0.329	0.418	0.028	0.260	1				
CE	0.935	0.940	0.897	0.524	0.949	0.935	0.667	0.073	0.145	0.301	0.713	0.234	0.248	0.260	0.868	0.977	0.257	1			
PH	0.657	-0.654	0.457	0.297	0.609	-0.657	0.207	0.234	0.209	0.049	0.266	0.161	0.030	0.056	0.609	0.586	0.052	-0.625	1		
T°	0.296	-0.292	0.306	0.009	0.278	-0.297	0.268	0.180	0.112	0.302	0.227	0.201	0.077	0.189	0.261	0.306	0.031	-0.287	0.043	1	

Dans cette étude, nous ne présenterons que la projection des variables et des individus sur le premier plan factoriel (F1-F2) qui récupère un maximum d'information contenue dans tout le tableau et qui porte une inertie totale de 73.2% (Tab.VI.5). Les autres dimensions représentent peu d'information donc il n'est pas nécessaire de les visualiser. Le pourcentage de la variabilité cumulé est représenté par une courbe et les valeurs propres de chaque axe sont représentées par le diagramme en barres de la figure VI.21.

Tableau VI.5 : Inertie des deux premiers axes factoriels.

Facteur	F1	F2
Valeur propre	9.58	5.06
Variabilité (%)	47.89	25.33
% cumulé	47.89	73.21

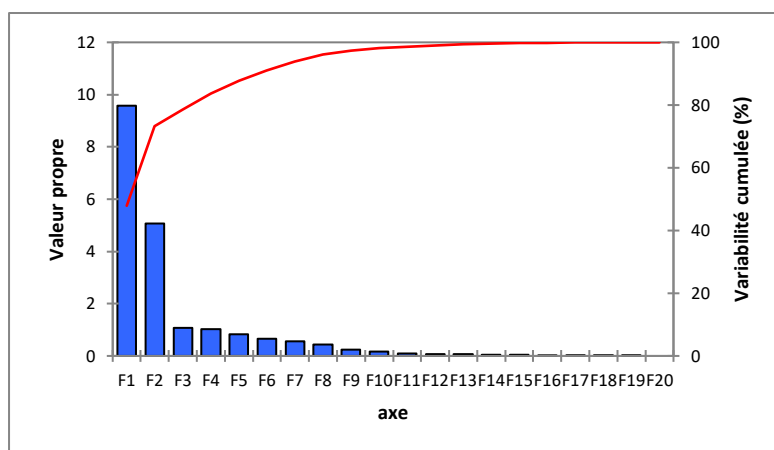


Figure VI.21 : Variance exprimée par différentes dimensions.

Pour interpréter la projection ou la répartition des individus sur le plan factoriel (F1-F2) (Fig.VI.22), il est nécessaire de faire une corrélation entre les variables (les paramètres physico-chimiques des eaux analysées) et les facteurs F1 et F2 (Tab.VI.6) pour construire le graphe de cercle de corrélation (Fig.VI.23).

Les variables : Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Cd^{2+} , Sr^{2+} CE et pH présentent une corrélation significative positive à l'exception du pH qui montre une corrélation significative négative avec le premier facteur, tandis que les éléments : NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Fe^{2+} , Zn^{2+} et Cu^{2+} indiquent une corrélation significative positive avec F2. Donc, beaucoup de variables qui caractérisent F1 (principale dimension) par rapport à la deuxième dimension car cette dernière est moins liée aux variables.

Les éléments : O_2 et T° ne sont pas bien projetés et donc ne peuvent être interprétés.

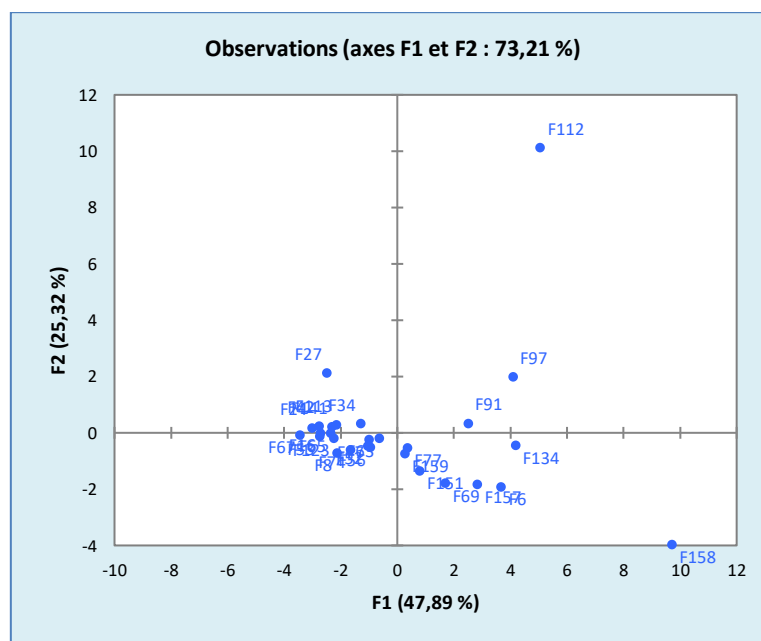


Figure VI.22 : Répartition des individus sur le plan factoriel (F1-F2).

Tableau VI.7 : Cosinus carrés des observations.

Individu	F1	F2	Σ	Individu	F1	F2	Σ
F6	0.573	0.159	0.73	F69	0.143	0.161	0.30
F8	0.413	0.046	0.46	F74	0.491	0.065	0.56
F16	0.779	0.000	0.78	F77	0.023	0.055	0.08
F24	0.543	0.002	0.54	F91	0.337	0.006	0.34
F27	0.402	0.290	0.69	F97	0.641	0.152	0.79
F34	0.235	0.015	0.25	F112	0.198	0.795	0.99
F42	0.591	0.005	0.60	F113	0.808	0.014	0.82
F47	0.262	0.015	0.28	F123	0.732	0.005	0.74
F52	0.190	0.040	0.23	F134	0.762	0.009	0.77
F53	0.562	0.001	0.56	F141	0.386	0.003	0.39
F56	0.363	0.106	0.47	F151	0.081	0.244	0.33
F63	0.039	0.003	0.04	F157	0.406	0.170	0.58
F65	0.423	0.000	0.42	F158	0.843	0.141	0.98
F67	0.846	0.000	0.85	F159	0.010	0.086	0.10

Le calcul de la contribution d'un individu ou d'une variable est l'une des outils d'interprétation d'une ACP. Il permet de déterminer le pourcentage de contribution de l'élément dans la construction d'un axe. A partir du tableau VI.8, on conclut que les individus F158 et F112 contribuent le plus par rapport au reste des observations, dans la formation du F1 et F2 successivement, cela est bien représenté par le graphe de la figure VI.21. Pareillement pour les variables, on constate que les éléments : Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NH_4^+ , Cd^{2+} et CE contribuent fortement dans la construction du premier axe, par contre : NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Fe^{2+} , Zn^{2+} et Cu^{2+} participent grandement dans la formation du deuxième facteur, tandis que le pH collabore également dans les deux axes (Tab.VI.9).

Tableau VI.8 : Contributions des observations (%).

Individu	F1	F2	Individu	F1	F2
F6	5.017	2.626	F69	1.076	2.283
F8	1.707	0.358	F74	1.036	0.259
F16	2.755	0.000	F77	0.047	0.211
F24	3.409	0.018	F91	2.321	0.080
F27	2.322	3.162	F97	6.225	2.782
F34	0.641	0.075	F112	9.498	72.296
F42	2.843	0.042	F113	1.749	0.057
F47	0.379	0.040	F123	1.897	0.026
F52	0.406	0.159	F134	6.479	0.145
F53	2.838	0.011	F141	2.013	0.029
F56	0.342	0.189	F151	0.230	1.299
F63	0.158	0.027	F157	2.972	2.358
F65	2.080	0.000	F158	35.118	11.078
F67	4.419	0.004	F159	0.024	0.384

Tableau VI.9 : Contributions des variables (%).

Variable	F1	F2	Variable	F1	F2
Ca ⁺²	8.716	2.493	PO ₄ ⁻³	2.022	7.794
Mg ⁺²	8.766	2.430	NH ₄ ⁺	7.022	4.919
Na ⁺	8.767	0.341	Fe ⁺²	1.653	14.916
K ⁺	2.668	1.449	Zn ⁺²	1.575	12.669
Cl ⁻	9.067	1.465	Cu ⁺²	1.396	10.528
HCO ₃ ⁻	8.717	2.492	Cd ⁺²	7.223	2.983
SO ₄ ⁻	6.040	1.717	Sr ⁺²	9.916	0.489
NO ₃ ⁻	0.528	14.633	CE	9.783	0.515
NO ₂ ⁻	0.720	12.169	pH	3.297	3.747
Ca ⁺²	8.716	2.493	PO ₄ ⁻³	2.022	7.794

En conclusion, le facteur F1 maximise l'inertie à 47% et représente les eaux très chargées en minéraux (CE) et riches en : Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, Sr²⁺ et HCO₃⁻, ainsi contaminées par : NH₄⁺ et Cd²⁺. Tous ces éléments sont inversement corrélés par rapport au pH indiquant son rôle dans la dissolution des formations carbonatées et des silicates en contact avec des eaux acides. Donc, F1 explique les mécanismes prépondérants d'acquisition de la minéralisation des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout. Quant au, le facteur F2 qui exprime 25% des informations contenues dans le jeu des données, il décrit les eaux polluées par : NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, Fe²⁺, Cu²⁺ et Zn²⁺. La source commune responsable à l'apparition de ces éléments est le lessivage des fertilisants azotés inorganiques et de fumier. Cependant, les effluents d'eaux usées ainsi le lessivage de quelques formations géologiques peuvent construire une origine supplémentaire pour certains de ces éléments. Donc, la deuxième dimension peut présenter des eaux contaminées, globalement, par une activité agricole.

Concernant l'étude des individus, la première composante principale oppose les points d'eaux fortement minéralisées (F6, F69, F77, F9, F97, F112, F134, F151, F157, F158 et F159 dont l'échantillon F158 est le plus chargé) avec ceux faiblement minéralisées. Les eaux chargées sont impropres à la consommation et se localisent le long des chotts. Tandis que, la deuxième composante principale oppose les forages les plus contaminés par : NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, Fe²⁺, Zn²⁺ et Cu²⁺ contre ceux les moins affectés par ces éléments. Dont, le point d'eau « F112 » est excessivement pollué.

Conclusion

Les résultats obtenus de l'analyse physico-chimique des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout permettent d'émettre certaines constatations :

- La comparaison de l'évolution spatiale de l'oxygène dissous avec celle de la conductivité électrique, montre une évolution identique qui témoigne de l'interdépendance de ces deux paramètres.
- Des similarités entre l'eau et le sol en fonction de la conductivité électrique montrent l'effet de l'irrigation par les eaux souterraines chargées en sels influant une salinisation des sols et par conséquent menace la dégradation des terres agricoles et diminue le rendement des cultures.
- Les ions chlorures sont dominants par rapport aux autres éléments chimiques, cela reflète le fond géochimique salifère présent dans la plaine.
- Les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} et HCO_3^- se répartissent pareillement à 100% dans les mêmes points d'eaux.
- Globalement, les variations en Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} et HCO_3^- sont identiques à celles de la conductivité électrique. L'enrichissement par ces éléments se fait dans le sens de circulation des eaux souterraines (SE-NW) et à partir de la zone de surexploitation vers chott Tinsilt où ces éléments se concentrent fortement.
- Les nitrates sont présents dans tous les échantillons. Les nitrites et l'ammonium dépassent les normes dans les points qui se localisent au centre de la plaine où les conditions réductrices sont prédominantes en cette période de l'année, les sols ne se labourent pas encore et donc ils ne seront pas bien aérés.
- Les teneurs en phosphates (PO_4^{3-}) dépassent la norme de l'ADE dans tous les échantillons analysés, cependant, les concentrations en Zn^{2+} , Cu^{2+} et Sr^{2+} restent inférieurs au seuil limité. En excluant la teneur en Fe^{2+} d'un seul échantillon qui est au-delà de la limite fixée par l'ADE, les teneurs rencontrées sont au-dessous de la norme. Tandis que, la quasi-totalité des concentrations en Cd^{2+} sont supérieures aux normes de potabilité algériennes.
- Les analyses effectuées dans les eaux souterraines de la nappe de Mio-Plio-Quaternaire révèlent deux principales sources de pollution :
 - L'une est naturelle, est certainement le reflet des interactions eau-roche (formations carbonatées, argileuses, évaporitiques et triasiques) donnant des fortes concentrations en (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} et HCO_3^-); l'enrichissement par ces éléments est marquée par une conductivité électrique élevée. Les traces détectées de Cu^{2+} , Fe^{2+} , Zn^{2+} et Cd^{2+} sont

liées, successivement, à l'altération des minerais de la de la malachite et d'azurite, ainsi à des brèches à ciment calcito-hématitique et des masses ferrugineuses, finalement à la sphalérite pour les deux derniers éléments. Tandis que, les contextes les plus favorables à l'occurrence du Sr^{2+} sont les calcaires et les niveaux évaporitiques riches en célestine.

- L'autre est anthropique, d'origine urbaine liée : aux effluents d'eaux usées provenant, soit d'installations municipales d'Ain Yaghout et de la ville de Batna et rejetées dans oued El Madher qui afflue dans chott Gadaïne, soit de l'habitation semi-urbaine qui implique l'utilisation des fosses septiques et les rejets ponctuels des ordures ménagères.

Quant aux, l'utilisation excessive des fertilisants azotés inorganiques et de fumier dans l'agriculture, l'élevage des troupeaux, le retour d'eau d'irrigation vers la nappe, constituent une source de contamination d'origine agricole (engrais chimiques et fumier) responsable à l'apparition de certains éléments (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} et K^+ , Cl^- et SO_4^{2-}). Outre, le lessivage des terres cultivées traitées par les pesticides, les insecticides, les algicides, les raticides participe à la présence de certains ions comme : Cu^{2+} , Zn^{2+} et Cd^{2+} .

En raison du manque des résultats d'analyse des eaux usées, non traitées et rejetées par l'usine de production sidérurgique et transformation du fer « SARL SPL Métal », probablement, ces eaux peuvent constituer une source de contamination supplémentaire, de type industrielle, de quelques éléments (Fe^{2+} , Cd^{2+} et l'ammoniac).

- Le point (F112) présente des valeurs dépassant les normes de potabilité pour la majorité des éléments physico-chimique analysés, cela peut s'expliquer par le manque d'entretien de ce forage, outre sa proximité au chott où les formations salifères sont abondantes et les eaux usées domestiques, du groupement semi-urbain de Draâ Boultif, sont rejetées.
- La représentation simplifiée des paramètres chimiques des eaux par le diagramme de Stabler montre d'une part, que les eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout présentent une alcalinité résiduelle $\text{calcite} + \text{sépiolite}$ (RSC) négative et d'autre part, les teneurs en chlorures et en calcium sont dominantes par rapport au reste des ions. Le diagramme de Piper permet de classer les échantillons analysés dans une catégorie de faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien. Ces résultats montrent que la minéralisation naturelle est probablement issue de l'influence des formations de l'aquifère (comme les argiles, les carbonates, les marnes et les gypses triasiques) dans l'acquisition de la minéralisation ionique de la nappe ainsi du processus évaporatoire qui concentre les éléments en donnant des formations évaporitiques au niveau des chotts. Les précipitations et le sens d'écoulement des eaux ont favorisé le lessivage des couches traversées, ce qui a engendré ce faciès. Une origine anthropique n'est cependant pas exclue pour les chlorures, les sulfates et le calcium.

Les rejets des eaux domestiques, l'utilisation des engrais et le drainage des eaux d'irrigation peuvent être à l'origine des concentrations accrues dans les eaux analysées. La visualisation du faciès est moins aisée par le diagramme de Schöeller-Berkaloff qui confirme la dominance du faciès chloruré calcique et magnésien pour 93% des échantillons. Le chlorure est l'élément prédominant, suggérant une forte implication des formations évaporitiques. Les bicarbonates occupent la deuxième position dans l'ordre des anions, et montrent des concentrations significatives qui peuvent être attribuées à la dissolution des minéraux carbonatés constituant les reliefs entourant la plaine. Quant aux cations, le magnésium vient en deuxième ordre après le calcium. La représentation des échantillons analysés sur le diagramme de Chadha montre une eau de type « chloruré calcique et magnésien » pour tous les eaux de la plaine où les alcalino-terreux ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) dominant les alcalins ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) et le couple ($\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$) dépasse les bicarbonates (HCO_3^-). Les eaux de ce type acquièrent leur minéralisation par le processus d'échange ionique inverse.

- L'application de l'Analyse en Composante Principale (ACP) se résume en deux facteurs : le premier « F1 » maximise l'inertie à 47% et explique les mécanismes naturels d'acquisition de la minéralisation des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout. Quant au deuxième facteur « F2 » qui exprime 25% des variations, il peut décrire une pollution d'origine agricole.

MECANISMES DE MINERALISATION DES EAUX SOUTERRAINES

Introduction :

Le chimisme des eaux souterraines est caractérisé par la présence de certains ions plus abondants (ou plus facilement mis en solution) que d'autres. L'abondance de ces éléments résulte d'une origine qui peut être soit naturelle soit anthropique. Elle est ensuite contrôlée par des processus physiques ou chimiques. Parmi ces processus on peut citer ceux liés à l'interaction des eaux avec l'encaissant, dépendant de la nature de cet encaissant, du temps du transit de ces eaux au sein de la formation aquifère et des réactions chimiques contrôlant la mise en solution ou la précipitation. Les influences anthropiques comme le retour des eaux d'irrigation dans les régions à forte activité agricole peuvent également contribuer significativement à la minéralisation des eaux souterraines.

La salinité des eaux souterraines est régie par la composition initiale de ces eaux, les processus qui interviennent à l'entrée du système hydrologique et la mise en solution des sels au cours du transit de la solution au contact des roches dans l'aquifère. La composition issue de ces mécanismes peut être modifiée par des mélanges d'eaux d'origines différentes (phénomène de drainance entre deux aquifères, retour d'eau d'irrigation depuis la surface...), par l'évaporation, ou par des processus biologiques parfois sélectifs vis-à-vis de certains éléments.

Le constituant initial présent dans l'eau de pluie est l'acide carbonique (H_2CO_3) qui provient de la mise en solution du gaz carbonique (CO_2) de l'atmosphère. L'acide sulfurique (H_2SO_4) et l'acide nitrique (HNO_3) peuvent aussi être dissous dans l'eau de pluie, notamment dans les régions industrielles. Ces acides sont les principaux agents de l'altération des carbonates et des silicates. L'acidité des eaux augmente généralement dans le sol par mise en solution du CO_2 issu de la dégradation de la matière organique. Après l'infiltration de l'eau de pluie dans le sol, si l'aquifère renferme des roches évaporitiques (gypse, halite,...), celles-ci, de par leur solubilité élevée, peuvent fournir des quantités appréciables de sels dissous.

La détermination des mécanismes gouvernant la chimie des eaux souterraines nécessite de déterminer l'origine de chaque élément chimique, d'examiner son évolution spatiale et son comportement par rapport aux autres éléments, dans la nappe.

L'analyse des données chimiques à l'aide des diagrammes de Piper, Schoeller et Stabler a permis d'envisager les mécanismes d'acquisition de la minéralisation des eaux souterraines de la nappe de Mio-Plio-Quaternaire de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout. Pour les confirmer, il est nécessaire d'examiner de manière plus détaillée l'évolution des paramètres chimiques les uns par rapport aux autres, en relation avec le fonctionnement du système hydrogéologique. Les états de

saturation vis-à-vis des principaux minéraux, les échanges ioniques et les interactions eau/roche, constituent des éléments de contrôle majeurs de la concentration des ions en solutions.

VII.1. Calcul des indices de saturation vis-à-vis des phases minérales :

L'étude d'équilibre chimique des eaux souterraines étudiées et de leurs états de saturation vis-à-vis des phases minérales nécessite au préalable le calcul des activités ioniques. L'indice de saturation calculé exprime le degré d'équilibre chimique entre l'eau et le minérale dans la matrice de l'aquifère et peut être considéré comme une mesure du processus de dissolution et/ou précipitation concernant l'interaction eau-roche (Drever J.F., 1997).

Le degré de saturation d'une eau peut être représenté par :

$$IS = \log (PAI/Ks)$$

Avec :

PAI : Produit d'activité ionique des ions concernés.

Ks : Constante d'équilibre de la réaction considérée à une température (ou produit de la solubilité du minéral).

Dans une solution aqueuse :

- Lorsque $PAI = Ks$, autrement dit, $IS = \log (PAI/Ks) = 0$, la solution et la phase solide sont à l'équilibre (Appelo et Postma, 1996), donc état de saturation.
- Si $IS < 0$, l'eau est sous-saturée par rapport au minéral, cela signifie que l'eau pourra le dissoudre s'il est présent dans le réservoir.
- Si $IS > 0$, l'eau est sursaturée, cela signifie que l'eau va précipiter le minéral.

Si on admet que l'état de saturation est obtenue dans un domaine un peu plus large tel que : $(-0.5) < IS < (+0.5)$ (Daoud, 1995), la meilleure solution étant de considérer la courbe d'évolution de IS en fonction de la concentration des éléments considérés.

Les indices de saturation par rapport aux minéraux (halite, gypse, anhydrite, célestite, calcite, aragonite, dolomite et strontianite) et les équilibres chimiques ont été calculés à l'aide du logiciel « Phreeqc » installé en même temps que le logiciel « Diagrammes ».

VII.1.1. Saturation vis-à-vis des minéraux carbonatés :

Le calcul des indices de saturation a concerné uniquement les minéraux carbonatés les plus abondant dans les environnements sédimentaires à savoir, la calcite, l'aragonite ($CaCO_3$), la dolomite ($CaMg(CO_3)_2$) et la strontianite ($SrCO_3$).

La dissolution de la calcite est une réaction rapide et l'eau peut atteindre la saturation en traversant la zone non saturée (APPELO, 1993). La dissolution de la dolomite est une réaction plus lente (de l'ordre de quelques mois) que celle de la calcite.

- **Interprétation des résultats :**

Les eaux souterraines de la zone d'étude montrent des valeurs positives des indices de saturation ($IS > 0$) à l'égard de la calcite, l'aragonite et la dolomite (Fig.VII.1). Ces indices dans l'ensemble, varient entre 0.56 et 4.12 (Fig.VII.2, VI.3 et VI.4), reflétant un état de précipitation de ces minéraux. Par contre, la strontianite représente un indice de saturation négative qui s'échelonne entre -1.85 et -3.22 (Fig.VII.5). Ces minéraux tirent leurs origines de la dissolution des calcaires et des dolomies du Jurassico-Crétacé. Cet état de sursaturation indique qu'il y'a un excès en ions Ca^{2+} et Mg^{2+} ce qui donne impérativement des eaux très dures.

Les minéraux carbonatés varient de la même façon et tendent à précipiter surtout sous la forme de dolomite (Fig.VII.1).

VII.1.2. Saturation vis-à-vis des minéraux évaporitiques :

Pour les minéraux évaporitiques on a calculé les indices de saturation vis-à-vis de l'halite (NaCl), du gypse ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$), de l'anhydrite ($CaSO_4$) et de la célestite ($SrSO_4$).

- **Interprétation des résultats :**

Tous les échantillons du système aquifère étudié montrent des indices de saturation négatifs vis-à-vis de l'halite ($IS_{max} = -3.92$) et la célestite ($IS_{max} = -2.35$), témoignant d'un état de sous-saturation des eaux souterraines par rapport à ces minéraux (Fig.VII.6 et VII.7). Bon nombre d'échantillons (78%) montrent un état d'équilibre vis-à-vis du gypse à l'exception de six échantillons qui sont dans l'intervalle : $-0.51 < IS < -0.88$, donc ils sont sous-saturés en cet élément (Fig.VII.8). Par contre, dix échantillons sont saturés en anhydrite ($-0.47 < IS < 0.03$), tandis que, la majorité des eaux analysées (64%) sont sous-saturés ($-1.1 < IS < -0.47$) par rapport à cet élément (Fig.VII.9).

Selon le graphique de la figure VII.1, l'anhydrite, le gypse et la célestite réagissent de la même manière, tandis que l'halite représente l'indice de saturation le plus faible.

Les minéraux évaporitiques sont majoritairement à l'état de sous-saturation, même pour les ions Cl^- , SO_4^{2-} et Ca^{2+} qui ont des fortes concentrations dans l'eau. Cela s'explique par l'effet des valeurs élevées de la constante d'équilibre ($\log K_s$) des minéraux évaporitiques ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$ (-4.58), $CaSO_4$ (-4.36), NaCl (1.58) et $SrSO_4$ (-6.63)). Par contre, pour les minéraux carbonatés, la constante d'équilibre est plus faible ($CaMg(CO_3)_2$ (-17.09), $CaCO_3$ (-8.48) et $SrCO_3$ (-9.27)), ce qui

produit un indice de saturation plus élevé et par conséquent une précipitation rapide des éléments chimiques.

* Généralement, la répartition spatiale des indices de saturation de minéraux carbonatés et évaporitiques s'exhausse dans les deux sens de circulation des eaux souterraines dont le premier est de direction SE-NW ainsi, le second est à partir de la zone de surexploitation vers chott Tinsilt où ces indices atteignent ses valeurs maximales. Notamment, les indices de saturation en $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ et de CaSO_4 tendent à s'équilibrer au niveau des chotts où la présence de gypse qui semble être parmi les causes de fortes teneurs en SO_4^{2-} et Ca^{2+} , cela est confirmé ultérieurement par la relation positive entre Ca^{2+} et SO_4^{2-} (Fig.VI.23). Parallèlement, la mise en solution du magnésium à partir des argiles et des marnes présentes dans la plaine, ainsi que des dolomies constituant les reliefs, favorise une sursaturation vis-à-vis de la dolomite, la calcite et de l'aragonite et donc leurs précipitations.

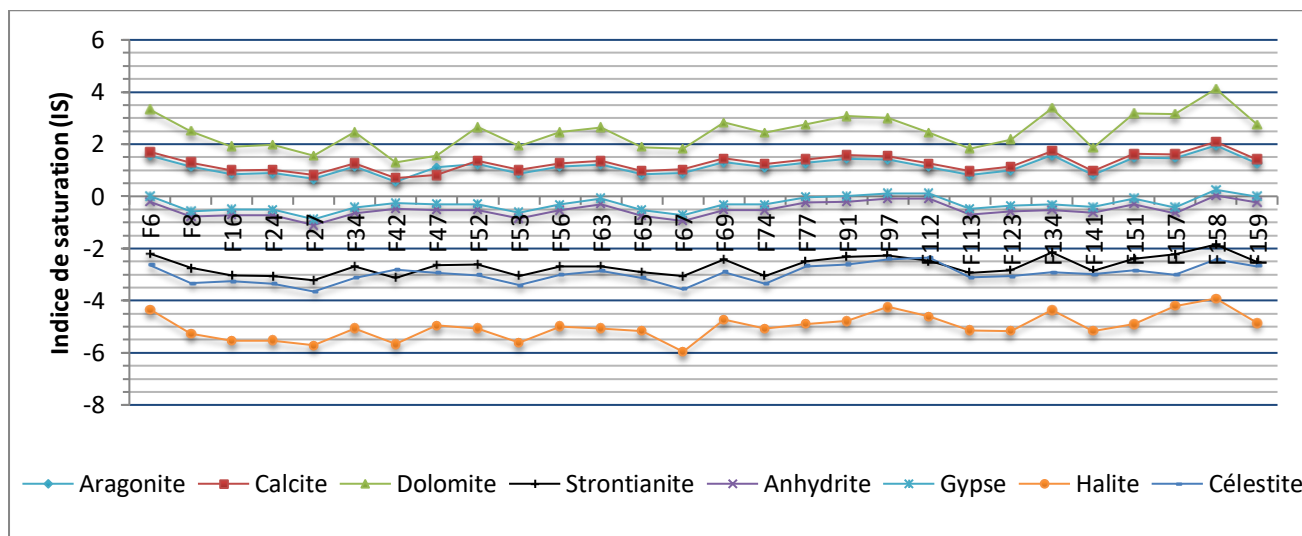


Figure VII.1 : Variation de l'indice de saturation vis-à-vis des minéraux carbonatés et évaporitiques.

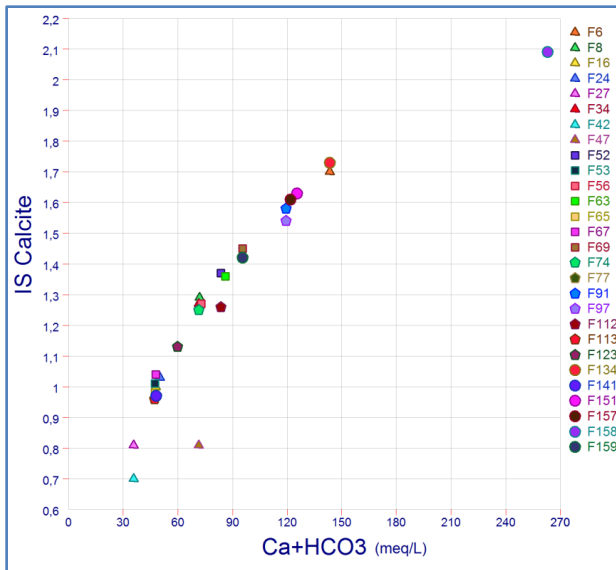


Figure VII.2 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis la calcite en fonction de la concentration de $\text{Ca}+\text{HCO}_3$.

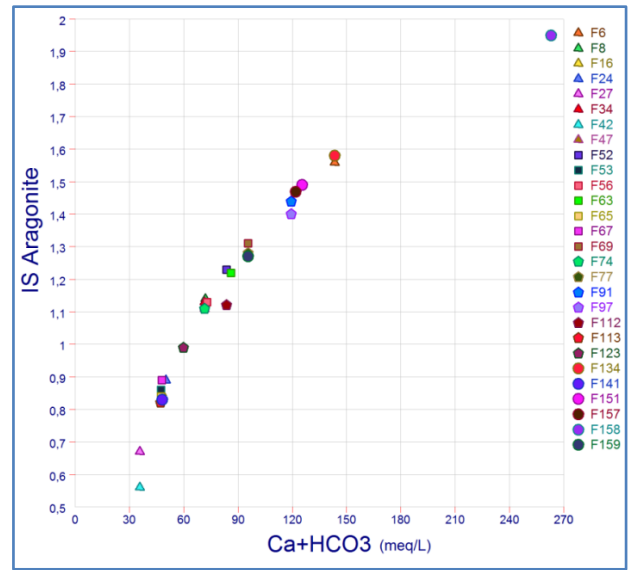


Figure VII.3 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis l'aragonite en fonction de la concentration de $\text{Ca}+\text{HCO}_3$.

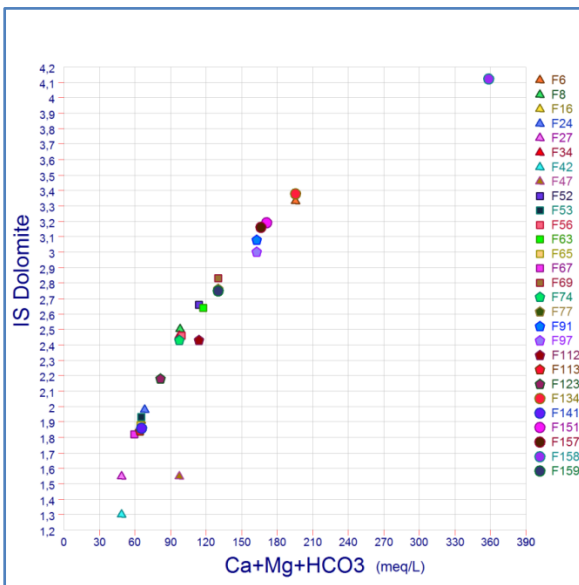


Figure VII.4 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis la dolomite en fonction de la concentration de $\text{Ca}+\text{Mg}+\text{HCO}_3$.

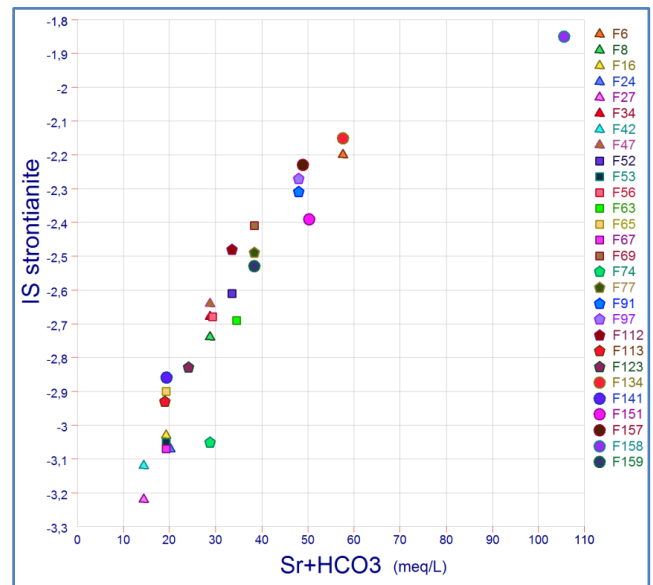


Figure VII.5 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis la strontianite en fonction de la concentration de $\text{Sr}+\text{HCO}_3$.

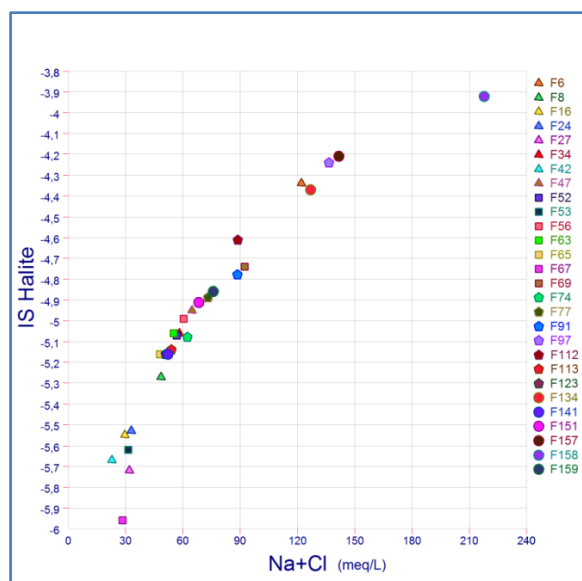


Figure VII.6 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis la halite en fonction de la concentration de Na+Cl.

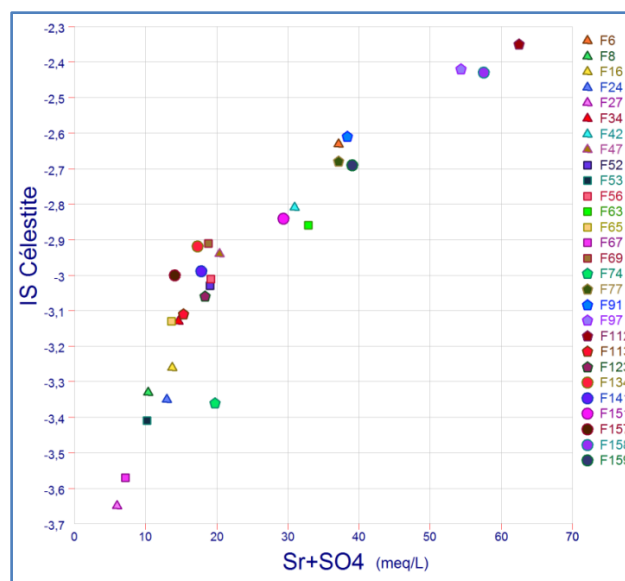


Figure VII.7 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis la célestite en fonction de la concentration de Sr+SO₄.

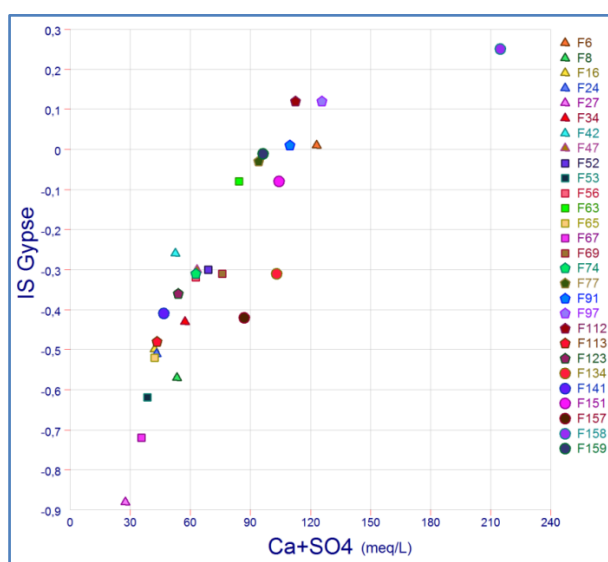


Figure VII.8 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis le gypse en fonction de la concentration de Ca+SO₄.

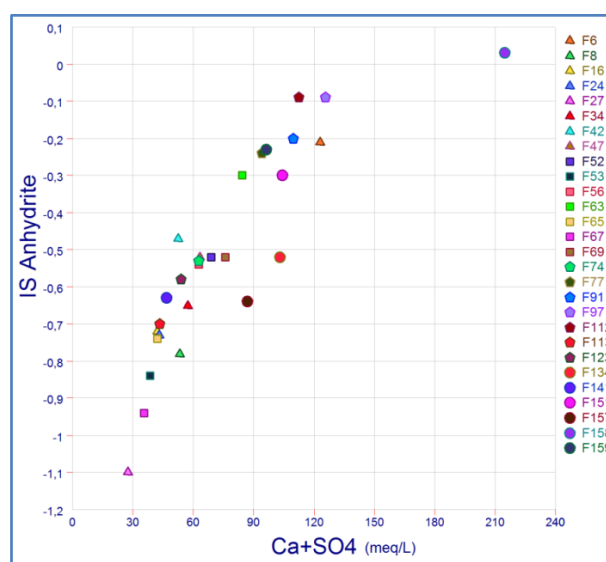


Figure VII.9 : Saturation des eaux souterraines vis-à-vis l'anhydrite en fonction de la concentration de Ca+SO₄.

VII.2. Échange ionique :

Durant son transit, l'eau de l'aquifère chargée de minéraux dissous, se trouve en contact avec des complexes échangeurs des ions. Les substances échangeuses d'ions sont appelées permutolites (Schoeller, 1962). Parmi ces permutolites, on distingue les substances organiques (l'humus) et les argiles qui sont des aluminosilicates formés de feuillets, dont leurs surface est chargée négativement, favorisant ainsi la possibilité d'échange de cations avec ceux de la solution du sol. Le mécanisme de minéralisation des eaux a été étudié à l'aide du calcul des Indices Chloro-

Alcalins (I.C.A). Ces indices (ou l'indice d'échange de base « I.E.B ») désignent le rapport entre les ions échangés et les ions de même nature primitivement existant dans la solution. Selon Schoeller (1977), ils sont définis par les relations suivantes :

$$I.C.A_1 = \frac{rCl^- - r(Na^+ + K^+)}{rCl^-}$$

$$I.C.A_2 = \frac{rCl^- - r(Na^+ + K^+)}{rSO_4^{2-} + rHCO_3^- + rNO_3^-}$$

Où la concentration des ions est en méq/l.

- Lorsqu'il y a un échange entre les alcalino-terreux (Ca^{2+} et Mg^{2+}) des eaux souterraines et les alcalins (Na^+ et K^+) dans les matériaux de l'aquifère, ces deux indices sont négatifs par contre, s'il y a un échange inverse d'ions, les deux indices seront positifs (Schoeller, 1965 et 1967).

- Dans les cas où ces indices sont nulles, cela signifie qu'il ne s'est produit aucun échange entre l'eau et l'encaissant, soit à cause du temps de séjour trop court de l'eau dans l'aquifère, soit parce que l'eau et/ou les permutolites ont saturé leur capacité d'échange de base.

Les eaux souterraines avec une réaction d'échange de bases dans laquelle les alcalino-terreux ont été échangés contre les ions Na^+ ($HCO_3^- > Ca^{2+} + Mg^{2+}$) peuvent être appelées eaux adoucies par échange de bases et celles dans lesquelles les ions Na^+ ont été échangés contre des ions alcalino-terreux ($Ca^{2+} + Mg^{2+} > HCO_3^-$) peuvent être appelées eau durcie par échange de bases (Gibbs, 1970).

- Interprétation des résultats :

A l'exception de l'échantillon F42, les valeurs des deux rapports (I.C.A₁ et I.C.A₂) sont positives pour l'ensemble des échantillons étudiés (Fig.VII.10); ceci indique que l'échange ionique inverse est le processus dominant. Ceci pouvant être attribué à une pollution anthropique causant un excès en ions chlorures dans les eaux.

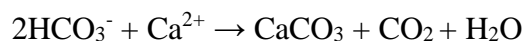
Les échanges de base s'effectuent essentiellement avec les minéraux argileux riches en Na^+ ou Ca^{2+} et Mg^{2+} . Ils peuvent concerner le système aquifère Mio-Plio-Quaternaire de la région d'étude, et peuvent être mis en évidence par la relation $[(Ca + Mg) - (HCO_3 + SO_4)] / (Na + K - Cl)$ (Garcia et al., 2001) qui peut donner une idée sur l'origine des variations des concentrations des ions présents dans les eaux souterraines (Fig.VI.34). Dans le cas d'absence des réactions d'échanges ioniques, tous les points représentatifs se placent autour du point d'origine (Mc Lean et al., 2000).

La relation $(\text{Na}^+ + \text{K}^+ - \text{Cl}^-)$ représente la quantité de $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ gagné ou perdu par rapport à celle fournie par la dissolution du chlorure (principalement la dissolution d'halite), tandis que $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - (\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ représente la quantité de Ca^{2+} et de Mg^{2+} gagné ou perdu par rapport à celle fourni par le gypse, la calcite et la dissolution de la dolomite. Si ces processus sont des mécanismes de contrôle de composition significatifs, la relation entre ces deux paramètres doit être linéaire selon une droite de pente (-1), (Jalali, 2006).

La figure VII.11 met en évidence les échanges de base entre les minéraux argileux et les infiltrations des eaux de pluie et leurs séjours au sein de l'aquifère, cela est marqué par l'éloignement des échantillons du point 0 confirmant que Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} participent à la réaction d'échange ionique. Ces échantillons définissent une droite (de pente -0.94) proche de celle ayant une pente de (-1), et montrent un excès en Ca^{2+} et Mg^{2+} par rapport aux ions HCO_3^- et SO_4^{2-} . Cet excès est dû à la dissolution des formations gypseuses et carbonatées ainsi que le mécanisme d'échange ionique inverse qui fait à son tour diminuer Na^+ .

Néanmoins, les points sont dispersées entre eux et présentent une corrélation d'ordre ($R^2 = 0.63$). Ceux-ci indiquent de possibles apports non pris en compte par la relation. On peut évoquer l'apport de cations par l'hydrolyse des silicates qui produit une augmentation de la concentration en cations, en HCO_3^- et en silice (Garrels et Machkenzie, 1967).

La richesse des échantillons analysés en bicarbonates et les réactions d'échange de bases, accroissant l'alcalinité et l'apport de calcium, peuvent provoquer la précipitation de la calcite (CaCO_3) comme suit :



La figure VII.12 montre que les concentrations $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ sont supérieures à celles des bicarbonates, cela confirme que l'eau a acquis sa dureté par le processus d'échange ionique inverse.

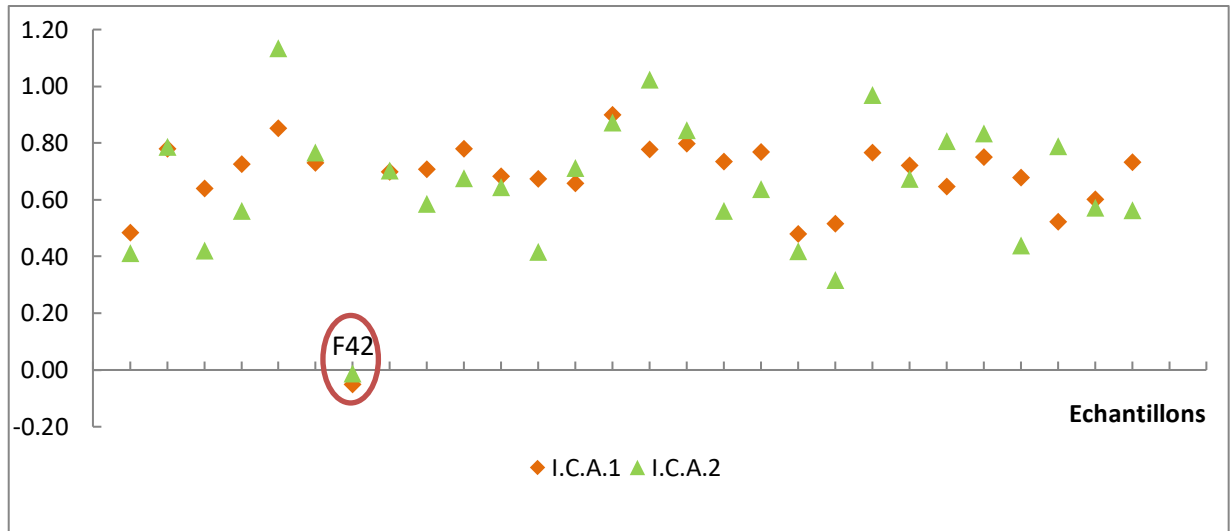


Figure VII.10 : Indices Chloro-Alcalins (C.A.I. 1 et C.A.I. 2) indiquant le processus d'échange ioniques.

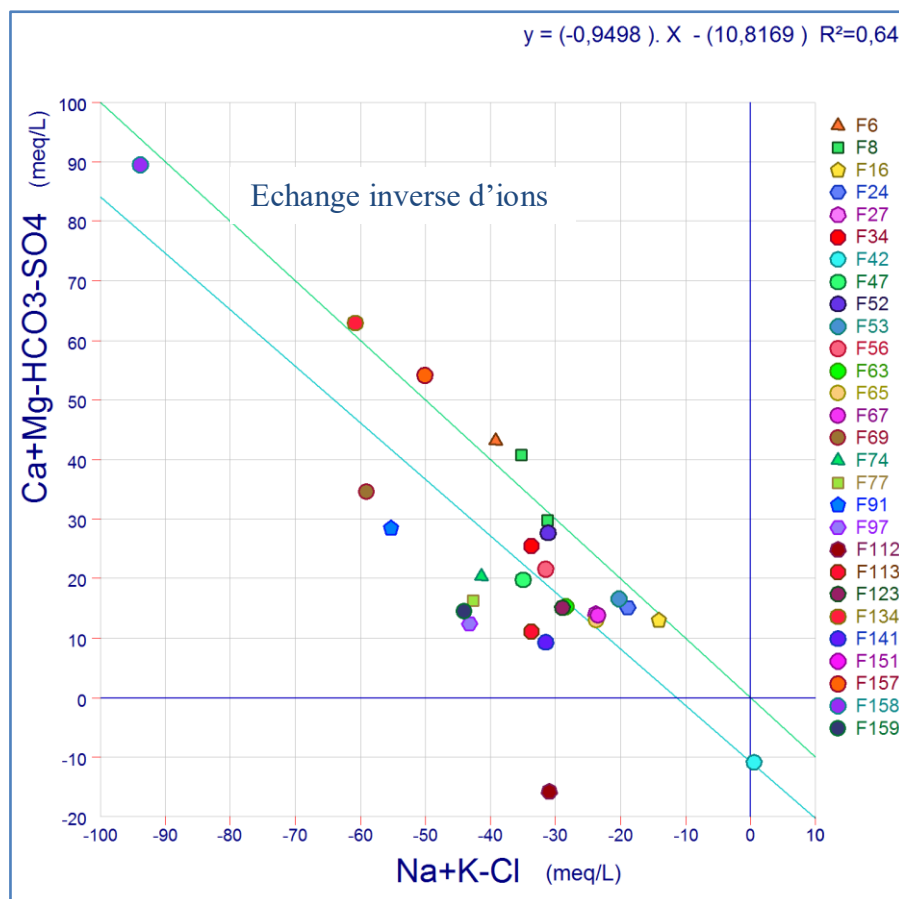


Figure VII.11 : Mise en évidence des échanges de base avec les minéraux argileux dans l'aquifère de la plaine de Gadaïne Ain Yaghout.

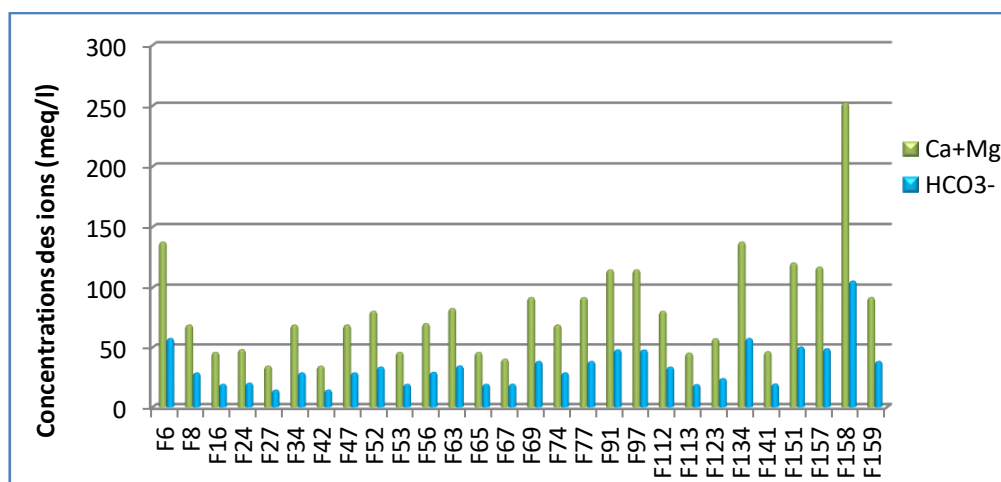


Figure VII.12 : Comparaison des concentrations de $(Ca^{2+} + Mg^{2+})$ par rapport à celles du HCO_3^- .

VII.3. Interaction eau-roche :

Les interactions eau-roche et les circulations des fluides sont reconnues comme les moteurs principaux de la mobilisation et du transport de la matière. Les chemins de transfert (pores, fissures, fractures) jouent un rôle primordial puisqu'ils conditionnent largement la distance et la vitesse de transport ainsi que l'évolution de la composition des fluides au cours du cheminement. Ainsi, la composition chimique des eaux souterraines reflète la composition minéralogique des roches de l'aquifère et peut être utilisée pour localiser les aires de recharge, l'origine des eaux souterraines (météorique, marine, fossile, magmatique et métamorphique) et des différents composés chimiques (carbonate, sulfate, nitrate et ammonium). Les compositions chimiques de l'eau peuvent aussi donner des informations sur les processus d'interaction eau-roche (Bencer et al., 2016).

En raison de l'intérêt augmenté dans la composition chimique des eaux, Gibbs a tracé un diagramme qui a pour objet d'élucider les mécanismes essentiels naturels contrôlant la chimie mondiale de l'eau et également pour établir la relation entre la composition de l'eau et les caractéristiques lithologiques de l'aquifère (Gibbs, 1970). Ce diagramme est divisé en trois champs distincts : les précipitations, la dominance de la roche et celle de l'évaporation.

- Interprétation des résultats :

Le graphique de Gibbs qui présente les variations du rapport de $Na/(Na+Ca)$ et celui de $Cl/(Cl+HCO_3)$ en fonction des Solides Totaux Dissous « TDS » (Fig.VII.13 et VII.14), indique que 82% des échantillons d'eaux souterraines sont influencés simultanément par le processus d'évaporation et celui de précipitation, tandis que, 18% sont contrôlés seulement par l'effet de l'évaporation.

L'eau de surface et l'humidité présente dans la zone non saturée se concentre par l'évaporation ce qui conduit à la précipitation des évaporites qui sont finalement lessivées dans la zone saturée.

Compte tenu de l'intensification des activités d'irrigation associée par une faible profondeur d'eau dans les régions agricoles, l'évaporation devenue un facteur majeur pour la concentration des ions qui provoque une hausse de salinité et également à un TDS élevé (TDS max = 20483 mg/l).

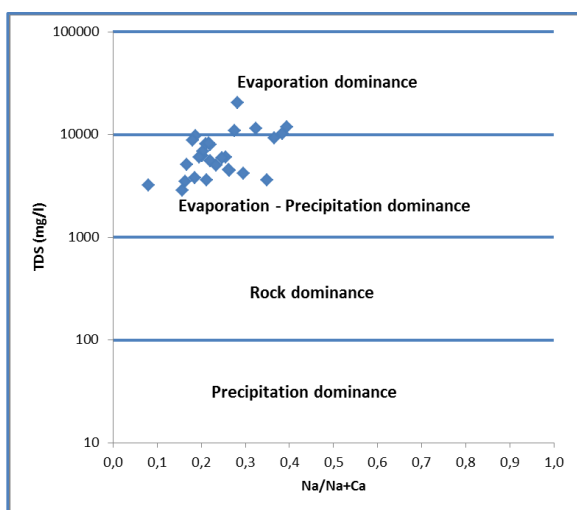


Figure VII.13 : Digramme de Gibbs pour les cations.

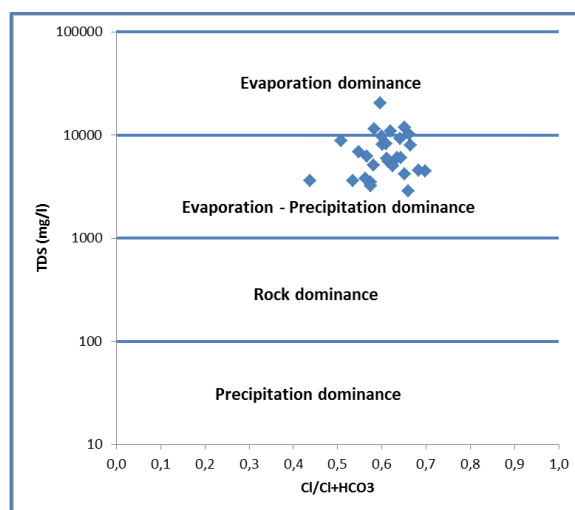


Figure VII.14 : Digramme de Gibbs pour les anions.

VII.4. Diagrammes binaires expliquant l'origine des éléments et les processus chimiques dominants :

VII.4.1. Relation des anions et des cations en fonction de la conductivité électrique :

Selon la figure VII.15 et le tableau VII.1, tous les éléments (Ca, Mg, Na, k, HCO₃, Cl et SO₄) présentent une corrélation bonne à très forte ($0.5 < r < 1$) avec la conductivité électrique des eaux analysées, ce qui révèle la contribution de ces éléments dans la minéralisation des eaux souterraines de la plaine.

Tableau VII.1 : Matrice de corrélation entre différents éléments.

Paramètres	CE (μs/cm)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
CE (μs/cm)	1							
Ca ²⁺	0.94	1						
Mg ²⁺	0.94	1	1					
Na ⁺	0.9	0.86	0.87	1				
K ⁺	0.52	0.5	0.5	0.43	1			
HCO ₃ ⁻	0.94	1	1	0.86	0.5	1		
Cl ⁻	0.95	0.94	0.94	0.91	0.52	0.94	1	
SO ₄ ²⁻	0.67	0.62	0.62	0.65	0.25	0.62	0.58	1

* Tous les éléments chimiques sont en meq/l.

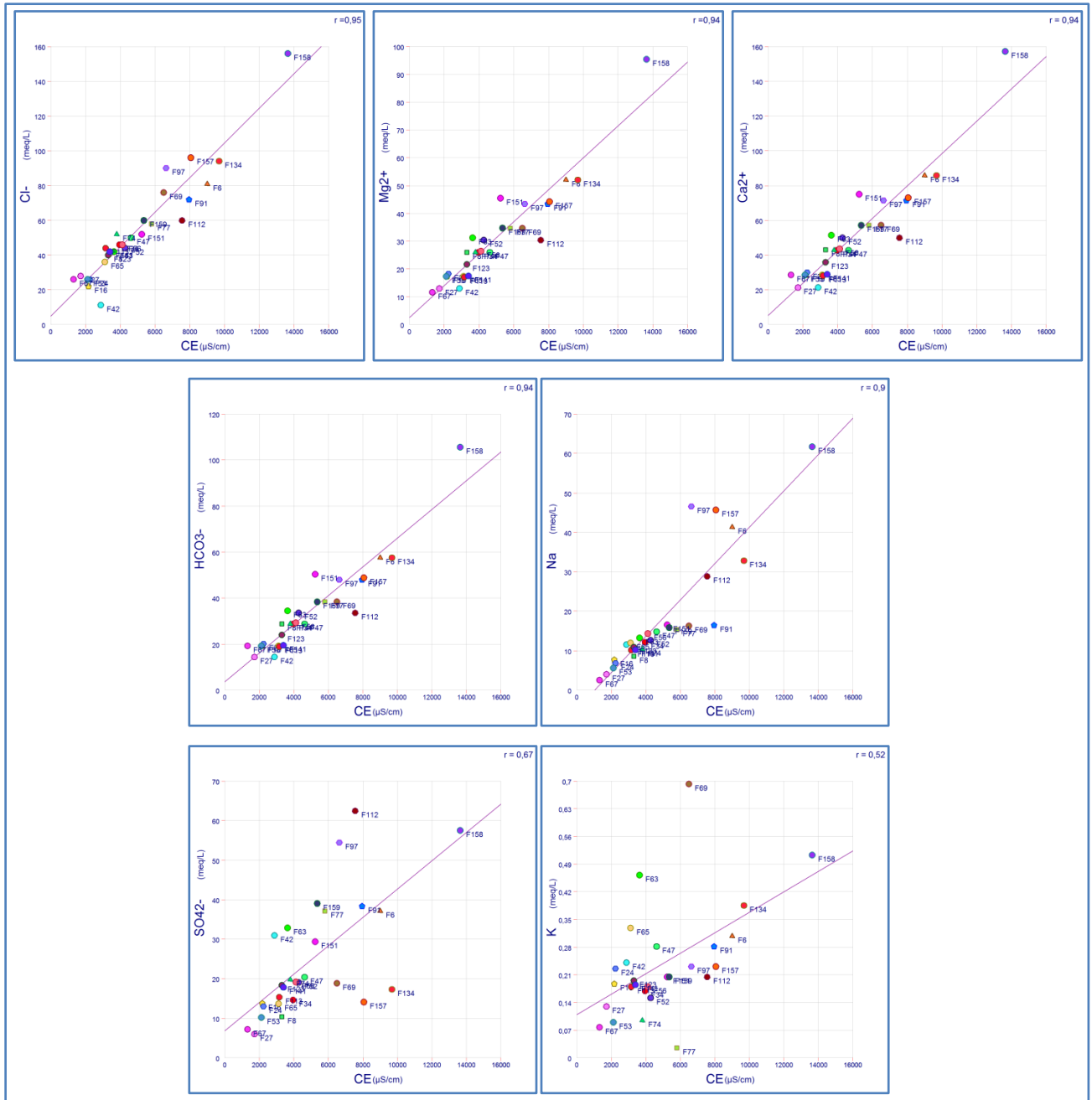


Figure VII.16 : Relation des éléments majeurs en fonctions de la conductivité électrique.

VII.4.2. Relation entre $\text{HCO}_3^- / (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$ et la conductivité électrique :

Cette relation montre l'origine globale de la salinité. En effet, le diagramme (Fig.VII.17) montre que l'ensemble des points présentent un pôle où les ions chlorurés et sulfatés sont les plus dominants. Ces échantillons se caractérisent par l'influence primordiale des effets évaporitiques. Par ailleurs, ce rapport s'accroît au fur et à mesure que la salinité augmente dont cette dernière s'exhausse dans le sens d'écoulement des eaux souterraines.

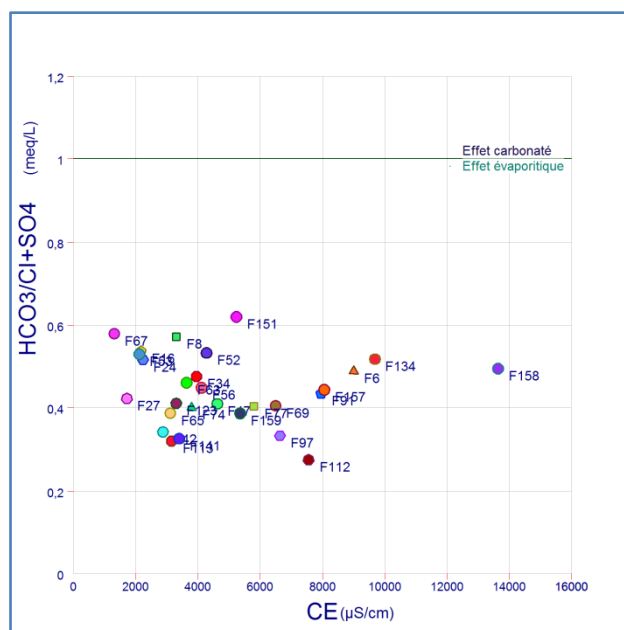


Figure VII.17 : Relation $\text{HCO}_3^- / (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}) = f(\text{CE})$.

VII.4.3. Diagrammes (Na^+/Cl^-) et (Na^+/Cl^-) en fonction de la conductivité :

Les chlorures et le sodium peuvent avoir une origine multiple. Ainsi, ils peuvent provenir à partir d'un mélange avec de l'eau de mer (Shouakar-Stash et al., 2007). Les ions Na^+ proviennent en grande partie de la dissolution de l'halite (Capaccioni et al., 2005).

La relation Na-Cl permet l'identification de l'origine des mécanismes de la salinisation de l'eau dans les zones arides et semi-arides (Dixon and Chiswell, (1992); Guendouz et al., (2002); Jalali, (2009)).

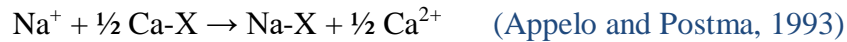
Le diagramme (Na^+/Cl^-) est affecté sur une échelle arithmétique avec en abscisse la teneur en milliéquivalent du sodium et en ordonnée celle des chlorures. La relation entre ces deux éléments peut mettre en évidence le long d'une ligne droite de pente 1 qui représente la dissolution d'halite.

Une réduction du rapport Na^+ sur Cl^- avec le temps et / ou la distance résultant de l'échange de Na^+ avec d'autres cations a été observée dans des études sur les sels de déglacage (Rhodes, Newton et Pufall, (2001); Vengosh et Keren, (1996)) et des eaux usées (Vengosh et Keren, 1996).

- Interprétation des résultats :

Le diagramme Na^+ en fonction de Cl^- (Fig.VII.18) montre que tous les points d'eau sont au-dessous de la ligne de dissolution de l'halite et présentent une forte corrélation entre eux ($r = 0.91$). Ces échantillons présentant des rapports Na^+/Cl^- inférieurs à 1 indiquent que la dissolution de l'halite n'est pas la principale source de concentrations de Na^+ dans les eaux et que d'autres processus peuvent avoir lieu. D'une part, le déficit en ions Na^+ peut s'expliquer par leur

contribution dans les réactions des échanges cationiques qui se produisent entre le sodium des eaux et les sédiments de l'aquifère de Mio-Plio-Quaternaire selon l'équation suivante :



Dont, **X** indique le sédiment échangeur.

D'autre part, l'excès en Cl⁻ peut attribuer aux rejets des eaux usées, riches en cet élément, dans les fosses septiques.

Pour le rapport Na⁺/Cl⁻ en fonction de la conductivité, si l'évaporation est le processus dominant, on s'attendrait à voir un rapport Na⁺/Cl⁻ constant en supposant qu'aucun élément ne précipite dans l'aquifère (Jankowski et Acworth, 1997).

La figure VII.19 montre que la ligne de tendance est légèrement inclinée et que le rapport Na⁺/Cl⁻ augmente proportionnellement avec la salinité (CE) ce qui indique que l'évaporation ne peut pas être le seul processus géochimique dominant et contrôlant la chimie des eaux souterraines dans la région d'étude et que le phénomène d'échange inverse d'ions s'associe avec l'évaporation dans la salinisation des eaux. Ceci se justifie par les diagrammes de Gibbs (Fig.VII.13 et VII.14) qui montre que l'évaporation et les précipitations sont les processus dominants pour l'acquisition de la minéralisation des eaux de la plaine.

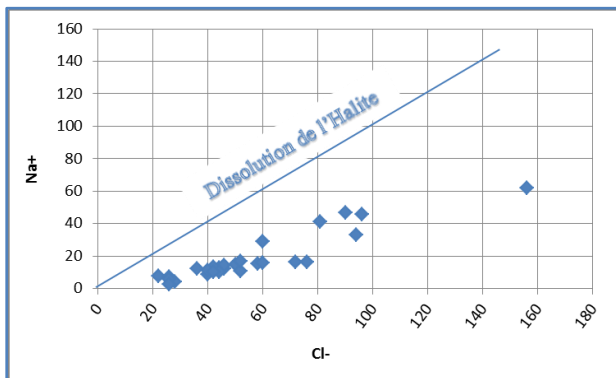


Figure VII.18 : Relation Na⁺ en fonction Cl⁻ des eaux souterraines.

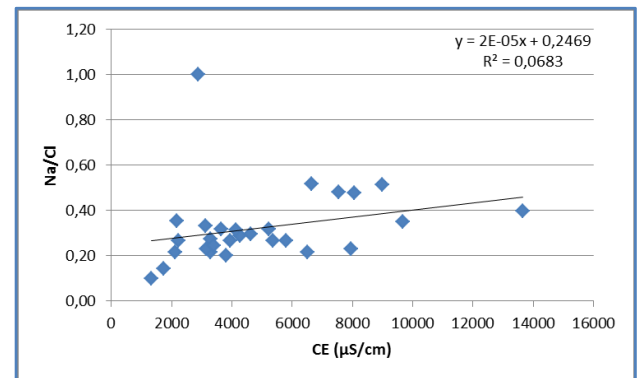


Figure VII.19 : Relation Na⁺/Cl⁻ en fonction de la conductivité électrique des eaux souterraines.

VII.4.4. Diagrammes (Na⁺ + K⁺) = f (Ca²⁺ + Mg²⁺) :

La relation (Na⁺ + K⁺) en fonction (Ca²⁺ + Mg²⁺) a été utilisée pour étudier l'influence de l'échange ionique sur la chimie des eaux souterraines de la nappe de Mio-Plio-Quaternaire de la zone d'étude. Le graphique (Fig.VII.20) indique la présence des échantillons au-dessus de la ligne 1: 1, en désignant que l'échange d'ions inversé a lieu dans la minéralisation des eaux de la nappe.

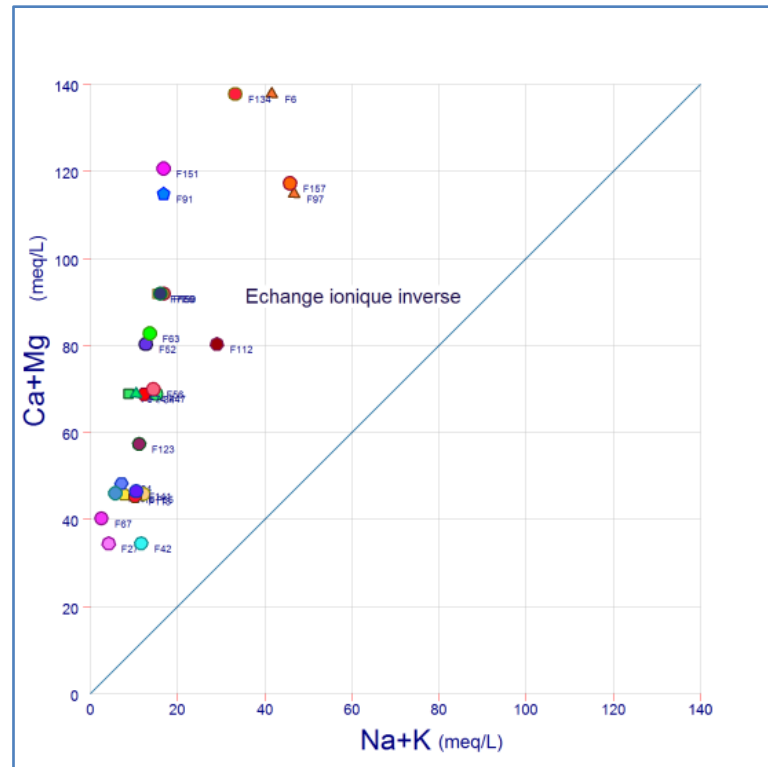


Figure VII.20 : Relation $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) = f(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$.

VII.4.5. Diagramme $(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}) = f(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$:

Si la relation $(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ vs $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ est proche d'une ligne de pente 1 cela indique que la dissolution de la calcite, la dolomie, du gypse et de l'anhydrite influence la chimie des eaux (Cerling et al., (1989); Fisher and Mulican, (1997)).

L'abondance de $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ indique que l'échange ionique inverse est le mécanisme dominant et s'il y'a une dominance de $(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$ par rapport $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ cela désigne que l'échange ionique est le processus dominant.

- Interprétation des résultats :

A l'exception des deux échantillons (F42 et F112), la minéralisation de la majorité des eaux analysées est contrôlée par l'échange d'ions inverse qui tend à déplacer tous les points vers le bas de la ligne de pente 1 en raison de l'excès de $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$, (Fig.VII.21).

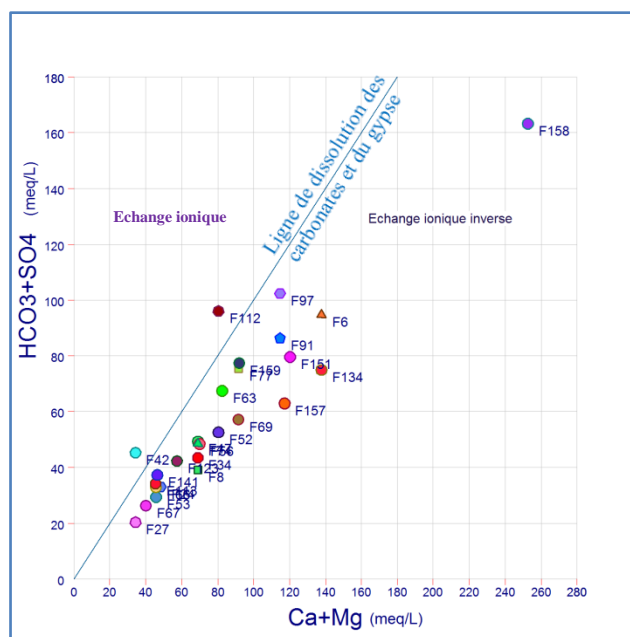


Figure VII.21 : Relation $(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}) = f(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$.

VII.4.6. Rapport $\text{Mg}^{2+} / \text{Ca}^{2+}$:

Les composants nécessaires à la précipitation de dolomite peuvent provenir de différents minéraux. L'aragonite, la calcite riche et pauvre en magnésium sont des réactifs présents dans les roches carbonatées. La dissolution de telles phases enrichit les fluides circulant dans la roche, en ions Ca^{2+} , CO_3^- et Mg^{2+} . Ces derniers acquièrent ainsi un pouvoir dolomitisant. La circulation de tels fluides dans un substrat carbonaté favorise la dolomitisation à un degré de sursaturation plus faible. La micrite par exemple, est un substrat favorable à la dolomitisation. Une dolomite primaire est issue de la précipitation directe dans un milieu de sédimentation où circulent des fluides supersaturés (in Maryline Goudalier, 1998).

Hounslaw suggère que, si Mg^{2+} est supérieur (égal ou inférieur) à Ca^{2+} , il existe trois possibilités telles que : 1) dissolution du gypse ($\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+} = 0.5$), 2) altération de calcaire dolomitique ($\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+} < 0.5$), 3) dissolution de la dolomite et précipitation de la calcite ($\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+} > 0.5$), (Hounslaw, 1995).

- Interprétation des résultats :

Les échantillons d'eaux analysés sont calciques plus que magnésiens et présentent une forte corrélation entre eux ($r = 1$) reliée au phénomène de dolomitisation, (Fig.VII.22). Le rapport $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ est de l'ordre de 0.6, ce qui explique qu'une grande partie des ions Mg^{2+} et Ca^{2+} des eaux souterraines tirent principalement son origine selon le processus de dissolution-précipitation de la dolomite et la calcite.

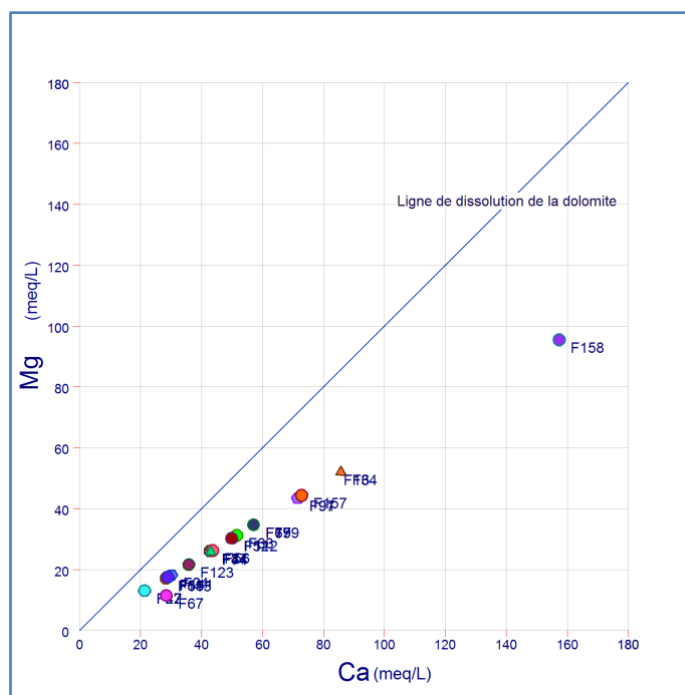


Figure VII.22 : Relation Mg^{2+} en fonction Ca^{2+} .

VII.4.7. Relation entre Ca^{2+} et SO_4^{2-} , HCO_3^- , ($HCO_3^- + SO_4^{2-}$) :

On prend en considération les relations du calcium en fonction des bicarbonates et des sulfates qui indiquent les deux origines principales du Ca^{2+} .

- Interprétation des résultats :

La relation Ca^{2+} en fonction SO_4^{2-} montre un excès en calcium par rapport aux sulfates. Ces deux éléments présentent une bonne corrélation ($r = 0.62$), cela signifie qu'une quantité estimable de calcium provient de la dissolution du gypse (Fig.VII.23).

Néanmoins, la représentation graphique de l'évolution du calcium en fonction des bicarbonates (Fig.VII.24), montre un ensemble des points fortement corrélés entre eux ($r = 1$) et qui se positionnent linéairement sur la droite à pente 1, indiquant l'origine carbonatée des ions du calcium.

Tandis que, la relation entre Ca^{2+} et ($HCO_3^- + SO_4^{2-}$) signale une légère dispersion entre les points ($r = 0.92$) mais qu'ils s'alignent selon une droite de pente proche de 1 (Fig.VII.25).

En concluant, la dissolution des carbonates des reliefs constitue une origine primordiale du calcium tandis que, le gypse du Trias et des chotts participe comme une source secondaire pour cet élément.

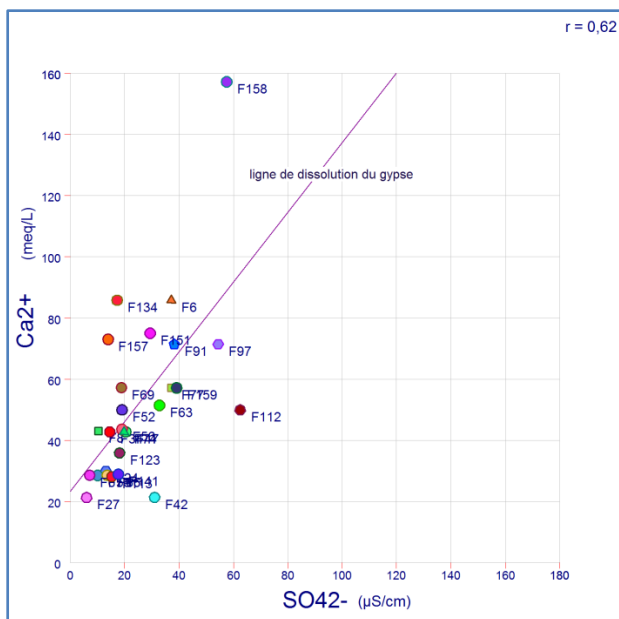


Figure VII.23 : Relation $Ca^{2+} = f(SO_4^{2-})$.

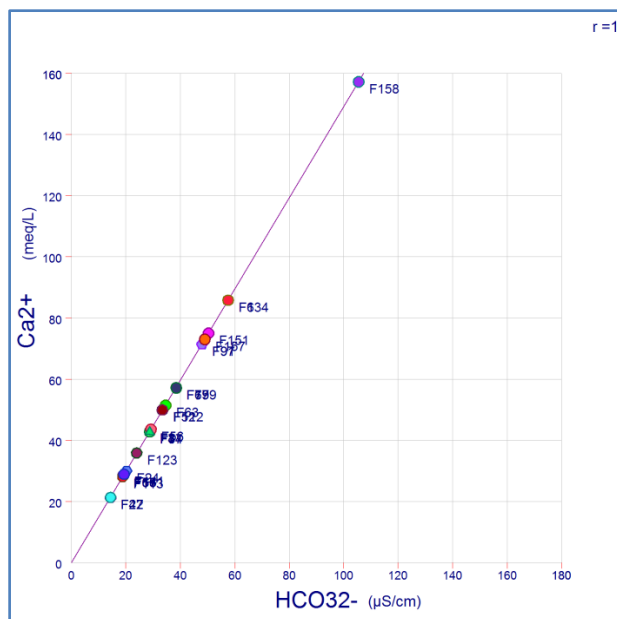


Figure VII.24 : Relation $Ca^{2+} = f(HCO_3^-)$.

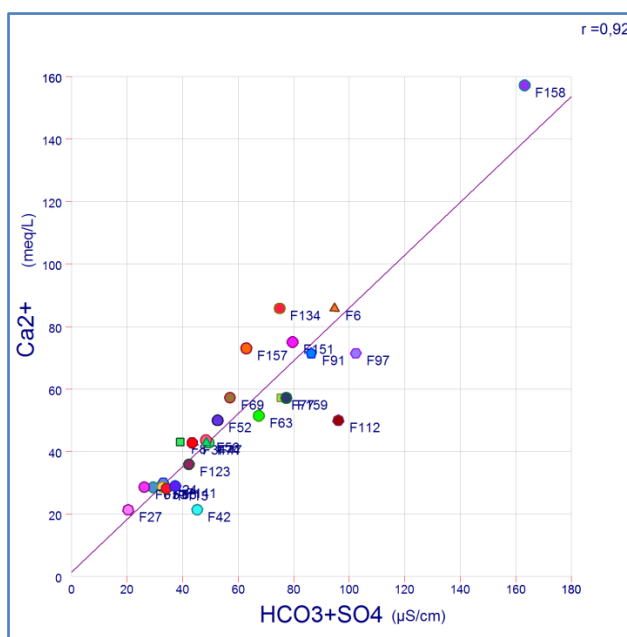


Figure VII.25 : Relation $Ca^{2+} = f(HCO_3^- + SO_4^{2-})$.

VII.4.8. Relations de Sr^{2+} avec les Ca^{2+} , HCO_3^- et SO_4^{2-} :

Le strontium s'apparente au calcium auquel il se substitue dans les roches carbonatées. Il se retrouve généralement sous forme de strontianite ($SrCO_3$) et de célestine ($SrSO_4$) qui est un minéral souvent associé au gypse ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$).

- **Interprétation des résultats :**

Le strontium des eaux souterraines analysées est fortement corrélé avec le calcium ($r = 0.94$) (Fig.VII.26) et les bicarbonates ($r = 0.94$) (Fig.VII.27). Cependant, elles présentent une corrélation moindre avec les sulfates ($r = 0.69$) (Fig.VII.28). Ces deux derniers résultats de corrélation sont pareils à celles du Ca^{2+} avec HCO_3^- et SO_4^{2-} . Donc, on peut identifier l'origine probable du strontium qui est principalement la dissolution des carbonates et secondairement du gypse.

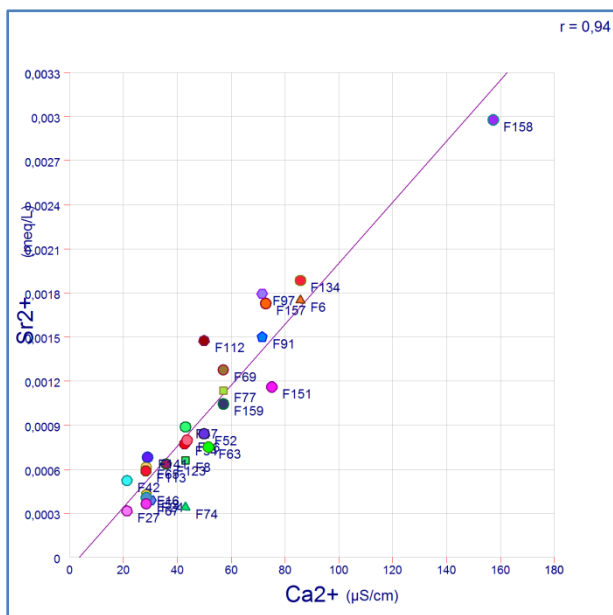


Figure VI.26 : Relation $\text{Sr}^{2+} = f(\text{Ca}^{2+})$.

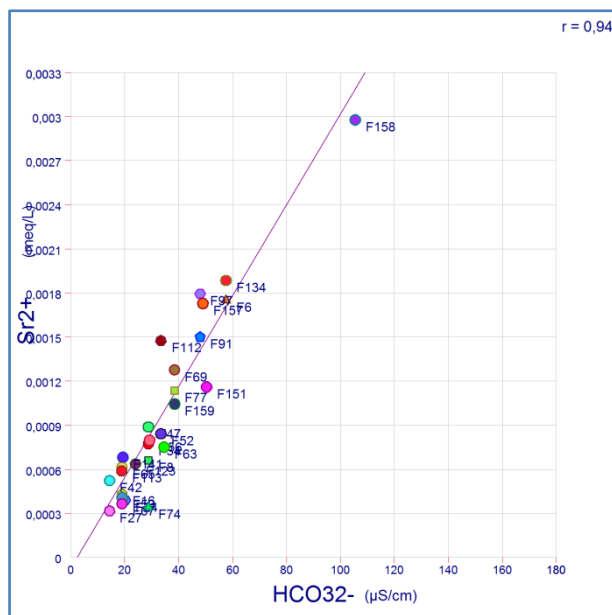


Figure VII.27 : Relation $\text{Sr}^{2+} = f(\text{HCO}_3^-)$.

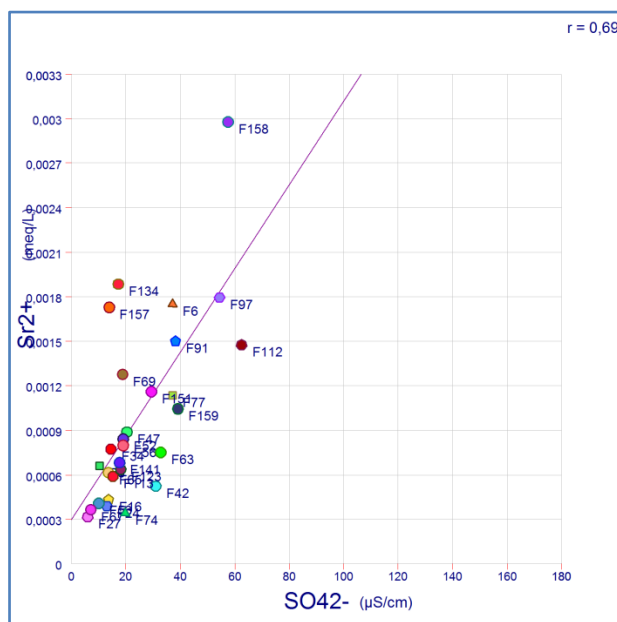


Figure VII.28 : Relation $\text{Sr}^{2+} = f(\text{SO}_4^{2-})$.

VII.9. Autres relations indiquant l'effet anthropique :

Les deux relations de l'ammonium en fonction des sulfates et des nitrates montrent des corrélations de l'ordre de 0.74 et 0.62 successivement (Fig.VII.29 et VII.30). Ainsi, la corrélation entre les nitrates et les phosphates est environ 0.60 (Fig.VII.31). Ces bonnes corrélations indiquent l'origine commune de ces éléments qui est liée à l'utilisation des engrais chimiques tels que NH_4NO_3 (Ammonitrate) et $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (Sulfate d'ammonium) et celles riches en potassium et de type (NPK) comme : « MAIROL vert 14/12/14 » et « Verdicrop12/12/36 », dans la plaine.

La bonne corrélation entre l'ammonium et les chlorures (0.63) est liée à l'utilisation des engrais organiques riches en azote et ceux inorganiques contenant des chlorures d'une part, et aux rejets anarchiques des eaux domestiques dans les fosses septiques sans aucun traitement d'autre part (Fig.VII.32).

L'évolution des chlorures en fonction du potassium présente également une bonne corrélation (0.63) (Fig.VII.33), cela reflète l'effet de l'interaction eau-roche où les évaporites sont riches en ces éléments, et probablement celui de retour des eaux d'irrigation après lessivage des engrais composés en K et Cl.

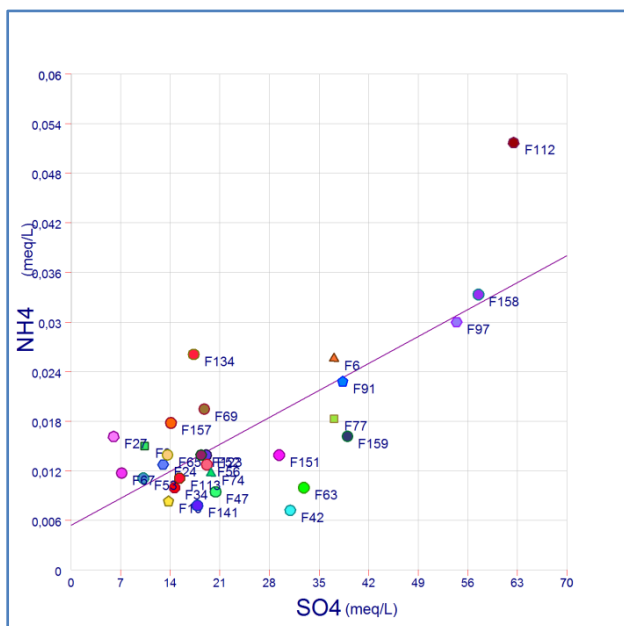


Figure VII.29 : Relation $\text{NH}_4^+ = f(\text{SO}_4^{2-})$.

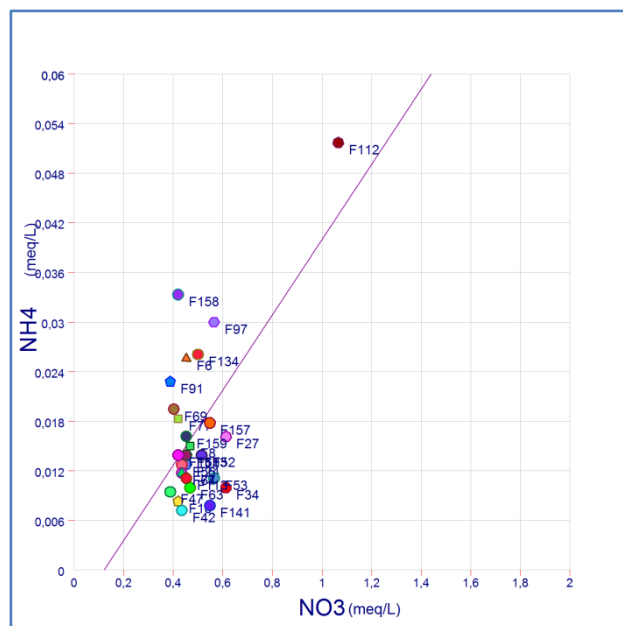


Figure VII.30 : Relation $\text{NH}_4^+ = f(\text{NO}_3^-)$.

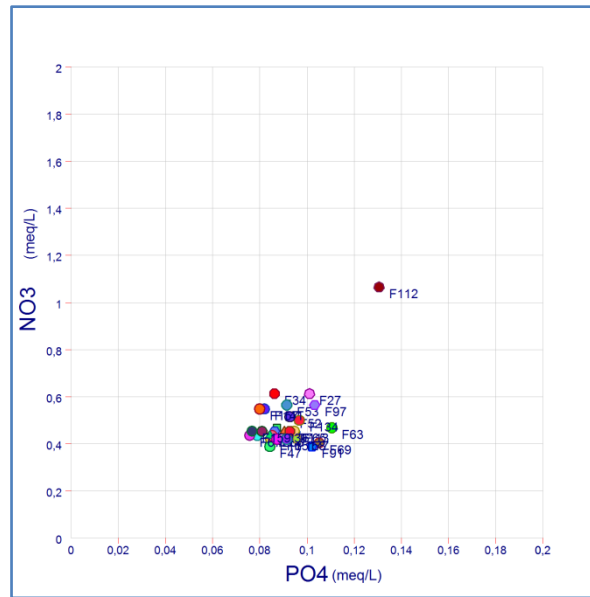


Figure VII.31 : Relation $\text{NO}_3^- = f(\text{PO}_4^-)$.

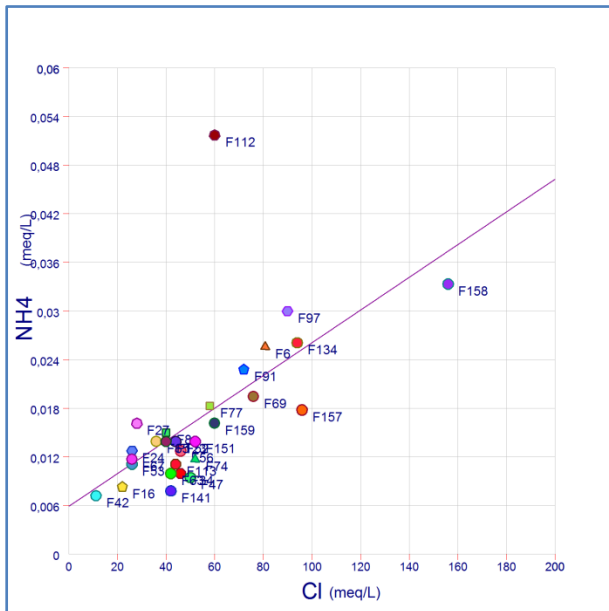


Figure VII.32 : Relation $\text{NH}_4^+ = f(\text{Cl}^-)$.

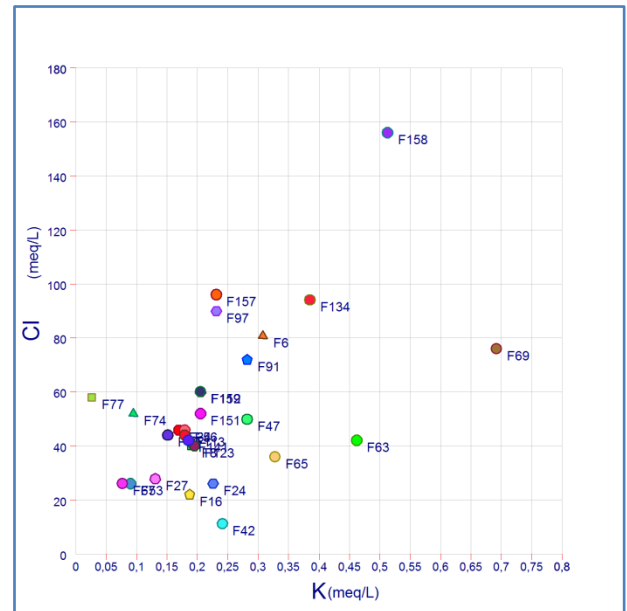


Figure VII.33 : Relation $\text{Cl}^- = f(\text{K}^+)$.

Conclusion :

L'étude des mécanismes d'acquisition des différents ions des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout par les diverses méthodes a permis de déduire les constatations suivantes :

- A l'exception de la strontianite, les eaux souterraines de la zone d'étude reflètent un état de précipitation à l'égard de la calcite, l'aragonite et fortement sous forme de dolomite. Ces minéraux tirent leur origine de la dissolution des calcaires et des dolomies du Jurassico-Crétacé. Cet état de

sursaturation implique un excès en ions Ca^{2+} et Mg^{2+} qui donne impérativement des eaux très dures ayant acquis leur dureté par le processus d'échange ionique inverse (car $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} > \text{HCO}_3^-$).

- Bien que les fortes concentrations en ions Cl^- , SO_4^{2-} et Ca^{2+} , l'halite et la célestite et l'anhydrite sont majoritairement à l'état de sous-saturation et dont l'halite représente un indice de saturation le plus faible. Cependant, un bon nombre d'échantillons (78%) montrent un état d'équilibre vis-à-vis du gypse.

- Généralement, la répartition spatiale des indices de saturation de minéraux carbonatés et évaporitiques s'exhausent dans les deux sens de circulation des eaux souterraines dont le premier est de direction SE-NW et le second à partir de la zone de surexploitation vers le chott Tinsilt où ces indices atteignent ses valeurs maximales. Notamment, les indices de saturation en $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ et de CaSO_4 qui tendent à s'équilibrer au niveau des chotts où la présence de gypse semble être parmi les causes de fortes teneurs en SO_4^{2-} et Ca^{2+} , cela est confirmé par la relation positive entre Ca^{2+} et SO_4^{2-} . Parallèlement, le rapport $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ montre que la mise en solution du magnésium et du calcium, en grande partie, est due à la présence des dolomies et des calcaires constituant les reliefs, ce qui favorise une sursaturation vis-à-vis de la dolomite, la calcite et de l'aragonite et en conséquence leurs précipitations.

- Les indices chloro-alkalins (I.C.A₁ et I.C.A₂) révèlent que l'échange ionique inverse est le processus dominant dans la minéralisation des eaux. Ceci pouvant être attribué à une pollution anthropique causant un excès en ions chlorures dans les eaux et également à la précipitation de NaCl dans les climats semi arides.

- La relation $[(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - (\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})] / (\text{Na}^+ + \text{K}^+ - \text{Cl}^-)$ confirme d'une part, que le mécanisme d'échange ionique inverse entre les minéraux argileux et les infiltrations des eaux de pluie et leurs séjours au sein de l'aquifère, à lieu dans le phénomène d'acquisition du chimisme, ce qui fait diminuer les ions Na^+ . D'autre part, la dissolution des formations gypseuses et carbonatées participe également à créer un excès en Ca^{2+} et Mg^{2+} par rapport aux ions HCO_3^- et SO_4^{2-} .

Néanmoins, la moyenne corrélation entre les points d'eaux analysés indique de possibles apports de cations par l'hydrolyse des silicates qui produit une augmentation de la concentration en cations, en HCO_3^- et en silice.

- Les relations : (Ca^{2+} vs SO_4^{2-}) ; (Ca^{2+} vs HCO_3^-) et Ca^{2+} vs ($\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$) indique que la dissolution des carbonates des reliefs constitue une origine primordiale du calcium tandis que, le gypse du Trias et des chotts participe comme une source secondaire pour cet élément.

- Compte tenu de l'intensification des activités d'irrigation associée par une faible profondeur d'eau dans les régions agricoles et semi arides, l'évaporation est devenue un facteur majeur pour la concentration des ions. Le graphique de Gibbs confirme que 82% des échantillons d'eaux

souterraines sont influencés simultanément par le processus d'évaporation et celui de précipitation, tandis que, 18% sont contrôlés seulement par l'effet de l'évaporation. Par ailleurs, le diagramme qui présente la relation entre $\text{HCO}_3^- / (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$ et la conductivité électrique affirme que l'origine globale de la salinité se réfère à l'influence primordiale des effets évaporitiques.

- Les rapports des éléments (Cl, Mg, Ca, HCO_3 , Na, SO_4 et K) avec la conductivité électrique des eaux analysées illustrent la contribution de ces éléments dans la minéralisation des eaux souterraines de la plaine.

- Le diagramme Na^+ en fonction de Cl^- indiquent que la dissolution de l'halite n'est pas la principale source de concentrations de Na^+ dans les eaux et que d'autres processus peuvent avoir lieu. D'une part, le déficit en ions Na^+ peut s'expliquer par leur contribution dans les réactions des échanges cationiques qui se produisent entre le sodium des eaux et les sédiments de l'aquifère de Mio-Plio-Quaternaire. D'autre part, l'excès en Cl^- peut attribuer aux rejets des eaux usées, riches en cet élément, dans les fosses septiques.

- Pour le rapport Na^+/Cl^- en fonction de la conductivité électrique, l'évaporation ne peut pas être le seul processus géochimique contrôlant la chimie des eaux souterraines dans la région d'étude mais le phénomène d'échange inverse d'ions peut avoir lieu dans la salinisation des eaux, dont la relation $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ en fonction $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ révèle que la minéralisation de la majorité des eaux analysées est contrôlée par ce dernier phénomène.

- La corrélation du strontium des eaux souterraines analysées avec Ca^{2+} , HCO_3^- et SO_4^{2-} permet d'identifier l'origine probable du strontium qui est principalement la dissolution des carbonates et secondairement du gypse.

- Les bonnes corrélations de l'ammonium avec les sulfates et les nitrates ainsi, entre les nitrates et les phosphates indiquent l'origine commune de ces éléments qui est liée à l'utilisation des engrais chimiques tels que NH_4NO_3 (Ammonitrate) et $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (Sulfate d'ammonium) et celles riches en potassium et de type (NPK) comme : « MAIROL vert 14/12/14 » et « Verdicrop12/12/36 », dans la plaine.

- L'ammonium et les chlorures sont bien corrélés, cela peut s'expliquer par l'application des engrais organiques riches en azote et ceux inorganiques contenant des chlorures d'une part, et aux rejets anarchiques des eaux usées domestiques dans les fosses septiques sans aucun traitement d'autre part.

- L'évolution des chlorures en fonction du potassium reflète l'effet de l'interaction eau-roche où les évaporites sont riches en ces éléments, et probablement celui de retour des eaux d'irrigation après lessivage des engrais composés en K et Cl.

EVALUATION DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES

Introduction :

En raison de la surexploitation des eaux souterraines et de leur risque de contamination par les activités agricoles (utilisation des engrais inorganiques, des fumiers, des pesticides et des méthodes inappropriées à l'irrigation) et urbaines, selon l'OMS, environ 80% de toutes les maladies chez l'homme sont causées par l'eau. Une fois que les eaux souterraines sont contaminées, il est impossible de rétablir leur qualité en arrêtant seulement les polluants à la source. Il devient donc impératif de surveiller régulièrement la qualité des eaux souterraines et de les protéger. L'indice de qualité de l'eau est l'un des outils les plus efficaces pour communiquer des informations sur la qualité de l'eau aux citoyens et les décideurs politiques concernés. Cela devient donc un paramètre important pour l'évaluation et la gestion des eaux souterraines. L'objectif de la présente partie est d'examiner l'adéquation des eaux souterraines à la consommation humaine (sur la base des valeurs calculées de l'indice de qualité de l'eau (IQE)) et à l'irrigation (IQEI).

VIII.1. Évaluation de l'indice de qualité des eaux (IQE):

L'indice de la qualité de l'eau (ou Water Quality Index (WQI)) est une des techniques les plus efficaces permettant d'évaluer la qualité des eaux. Il est défini comme étant une estimation de la qualité globale de l'eau sur la base de l'influence de plusieurs paramètres (Ramakrishnaiah et al., 2009). Son principal objectif est de transformer les données complexes sur la qualité de l'eau en informations facilement compréhensibles, utilisables et afin de classer les eaux en fonction de leur aptitude à la consommation humaine. Pour ce faire, plusieurs étapes sont nécessaires :

- Le choix et la pondération des paramètres physico-chimiques impliqués dans l'évaluation de la qualité de l'eau. Un poids (w_i) est affecté à un paramètre en tenant compte de son importance relative dans l'évaluation de la qualité totale d'une eau destinée à la consommation humaine.

Dans l'exemple du tableau VIII.1, le poids maximal de 5 a été assigné aux nitrates en raison de leur importance majeure dans l'évaluation de la qualité de l'eau (Ramakrishnaiah et al., 2009). De même, le poids 5 a été attribué aux métaux lourds comme le cadmium (Cd). En effet, du fait de leur caractère non-biodégradable, et de leur toxicité, les métaux lourds représentent un danger pour la santé humaine (Garbarino et al., (1995) ; Shrestha et al., (2016)). Cependant, le magnésium a été affecté du poids 2 car il ne présente pas de réels effets nuisibles à la santé humaine.

- Le calcul du poids relatif (W_i) de chaque paramètre (Tab.VIII.1) est effectué en suivant l'équation :

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

Avec :

w_i : Poids affecté à chaque paramètre.

n : Nombre de paramètres retenus.

- La détermination d'une échelle d'estimation de la qualité (q_i) pour chaque paramètre en divisant sa concentration dans chaque échantillon d'eau par une valeur guide puis multiplié le résultat par 100.

L'équation ci-dessous illustre le calcul de (q_i) :

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100$$

Où :

q_i : Qualité de l'eau estimée par rapport au paramètre i .

C_i : Concentration en mg/l de chaque paramètre mesurée dans chaque échantillon d'eau.

S_i : Valeur guide proposée pour les eaux de boisson.

- La détermination de l'indice de qualité de l'eau (IQE) est effectuée à partir des équations suivantes :

$$SI_i = W_i \times q_i$$

$$IQE = \sum SI_i$$

Où :

SI_i : Sous-indice (ou indice partiel), désigne l'indice de qualité pour un paramètre i donné. Il est calculé pour chaque paramètre et l'addition de tous les SI_i permet d'obtenir l'indice de qualité de l'eau du site concerné (IQE). Le regroupement des valeurs de L'IQE comme indiqué dans le tableau VIII.2 permet de classer les eaux étudiées. Les classes sont au nombre de 5 et vont de « eaux excellentes » à « eaux impropres à la consommation humaine » au regard des paramètres retenus.

Tableau VIII.1 : Pondération des paramètres de qualité.

Paramètres chimiques	Poids (w_i)	Poids relatif (W_i)
Conductivité électrique ($\mu\text{S/cm}$)	4	0.11
pH	4	0.11
Dureté totale (mg/l CaCO_3)	2	0.053
Sulfates (mg/l)	4	0.11
Chlorures (mg/l)	3	0.079
Sodium (mg/l)	2	0.053
Calcium (mg/l)	2	0.053
Potassium (mg/l)	2	0.053
Nitrates (mg/l)	5	0.13
Cadmium (mg/l)	5	0.13
Fer (mg/l)	4	0.11
Zinc (mg/l)	1	0.026
Total	38	1

Tableau VIII.2 : Classification des eaux basée sur les valeurs IQE (Ramakrishnaiah et al., 2009).

Valeurs de l'IQE	Qualité des eaux
< 50	Excellente qualité
50 – 100	Bonne qualité
100 – 200	Qualité médiocre
200 – 300	Qualité mauvaise
> 300	Eau impropre à la boisson

- Résultats et interprétation des analyses :

Pour le calcul de l'indice de qualité de l'eau, les 12 paramètres suivants ont été pris en compte : conductivité électrique, pH, dureté totale, sulfate, chlorure, sodium, calcium, potassium, nitrate, cadmium, fer et zinc. En se basant sur le Si qui est la norme algérienne de l'eau potable pour chaque paramètre, l'IQE obtenu pour les échantillons analysés varie de 78.84 à 1718.71. La classification des eaux basée sur cet indice montre que près de 7.1% de ces eaux sont de bonne qualité et environ de 17.9% ont une qualité médiocre, ainsi 10.7% des échantillons sont de mauvaise qualité. Les eaux de ces deux dernières classes nécessitent un certain traitement avant leur consommation et doivent également être protégées des risques de contamination. Finalement, 64.3% ont dépassé 300, la limite supérieure de l'eau potable, et sont impropres à la consommation néanmoins elles peuvent être adaptées à l'irrigation ou à la pisciculture (Fig.VIII.1 et VIII.2).

Sur la base de ces résultats, nous suggérons des recommandations pour améliorer les conditions environnementales et la qualité de l'eau :

- L'arrêt de la consommation d'eau polluée.
- Arrêter ou réduire l'utilisation d'engrais dans les pratiques agricoles.
- Implication des autorités (locales / nationales) pour la préservation de la qualité de l'eau.

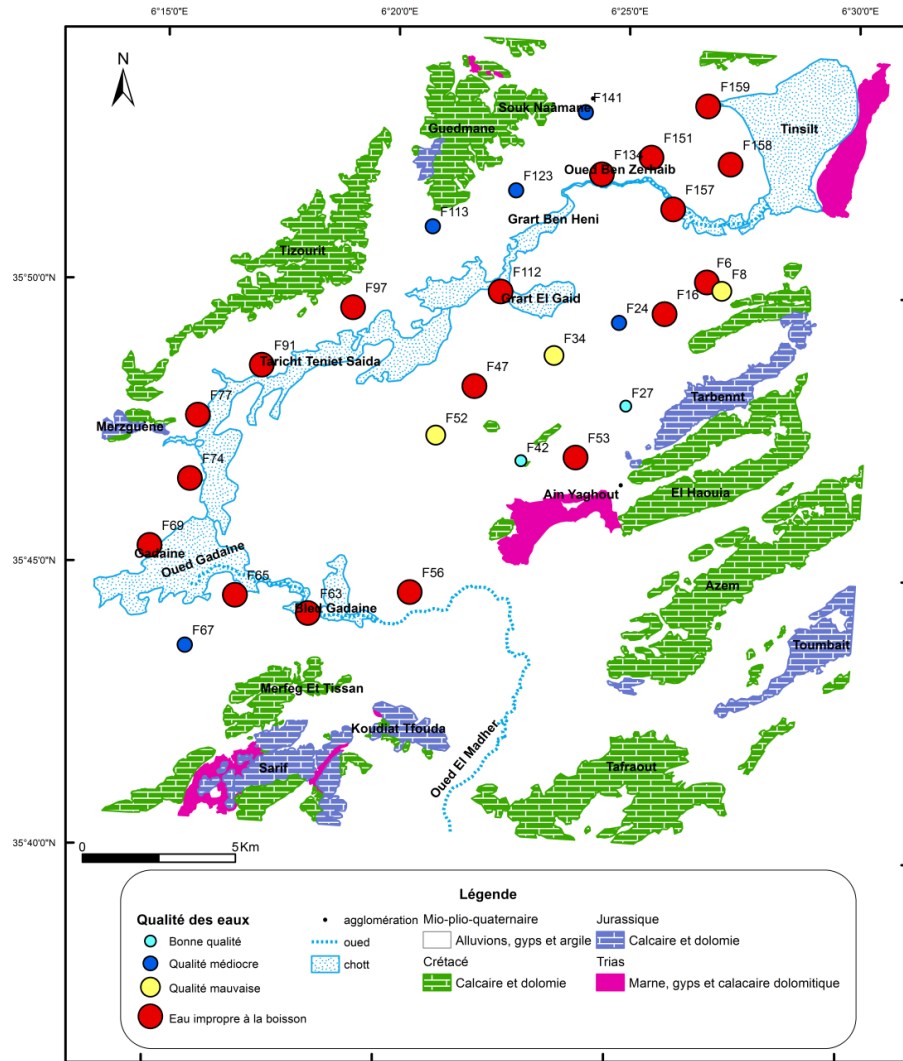


Figure VIII.1 : Classification des eaux souterraines de la plaine de Gadaine-Ain Yaghout selon l'IQE.

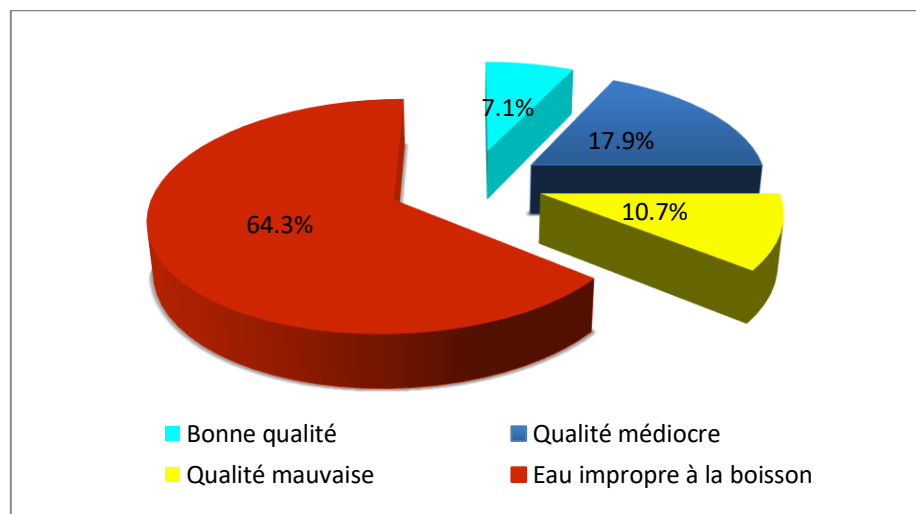


Figure VIII.2 : Pourcentage et classes des eaux souterraines de la plaine de Gadaine-Ain Yaghout selon l'IQE.

VIII.2. État de la qualité des eaux en vue d'un usage agricole :

Les impacts que la qualité de l'eau aura sur les plantes et les caractéristiques du sol sont les principales préoccupations en matière de systèmes d'irrigation conventionnels. Pour cet effet, quelques critères pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation ont été proposés :

VIII.2.1. Salinité (contenu total en sel soluble) :

Les principaux sels responsables de la salinité de l'eau sont les sels de (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} et HCO_3^{2-}). La salinité peut se mesurer, soit par les matières dissoutes totales (MDT) exprimées en mg/l ou, plus couramment, par la conductivité électrique, exprimée en (mS/cm). Une valeur élevée de la salinité signifie une grande quantité d'ions en solution, ce qui rend plus difficile l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par la plante. Avec un tel niveau de salinité, il y a un effet négatif fort sur la disponibilité de l'eau pour la plante (Ayers et Westcot, 1988). L'eau d'irrigation est d'une forte salinité ne convient pas normalement à l'irrigation (Durand, 1960). Les plantes transpirent généralement de l'eau pure disponible dans la solution du sol et comme la teneur en cette eau diminue considérablement au fur et à mesure que la CE augmente, cela conduit à l'accumulation préférentielle de certains ions comme Na^+ ou Cl^- ce qui peut induire à des déficiences pour l'alimentation minérales des cultures en certains éléments minéraux comme K^+ , Ca^{2+} ou NO_3^- (Hu et Schmidhalter, 2005). Donc une salinité trop élevée peut causer des brûlures racinaires ce qui influe directement au rendement des cultures. Comme, elle peut empêcher la germination des semences et endommager les plantes établies (Montanarella, 1999).

En guide de synthèse, nous retiendrons que la gestion de la salinité résulte de la capacité à maintenir des conditions favorables au développement de la culture en fonction de trois déterminants principaux : la salinité des eaux d'irrigation, la conduite de l'irrigation et du drainage afin de lessiver les sels excédentaires, et la sensibilité ou tolérance de la culture à la salinité.

La présence des sels en quantité importante dans le sol peut influencer sur le développement des cultures et les propriétés pédologiques (la stabilité structurale et la perméabilité hydraulique) (Djilli et Daoud, (1999), Hullugale et Finlay, (2003)). En outre, les pratiques d'irrigation accroissent le risque de salinisation, au point que plus de 20 % des sols irrigués sont affectés par un problème de salinité en Algérie (Douaoui A. et Hartani T., (2007) ; Bouhlassa S. et al., (2008) ; Rouabhia A. et Djabri L., (2010) ; Gouaidia L. et al., (2012)).

- Interprétation des résultats :

La qualité des eaux d'irrigation est généralement subdivisée en quatre classes de risque de salinisation des sols. Selon les résultats des échantillons analysés (Tab.VIII.3), seulement 17.9 %

des eaux présentent un risque élevé, tandis que, la quasi-totalité des points d'eau appartiennent à la classe de risque très élevé.

Il est recommandé dans ce cas d'utiliser ces eaux pour des cultures tolérant le sel, de pratiquer des cultures sur les sols légers (sableux), de faire des apports d'eau supplémentaires et de faire un drainage.

Tableau VIII.3 : Classification de la salinité des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.

Désignation de classe		Risque salin	Conductivité électrique (dS/m)	Echantillons analysés
1	C1	Risque faible	CE < 0.25	/
2	C2	Risque modéré	0.25 < CE < 0.75	/
3	C3	Risque élevé	0.75 < CE < 2.25	17.9 %
4	C4	Risque très élevé	CE > 2.25	82.1 %

VIII.2.2. Sodium (proportion relative des cations sodium (Na⁺) par rapport aux autres) :

Le sodium est l'un des éléments les plus indésirables dans l'eau d'irrigation. La sodisation correspond à une augmentation progressive de la quantité de sodium adsorbé sur le complexe d'échange cationique (Exchangeable Sodium Percentage, ESP). Le problème principal avec une grande quantité de sodium est son effet sur la perméabilité du sol et sur l'infiltration de l'eau. Le sodium remplace le calcium et le magnésium adsorbés sur les particules d'argile et provoque la dispersion des particules du sol. Il y a donc éclatement des agrégats du sol ce qui provoque un sol dur et compact lorsqu'il est sec et excessivement imperméable à l'eau. La perméabilité des sols sableux peut ne pas se détériorer aussi vite que les sols plus lourds lorsqu'ils sont irrigués avec une eau de forte teneur en sodium, cependant un problème potentiel existe (Couture, 2006 b).

Le sodium contribue aussi directement à la salinité totale de l'eau et peut être toxique pour des cultures sensibles comme les carottes, les haricots, les fraises, les framboises, les oignons, pour en nommer quelques-unes. Si l'eau contient des faibles concentrations en calcium et en magnésium, cependant, des teneurs moyennes à élevées de sodium peuvent défolier les plantes sensibles, et provoquer une saturation temporaire à la surface du sol, un pH élevé et une possibilité accru de présence de maladies, des herbes, d'érosion des sols, de manque d'oxygène et de disponibilité nutritive insatisfaisante. La valeur seuil de l'ESP de 15% initialement proposée (Richards, 1954) est aujourd'hui remise en cause par de nombreux travaux (Crescimanno et al., 1995) qui observent l'existence de phénomènes de dégradation pour de faibles valeurs de l'ESP (2 à 5%).

Pour calculer le pourcentage du sodium, il est nécessaire d'utiliser l'équation suivante :

$$Na\% = \frac{(Na^+ + K^+) \times 100}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+}$$

- **Interprétation des résultats :**

Selon les résultats (Tab.VIII.4), toutes les eaux analysées sont d'excellente à de bonne qualité, donc elles ne présentent pas un risque pour l'irrigation.

Tableau VIII.4 : Classification du pourcentage du sodium (Na%) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.

Na%	Qualité des eaux	Echantillons analysés
< 20	Excellente qualité	78.6%
20 - 40	Bonne qualité	21.4%
40 - 60	Qualité médiocre	/
60 - 80	Qualité douteuse	/
> 80	Eau impropre à l'irrigation	/

VIII.2.3. Rapport d'adsorption du sodium (SAR) :

La notion de SAR (Sodium Adsorption Ratio) a été développée pour décrire empiriquement le déséquilibre entre les cations divalents (calcium et magnésium) et le sodium. Le calcul du SAR (le sodium, le calcium, et le magnésium sont exprimés en meq/l) est comme suit :

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$$

Le risque du SAR est classé comme suit (Couture, 2006 a) :

- L'eau avec un SAR se situant entre 0 et 6 peut généralement être utilisée sur tout type de sol avec peu de problème d'accumulation de sodium.
- Quand le SAR se situe entre 6 et 9, les risques de problème reliés avec la perméabilité du sol augmentent.
- Une eau avec un SAR de plus de 9, ne devrait pas être utilisée même si le contenu total en sels est relativement bas. Un usage continu d'eau avec un SAR élevé provoque une déstructuration du sol.
- Lorsque l'eau d'irrigation est saline, une valeur de SAR encore plus basse devrait être utilisée. Les problèmes dus au sodium sont aussi reliés à la concentration totale en sels de l'eau d'irrigation. Par conséquent, des eaux d'irrigation avec des salinités entre 1.5 et 3 mS/cm avec un SAR au-dessus de 4 doivent être utilisées avec prudence.

Il n'existe pas d'effet direct de la sodicité sur les cultures, mais des effets indirects de la dégradation des propriétés physiques des sols sur la respiration, la croissance racinaire, les conditions d'alimentation hydrique et minérale. La tolérance des cultures est en fait liée à leur capacité d'adaptation à des sols compacts et à l'asphyxie racinaire.

- **Interprétation des résultats :**

Le SAR calculé des eaux analysées s'échelonne entre 0.56 et 5.96. Cependant, leurs salinité est en moyenne 4 mS/cm, ce qui rende leur utilisation délicate, car également un risque minimal d'accumulation de sodium peut apparaître dans les sols.

Dans ce cas, il est souhaitable de :

- Changer les sources d'irrigation.
- Mélanger l'eau d'irrigation avec une eau à faible teneur en sodium.
- Augmenter l'aération du sol.

* Les deux premiers critères (salinité et sodium) sont d'importance majeure car un excès de sel augmente la pression osmotique de l'eau du sol et provoque des conditions qui empêchent les racines d'absorber l'eau. Ces conditions provoquent une sécheresse physiologique. Même si le sol semble avoir beaucoup d'humidité, les plantes flétrissent parce que les racines n'absorbent pas suffisamment d'eau pour remplacer celle perdue par évapotranspiration.

Afin d'estimer le degré de l'influence des eaux sur le sol et sur certaines cultures pratiquées dans la région, deux méthodes simplifiées permettent d'estimer le risque d'utilisation de l'eau à l'irrigation, qui sont :

VIII.2.3.1. Richards (Riverside) :

Le diagramme de Riverside repose sur le croisement de deux critères :

- Le premier est la conductivité électrique (C.E.) ou la charge totale dissoute (T.D.S). Ce critère vise à quantifier la charge en sel de la solution et par voie de conséquence le risque de salinisation (d'accumulation de sel dans les sols). Les eaux sont classées de C1 à C5 selon le risque croissant de salinisation (Tab.VIII.5).
- Le second est le S.A.R. (Sodium Adsorption Ratio) de l'eau ou bien le taux de sodium échangeable induit par l'eau dans le sol. Ce critère permet d'évaluer le risque de sodisation du sol par l'eau d'irrigation. Les eaux sont classées de S1 à S4 selon le risque croissant de sodisation (Tab.VIII.6).

Tableau VIII.5 : Classification du rapport d'adsorption du sodium (SAR) des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.

Désignation de classe	SAR	Effets sur le sol	Echantillons analysés
S1	$SAR < 10$	L'eau peut être utilisée sur n'importe quel type de sol avec un risque minimal d'accumulation nuisible de sodium.	100 %
S2	$10 < SAR < 18$	L'eau présente un risque important d'accumulation de sodium à un niveau néfaste pour les sols à texture fine et à forte capacité d'échange de cations (CEC). D'autre part, l'eau pourrait être utilisée dans des sols sableux avec une bonne perméabilité.	/
S3	$18 < SAR < 26$	Peut produire des niveaux nocifs de sodium dans pratiquement tous les types de sol. L'utilisation d'amendements tels que le gypse peut être nécessaire pour l'échange des ions de sodium. De plus, des pratiques culturelles augmentant le drainage seraient nécessaires plus fréquemment.	/
S4	$SAR > 26$	Cette eau n'est généralement pas adaptée à l'irrigation.	/

Ce diagramme a été proposé par Richards, chercheur à l'USDA (United State Department of Agriculture) de Riverside en Californie, en 1956. Il a été très utilisé et l'est encore de nos jours. Il est très utile et fiable pour caractériser une eau. Cependant, il ne peut prendre en compte l'évolution des caractéristiques de l'eau lorsque sa minéralité augmente dans les sols des zones arides auxquels il est destiné. Lorsque les eaux se concentrent, elles précipitent des minéraux, la calcite étant l'un des plus importants et des plus précoces à précipiter. Il en résulte une sur estimation de la charge saline et une sous-estimation du rapport Na/Ca. Le diagramme de Richards sous-estime le risque de salinisation et le risque de sodisation. Il donne une vision statique des caractéristiques de l'eau mais ne permet pas d'anticiper sur le devenir de l'eau. Pour illustrer cette carence et à titre d'exemple, deux échantillons d'eau d'irrigation ont été représentés dans ce diagramme. Ces eaux sont toutes les deux faiblement concentrées et figurent dans la classe C1S1, c'est-à-dire risque faible de salinisation et de sodisation. Donc, elles présenteraient les mêmes caractéristiques, cependant, lorsqu'elles se concentrent dans les sols, les caractéristiques évoluent de manières très différentes. Pour cette raison, on préfère actuellement le concept de l'alcalinité résiduelle des eaux (ou Residual Sodium Carbonates (RSC)) qui permet de prévoir l'évolution géochimique des solutions durant leurs concentration et estimer le sens de l'évolution soit vers une voie saline neutre ou vers une voie alcaline.

En tenant compte du risque alcalin et de la salinité globale des eaux, la classification des eaux par degrés d'aptitude à l'irrigation, selon Richards, est donnée par le tableau VI.8.

Tableau VIII.6 : Classification des eaux par degrés d'aptitude à l'irrigation par la méthode du Richards (Louvrier, 1976).

Degré	Qualité	Classe	Etat d'utilisation
1	Excellente	C1-S1	Eau utilisable sans danger pour l'irrigation de la plupart des cultures, sur la plupart des sols.
2	Bonne	C2-S1 C2-S2	En général, eau pouvant être utilisée sans contrôle particulier pour l'irrigation de plantes moyennement tolérantes au sel, sur sols ayant une bonne perméabilité.
3	Admissible	C3-S1 C3-S2 C2-S3	En général, eau convenant à l'irrigation de cultures tolérantes au sel, sur des sols bien drainés. L'évolution de la salinité doit cependant être contrôlée.
4	Médiocre	C4-S1 C4-S2 C3-S3	En général, eau fortement minéralisée pouvant convenir à l'irrigation de certaines espèces bien tolérantes au sel et sur des sols bien drainés et lessivés.
5	Mauvaise	C3-S4 C4-S3 C4-S4	Eau ne convenant généralement pas à l'irrigation mais pouvant être utilisée sous certaines conditions: sols très perméable, bon lessivage, plantes tolérant très bien le sel.

- **Interprétation des résultats :**

Le diagramme de Richards (Fig.VIII.3) fait apparaitre trois classes d'eau :

- 1- Admissible (C3S1) : Elle caractérise les eaux convenant pour l'irrigation des cultures tolérantes aux sels, sur des sols bien drainés ou de bonne perméabilité et la salinité doit être contrôlée. Elle est représentée par 17.9 % des points d'eaux analysés.
- 2- Médiocre (C4S1 et C5S2) : Elle représente les eaux fortement minéralisées, susceptibles de convenir à l'irrigation de certaines espèces bien tolérantes aux sels et sur des sols bien drainés et lessivés. La majorité des forages, ont cette qualité, représentent 67.9 % des échantillons.
- 3- Mauvaise (C5S3) : Eau ne convenant généralement pas à l'irrigation mais pouvant être utilisée sous certaines conditions : sols très perméables, bon lessivage, plantes tolérant très bien le sel. Seulement 14.2 % des points d'eaux appartenant à cette classe.

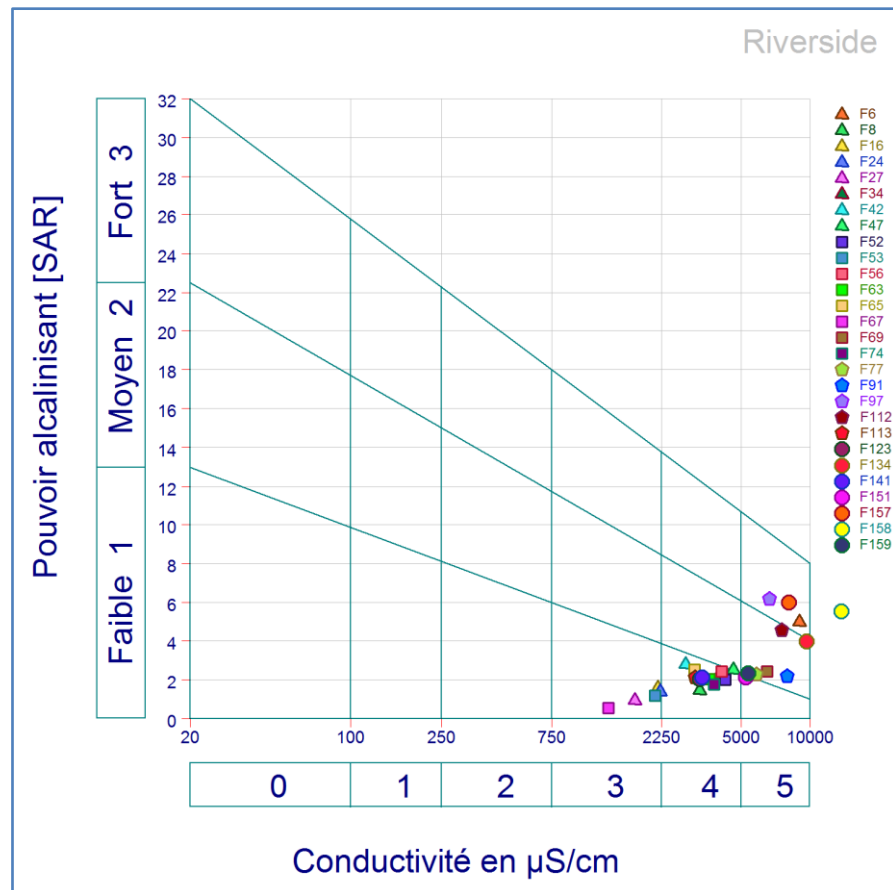


Figure VIII.3 : Aptitude des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout à l'irrigation selon le diagramme de Richards.

VIII.3.2. Alcalinité résiduelle des eaux :

La salinisation est un terme générique caractérisant une augmentation progressive de la concentration des sels dans les sols sous l'influence d'apport d'eau d'irrigation salée, de l'aridité du climat qui induit une forte évaporation. Cette concentration de la solution du sol conduit ainsi à la précipitation successive de minéraux qui modifie sa composition et détermine différentes voies d'évolution des sols en fonction de l'abondance relative des différents ions majeurs dans la solution de départ. Les minéraux les plus communs sont la calcite, le gypse et des silicates comme la sépiolite ($\text{Mg}_4\text{Si}_6\text{O}_{15}(\text{OH})_2 \cdot 6(\text{H}_2\text{O})$) contribuant principalement au contrôle du magnésium dans les sols (Appelo et Postma, 1993).

Quand la calcite précipite (CaCO_3), l'alcalinité et le calcium ne peuvent augmenter simultanément. Si le nombre de charge de calcium est supérieur à l'alcalinité, la molarité du calcium augmente et l'alcalinité diminue. Dans la situation inverse, la molarité en calcium diminue et l'alcalinité augmente. Un excès de bicarbonate de sodium et de carbonate influence les propriétés physiques du sol par dissolution de la matière organique dans le sol qui laisse une tache noire à la surface lors du séchage (Kumar et al., 2007). Ce concept d'alcalinité résiduelle a été généralisé à la précipitation

successive de plusieurs minéraux (Van Beek, *et al.* 1973 ; Al Droubi *et al.* 1980). L'alcalinité résiduelle est calculée en soustrayant les équivalents de cations et en additionnant ceux d'anions, qui sont impliqués dans les précipitations, à l'alcalinité. Elle est le plus souvent considérée par rapport à la précipitation de calcite et de sépiolite, et correspond alors à la définition du concept de **Residual Sodium Carbonates (RSC)**, utilisé suite aux travaux d'Eaton (1950) et de Richards (1954) et donné par la relation ci-dessous (Marlet et Job, 2006) :

$$\text{Alcalinité résiduelle}_{\text{calcite} + \text{sépiolite}} (\text{RSC}) = \text{Alcalinité} - \text{Ca} - \text{Mg} \quad (\text{meq/l})$$

On distinguera trois voies principales déterminant l'évolution des propriétés des sols sous l'influence d'une concentration progressive de l'eau d'irrigation (Fig.VIII.4). Si l'alcalinité résiduelle appliquée à la précipitation de **calcite et sépiolite** (ou residual sodium carbonate) est **négative**, l'alcalinité diminue tandis que les molarités en calcium et en magnésium augmentent ; les carbonates jouent un rôle mineur et les sols évoluent selon un pH proche de la neutralité ; on parlera de **voie neutre de la salinisation des sols**.

Le **gypse** précipite ensuite en séquestrant une partie du calcium susceptible de neutraliser l'alcalinité. On distinguera alors deux processus secondaires en fonction du signe de l'alcalinité résiduelle appliquée à la précipitation de calcite, de sépiolite et de gypse. Si cette alcalinité résiduelle est **négative**, l'alcalinité continue de décroître, les molarités en calcium et magnésium augmentent tandis que celle du sulfate diminue ; on parlera alors de **voie neutre à dominante chlorurée de la salinisation des sols**. Dans le cas contraire (**RSC positive**), l'alcalinité tend à augmenter de nouveau, les molarités en calcium et magnésium décroissent tandis que celle du sulfate augmente ; on parlera de **voie neutre à dominante sulfatée de la salinisation des sols** (même si les ions chlorures restent généralement dominants).

Si l'alcalinité résiduelle appliquée à la précipitation de **calcite et sépiolite** (ou RSC) est **positive**, l'alcalinité augmente tandis que les molarités du calcium et du magnésium diminuent ; les carbonates jouent alors un rôle essentiel qui se traduit à une augmentation sensible du pH des sols. On parlera de **voie alcaline de la salinisation des sols, ou d'alcalinisation**.

Lloyd et Heathcote (1985) ont classifié l'eau d'irrigation sur la base du RSC en tant qu'une eau est convenable (si $\text{RSC} < 1.25$), douteuse (RSC varie entre 1.25 et 2.5) et non approprié (lorsque $\text{RSC} > 2.5$).

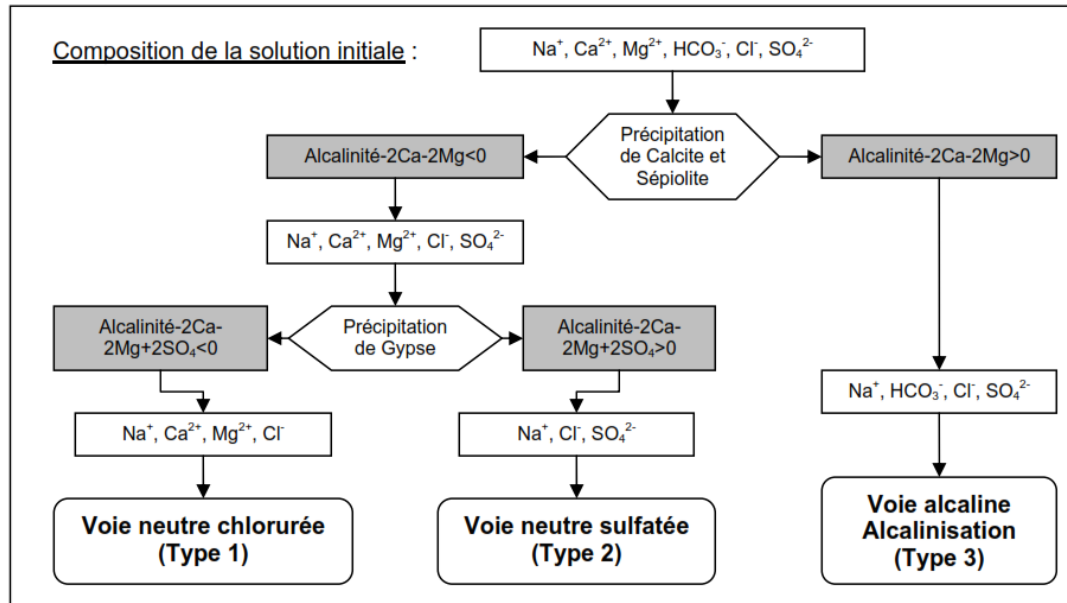


Figure VIII.4 : Présentation schématique des principales voies de salinisation des sols (Marlet et Job, 2006).

- Interprétation des résultats :

Par cette approche, toutes les eaux analysées se caractérisent par un $\text{CSR} < 0$, ce qui nous a permis de prendre en compte les sulfates et donc calculer CSR' (Fig.VIII.5). Ce dernier paramètre montre que 92.9 % sont des eaux de type 1. Dont, le risque principal est celui d'une salinisation des sols, mais le risque de dégradation des sols est faible dans la mesure où la sodisation est progressive et la salinité est alors suffisamment élevée pour assurer la stabilité structurale des sols.

Tandis que, le type 2 ($\text{CSR}' > 0$) est représenté uniquement par 7.1 % des eaux analysées. Le risque principal est celui de la dégradation des propriétés physiques des sols suite à une sodisation rapide que le SAR ne caractérise qu'imparfaitement. On pourra secondairement relever un risque de salinisation en fonction de la conductivité électrique des eaux d'irrigation.

En revanche, les échantillons analysés ont un $\text{CSR} < 1.25$, ce qui permet de les classer comme des eaux appropriées à l'usage agricole.

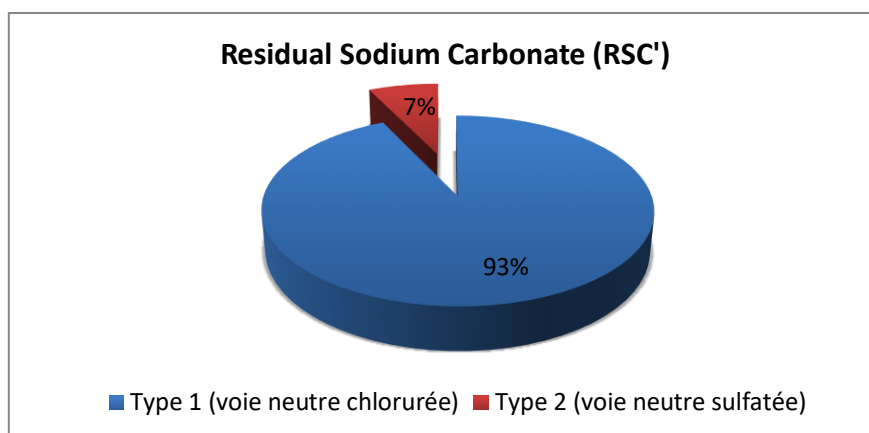
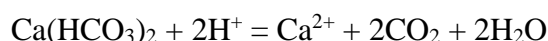


Figure VIII.5 : Voies principales de l'évolution chimique des parcelles irriguées par les eaux de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout.

VIII.2.4. Alcalinité et dureté (concentration d'anions carbonate (CO_3^{2-}) et de bicarbonate (HCO_3^-) en relation avec la concentration en calcium (Ca^{2+}) et en magnésium (Mg^{2+})) :

VIII.2.4.1. Alcalinité :

L'alcalinité est le pouvoir de l'eau à neutraliser l'acidité (Stumm et Morgan, 1970). Il est attribué principalement à la présence de bicarbonates de calcium et de magnésium dissous dans l'eau. Quand vous ajoutez de l'acide pour neutraliser l'alcalinité, la réaction libère le cation accompagnateur (soit le calcium ou le magnésium) :



Donc, il est très important de casser cette alcalinité qui empêche le calcium et le magnésium d'être disponibles à la plante. Le calcium va permettre la création du complexe argilo-humique, qui est la base de la fertilité du sol. Si on ne le fait pas, ces cations restent emprisonnés par le carbonate et se transforment automatiquement en chaux calcique (CaCO_3) et dolomitique. De plus, l'eau ayant une alcalinité élevée a une grande capacité de tamponnage (c'est la capacité de résister aux changements du pH). Par conséquent, plus cette capacité est grande, plus la résistance aux changements et la capacité de réduire le pH de l'eau sont élevées (Jose Chen Lopez, 2017).



L'arrosage par cette eau laisse des dépôts calcaires qui peuvent colmater les systèmes d'aspersion ou de goutte à goutte ou encore, des traces blanchâtres sur les feuilles si vous arrosez par aspersion. Pour contrer ce risque, on doit descendre le pH de l'eau sous le pH 7. Des traitements périodiques à l'acide nitrique ou sulfurique vont éliminer ces dépôts.

Comme indiqué précédemment l'alcalinisation des sols est déterminée par la qualité des eaux d'irrigation, caractérisée par une alcalinité résiduelle (ou Residual Sodium Carbonate)

positive. Dans la plupart des cas, ces eaux sont peu minéralisées de sorte que les risques de dégradation sont parfois sous-estimés. Le lessivage des sels excédentaires reste, comme pour les sols salés, est une nécessité pour prévenir la dégradation des sols.

Parmi les grandeurs mesurables, l'abondance de carbonates est un indicateur essentiel de l'avancement du processus d'alcalinisation. Dans la gamme de pH couramment observée (7 à 9), l'alcalinité est essentiellement présente sous forme bicarbonatée (HCO_3^-).

L'alcalinité de l'eau est généralement exprimée en ppm (mg/l) de carbonate de calcium (CaCO_3).

VIII.2.4.2. Dureté :

La dureté fait référence à la quantité de calcium et de magnésium contenue dans l'eau. Ces deux éléments proviennent de l'altération de la roche mère. La teneur en calcium est habituellement plus élevée que le magnésium dans les eaux souterraines. Par contre, là où on trouve de la contamination par l'eau de mer, la concentration en magnésium peut être plus élevée que celle du calcium.

En général, une eau dure n'est pas souhaitable pour l'usage domestique car elle réduit de beaucoup l'efficacité des savons, ainsi la formation de calcaire peut générer l'entartrage des canalisations donc l'usage d'un adoucisseur est alors préconisé. L'eau dure n'a pas d'effets nocifs sur la santé, sauf qu'elle peut être irritante et assèche la peau sensible ainsi qu'elle est contre indiquée en cas de troubles liés à l'hypertension. Cependant la législation algérienne a déterminé la limite supérieure du degré hydrotimétrique (dureté totale) dans l'eau par 500 mg/l (CaCO_3).

En revanche, en agriculture, une eau dure aide le sol à conserver une bonne structure par les ponts calciques et augmente la concentration de sels dans les sols ce qui favorise leur stérilisation. Par contre, un excès de calcium va bloquer l'assimilation de certains éléments comme le fer par les plantes.

Un des effets les plus significatifs de l'eau dure sur les systèmes de culture est la possibilité que des dépôts insolubles de carbonates de calcium ou de magnésium se forment. Le pompage de l'eau du réservoir pour passer dans la pompe, dans les petits tuyaux, sur la culture et au travers du système racinaire fait augmenter la chaleur de la solution. Donc, cette réaction se produit naturellement et continuellement en excitant les éléments de se combiner plus rapidement, en provoquant ainsi la formation de dépôts insolubles à l'intérieur des pompes, des tuyaux, des tubes et du support dans le système de culture. Ultimement, on observe la réduction du débit le blocage des goutteurs, l'épuisement des pompes (Geary C.).

Plus l'eau est dure, plus on aura besoin d'acide pour abaisser le pH. Il arrive toutefois que la dureté de l'eau soit élevée sans pour autant que son alcalinité le soit. C'est le cas lorsque le calcium et le magnésium de l'eau résultent d'une précipitation des sulfates sous forme des gypses.

La dureté est généralement exprimée sous forme d'équivalents de carbonate de calcium (CaCO_3) en ppm ou en mg/l. La classification des eaux en fonction de ce paramètre est indiquée dans le tableau VIII.7.

Tableau VIII.7 : Degré relatif de dureté de l'eau selon la quantité de carbonate de calcium.

Dureté (ppm CaCO_3)	Degré relatif de dureté
0 - 50	Très douce
50 - 100	Douce
100 - 200	Modérément douce
200 - 300	Dure
> 300	Très dure

Source : CRAAQ, 2003.

- Interprétation des résultats :

Les résultats de calcul de la dureté varient entre 1722.25 et 12629.17 ppm (CaCO_3), cela signifie que les eaux souterraines de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout sont très dures. Lors de l'utilisation de systèmes de micro-irrigation (goutte-à-goutte ou petites buses), il faut prendre soin d'enlever les substances qui peuvent obstruer les goutteurs.

VI.3.2.5. Indice de perméabilité (IP) :

La perméabilité du sol est influencée par le sodium, le calcium, le magnésium et le contenu du bicarbonate dans le sol qui agit aussi sur la qualité de l'eau d'irrigation sur une utilisation à long terme. Doneen (1964) a élaboré un critère d'évaluation de l'adéquation de l'eau pour l'irrigation basé

sur l'IP.

$$Na\% = \frac{(Na^+ + \sqrt{HCO_3}) \times 100}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+}$$

- Interprétation des résultats :

L'indice de perméabilité calculé s'échelonne entre 16.1 et 33.3%, ce qui fait apparaître deux classes (bonne et impropre à l'utilisation) dont la plus part des échantillons sont inadaptés à l'irrigation (Tab.VIII.8).

Tableau VIII.8 : Classification des eaux souterraine de la plaine de Gadaïne-Ain Yaghout selon l'indice de perméabilité.

IP%	Qualité des eaux	Echantillons analysés
> 75	Excellente	/
25 - 75	Bonne	25%
< 25	Impropres à l'utilisation	75%

VIII.2.4.6. Risque de magnésium (RM) :

Zsaboles et Darab (1964) ont proposé un rapport de magnésium pour évaluer l'adéquation de la qualité de l'eau pour l'irrigation. Généralement, Ca^{2+} et Mg^{2+} maintiennent un état d'équilibre dans l'eau et ne se comportent pas de même manière dans le sol. Le magnésium endommage la structure du sol, lorsque l'eau contient plus de Na^+ et une forte teneur en sel. Normalement, une teneur élevée en Mg^{2+} est causée par le Na^+ échangeable dans les sols irrigués. À l'équilibre, plus de Mg^{2+} peut affecter la qualité du sol en le rendant alcalin. Par conséquent, cela affecte les rendements des cultures. Le risque de magnésium est exprimé par la relation suivante :

$$RM = \frac{Mg^{2+} \times 100}{Ca^{2+} + Mg^{2+}}$$

Si la valeur RM dépasse 50%, l'eau associée à une telle valeur est considérée comme nuisible et ne convient donc pas à l'irrigation, car elle nuit au rendement des cultures.

- Interprétation des résultats :

Après le calcul du rapport du magnésium, il apparaît que tous les échantillons analysés ont un RM de l'ordre de 37 % ($RM < 50\%$), donc toutes les eaux conviennent à l'irrigation en termes de RM.

VIII.2.4.7. Concentration en éléments qui peuvent être toxiques :

Certains éléments de l'eau d'irrigation peuvent être directement toxiques à la culture. Établir des limites de toxicité pour l'eau d'irrigation est compliqué de par les réactions qui peuvent se passer quand l'eau atteint le sol. Les éléments potentiellement dangereux de l'eau peuvent être inactivés par des réactions chimiques ou bien s'accumuler dans le sol jusqu'à atteindre des niveaux de toxicité pour les plantes.

Une eau d'irrigation contenant plus de 1 ppm de **bore** (B) peut causer une accumulation toxique pour les cultures sensibles, tel l'ail, l'oignon, les haricots et les fraises.

Les **chlorures** peuvent causer des dommages lorsqu'ils sont en trop grande quantité dans l'eau d'irrigation, à plus forte raison lorsque c'est par aspersion car l'absorption se fait par les feuilles et par conséquent le taux d'accumulation sera plus grand (Tab.VIII.9). Selon certains

auteurs comme [Delvaque \(1980\)](#), une eau de bonne qualité, destinée au maraîchage, doit avoir une concentration en chlorures évaluée à moins de 600 mg/l.

Les plantes sont très tolérantes aux **sulfates**. Leur concentration est généralement mesurée afin d'en prévenir les carences plutôt que d'en vérifier les excès potentiels. Des carences en soufre peuvent être appréhendées si l'eau d'irrigation contient moins de 48 ppm de sulfates. Le soufre peut parfois occasionner le colmatage.

Le **fer** est bon pour les plantes mais des niveaux supérieurs à 0,1 mg/l de fer ferreux (Fe^{2+}) peuvent causer l'obstruction des émetteurs. Lorsque le colmatage est d'origine minérale, deux solutions de traitement sont possibles. La première solution consiste à pomper l'eau souterraine dans un réservoir avant de l'envoyer dans le système d'irrigation en s'assurant qu'il y a une bonne aération dans le réservoir. Cette aération permet la transformation de Fe^{2+} soluble en Fe^{3+} insoluble qui se dépose au fond du réservoir. L'autre alternative consiste à injecter du chlore, un agent oxydant puissant, sous forme d'hypochlorite de sodium (eau de Javel), pour que le fer précipite et qu'il soit intercepté par le filtre.

VIII.2.4.8. pH de l'eau d'irrigation :

Le pH influence la forme et la disponibilité des éléments nutritifs dans l'eau d'irrigation. Il fournit des informations importantes de l'équilibre géochimique ou le calcul de la solubilité des micro-éléments ([Hem JD., 1985](#)). La disponibilité des micronutriments, pour la plante, comme le fer, le manganèse, le zinc et le cuivre augmente lorsque le pH est en-dessous de 5.5. D'un autre côté, la disponibilité du molybdène, du calcium et du magnésium diminue. L'inverse se produit à des pH supérieurs à 6.5 et un risque de colmatage du système d'irrigation peut apparaître dans ce cas. Sur la base de ces faits, il est recommandé de maintenir le pH de l'eau d'irrigation entre 5.5 et 6.5.

Des normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation (Tab.VIII.9) ont été établies afin de :

- Protéger le public et les ouvriers agricoles.
- Protéger les consommateurs des produits agricoles.
- Protéger les ressources en eau superficielle et souterraine et les sols.
- Protéger le matériel d'irrigation.
- Maintenir des rendements acceptables.

Tableau VIII.9 : Directives pour l'interprétation de la qualité d'une eau d'irrigation.

Paramètre de l'eau	Restriction pour l'irrigation		
	Aucune	Légère à modérée	Forte
Chlorures (meq/l)*			
Irrigation de surface	< 4	4 - 10	> 10
Irrigation par aspersion	< 3	> 3	
Bore (mg/l)*	< 0.7	0.7 - 3	> 3
Fer (mg/l)**	/	/	> 2
pH*	< 6.5	6.5 – 8.4	> 8.4

Source : *DDAZASA, 2013.

**Ministère des ressources en eau, Algérie.

- Interprétation des résultats :

Les eaux souterraines de la région d'étude montrent des teneurs en chlorures supérieures à 10 meq/l dont le minimal est de l'ordre de 11.2 meq/l, ce qui constitue un grand risque de toxicité pour les cultures. Quant au fer, uniquement le F97 et F112 ont des concentrations supérieures à 0.1 mg/l, peuvent colmater le système d'irrigation. Tandis que, le pH des eaux analysées varie entre 7.75 et 8.3, donc ces eaux représentent une restriction légère à modérée pour l'irrigation.

VIII.3. Évaluation de l'indice de qualité des eaux d'irrigation (IQEI):

Pour évaluer l'aptitude des eaux souterraines à l'usage agricole, six principaux indices ont été utilisés, tels que : la conductivité électrique (CE), le pourcentage de sodium (Na%), le taux d'adsorption de sodium (SAR), l'alcalinité résiduelle (RSC), le risque lié au magnésium (RM) et dernièrement l'indice de perméabilité (IP). La détermination de ces indices était indispensable pour évaluer l'indice de qualité des eaux pour l'irrigation (IQEI) qui est calculé par la méthode suivante (Simsek et Gunduz, 2007) :

$$IQEI = \sum_{i=1}^5 G_i$$

Où :

G_i : Contribution de chacune des six catégories (groupes) importantes de danger pour évaluer la qualité d'une ressource en eau d'irrigation. Il est formulé comme suit :

$$G_i = W_i \times r_i$$

Dont :

w_i : Poids de ce groupe de danger.

r_i : Classement du paramètre (ou groupe).

Dans Cette technique, un coefficient de pondération (w_i) de 1 à 5 est attribué à chacun de ces paramètres, de sorte que les groupes les plus importants et les moins importants dans la qualité de l'eau d'irrigation reçoivent les valeurs respectivement les plus élevées (5) et les plus faibles (1) (Tab.VI.20). Étant donné que, le risque de salinité est considéré comme le facteur le plus important dans l'évaluation de la qualité de l'eau d'irrigation, donc sa priorité est élevée. D'autre part, les effets du magnésium sur les sols sont généralement considérés comme le facteur le moins important influant sur la qualité de l'eau d'irrigation. Entre ces deux extrêmes, l'indice de perméabilité (IP) le pourcentage de sodium (Na%), le taux d'adsorption de sodium (SAR), l'alcalinité résiduelle (RSC) sont classés par ordre d'importance décroissant pour la qualité de l'eau d'irrigation. En plus des coefficients de pondération, la technique attribue également des facteurs de notation (r_i) pour chaque paramètre, comme indiqué dans le tableau VIII.10.

L'indice IWQI proposé est une méthode intégrée aux SIG basée sur la combinaison linéaire des six groupes de paramètres de qualité de l'eau d'irrigation susceptibles d'avoir des effets négatifs ou des risques sur la qualité du sol et le rendement des cultures. Dans cette technique, les groupes sont simultanément inclus dans l'analyse et sont combinés pour former une seule valeur d'indice, qui est ensuite évaluée pour déterminer l'adéquation de l'eau d'irrigation (Tab.VIII.11).

Tableau VIII.10 : Classification des paramètres de l'indice de qualité des eaux d'irrigation (IQEI).

Groupe (G_i)	Poids (w_i)	Intervalles	Classes	Degrés d'aptitude
Conductivité électrique (CE en $\mu\text{S/cm}$)	5	< 0.25	1	Très élevé
		0.25 - 0.75	2	Elevé
		0.75 - 2.25	3	Modéré
		> 2.25	4	Faible
Indice de perméabilité (IP)	4	> 75	1	Elevé
		25 - 75	2	Modéré
		< 25	3	Faible
Pourcentage de sodium (Na en %)	3	< 20	1	Très élevé
		20 - 40	2	Elevé
		40 - 60	3	Modéré
		60 - 80	4	Faible
		> 80	5	Très faible
Taux d'adsorption de sodium (SAR)	3	< 10	1	Très élevé
		10 - 18	2	Elevé
		18 - 26	3	Modéré
		> 26	4	Faible
Alcalinité résiduelle (RSC en meq/l)	2	< 1.25	1	Elevé
		1.25 - 2.5	2	Modéré
		> 2.5	3	Faible
Risque du magnésium (RM en %)	1	< 50	1	Elevé
		>50	2	Faible

Tableau VIII.11 : Classification de l'indice de qualité des eaux pour l'irrigation (IQEI).

IQEI	Aptitude à l'irrigation
< 22	Faible
22 - 37	Modérée
> 37	Elevée

- Interprétation des résultats :

Les valeurs de l'indice de qualité des eaux pour l'irrigation (IQEI) s'échelonnent entre 36 et 44, ce qui permet de visualiser deux classes en vue de l'aptitude à l'irrigation. Alors, 89% des eaux analysées sont très convenables à l'usage agricole, tandis que, 11% sont classées parmi les eaux moyennement aptes à l'irrigation (Fig.VIII.6).

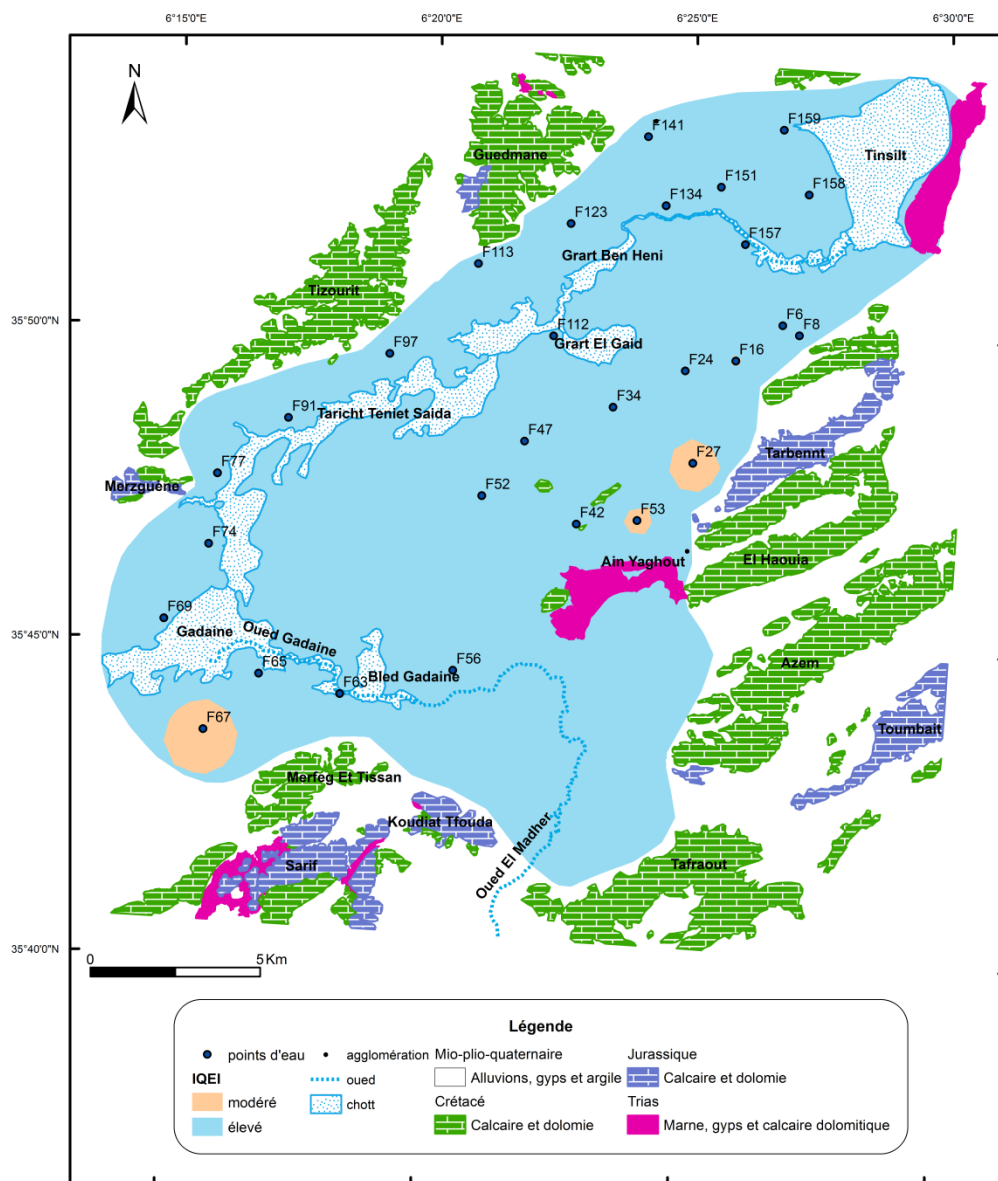


Figure VIII.6 : Classification des eaux souterraines de la plaine de Gadaine-Ain Yaghout selon l'IQEI.

Conclusion :

L'étude géochimique des eaux souterraines en vue d'une consommation humaine et agricole s'est avérée nécessaire pour connaître et prédire l'impact de l'utilisation de ces eaux sur la santé humaine, ainsi sur les sols et les cultures.

L'indice de qualité de l'eau (IQE) montre que, seulement 7% des échantillons sont classés dans la catégorie des eaux de bonne qualité et 29% se distinguent en deux classes de qualité l'une médiocre et l'autre mauvaise nécessite un certain traitement avant leur consommation et doivent être protégées de risques de contamination. Tandis qu'environ 64% des eaux analysées ne peuvent pas être utilisées directement pour des fins de consommation humaine. Ce dernier résultat implique une surveillance accrue de la qualité chimique de la nappe du Mio-Plio-Quaternaire et la recherche de la position des fronts de pollution dans la zone non saturée.

Pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation, les paramètres à savoir, CE, Na%, SAR, RSC, IP, RM, Cl, Fe, pH et la dureté, ont été proposés et dont leurs résultats indiquent que :

- Seulement 17.9 % des eaux présentent un risque de salinité élevé, tandis que, la quasi-totalité des points d'eau appartiennent à la classe de risque très élevé. Donc, plus d'attention et de précaution sont à prendre sur les variations de la salinité des eaux souterraines dans la gestion future pour une utilisation durable.

- Selon le pourcentage du sodium (Na%), toutes les eaux analysées sont d'excellente à de bonne qualité, donc elles ne présentent aucun risque pour l'irrigation.

- Le diagramme de Richards, basé sur le SAR, fait apparaître trois classes d'eau :

- 1- Admissible : est représentée par 17.9 % des points d'eaux analysés.

- 2- Médiocre : représente la majorité des échantillons (67.9 %).

- 3- Mauvaise : seulement 14.2 % des points d'eaux appartenant à cette classe.

- La prédiction de l'évolution géochimique des eaux d'irrigation a montré deux voies, la voie saline neutre « sulfatée » et la voie neutre à « dominante chlorurée » de la salinisation des sols qui est la plus dominante (92.9 % des eaux analysées). En l'occurrence, le CSR permet de classer toutes les eaux comme appropriées à l'usage agricole.

L'action des eaux souterraines utilisées dans l'irrigation sur la qualité des sols devient donc plus apparente quand le raisonnement se fait par rapport à l'alcalinité résiduelle plutôt que le SAR qui ne montre qu'un risque minimal de sodicité.

- Les eaux souterraines de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout sont très dures. Lors de l'utilisation de systèmes de micro-irrigation, il faut prendre soin d'enlever les substances qui peuvent obstruer les goutteurs.
- L'indice de perméabilité (IP) fait apparaître deux classes (bonne et impropre à l'utilisation) dont 71% des échantillons sont inadaptés à l'irrigation. Un IP faible réduit et empêche l'approvisionnement en eau des cultures.
- Toutes les eaux conviennent à l'irrigation en termes de risque de magnésium (RM).
- Les eaux souterraines de la région d'étude montrent des teneurs en chlorures très élevées ce qui constitue un grand risque de toxicité pour les cultures. Quant au fer, la quasi-totalité des échantillons ont des concentrations inférieures à la norme. Tandis que, le pH des eaux analysées représente une restriction légère à modérée pour l'irrigation.

Dans cette partie d'étude, un nouvel outil intégré au SIG est introduit pour évaluer la qualité des eaux d'irrigation en ce qui concerne les problèmes potentiels de sol et de culture. La technique utilise les paramètres associés de la qualité (CE, Na%, SAR, RSC, IP et RM) et forme l'indice de qualité de l'eau d'irrigation (IQEI). Cette méthode permet d'effectuer une analyse distribuée dans l'espace. Une fois que la carte d'aptitude est obtenue, on pense que la méthodologie proposée constitue un outil d'analyse assez simple, même pour un décideur non technique et/ou un agriculteur.

D'après les résultats de calcul de l'IQEI de l'aquifère de Mio-Plio-Quaternaire, il a été constaté que la qualité globale de l'eau d'irrigation dans la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout est très convenable à l'usage agricole pour 89% des eaux analysées.

**VULNERABILITE INTRINSEQUE A LA
POLLUTION DES EAUX
SOUTERRAINES**

Introduction :

En tenant compte les coûts importants engendrés par la décontamination des aquifères, il est important, dans le contexte environnemental actuel, que des mesures doivent être prises afin de protéger les nappes d'eau de la pollution. Une des approches d'aide à la prévention de la pollution de l'eau souterraine est la connaissance des zones vulnérables. Les cartes de vulnérabilité, ne remplacent pas les mesures de protection des eaux souterraines existantes, mais complètent utilement les informations disponibles pour l'aménagement du territoire et permettent de protéger et sauvegarder ces ressources dans leur gisement avant qu'elles ne soient contaminées. Ce document cartographique permet au gestionnaire de la ressource en eau de l'utiliser lors de l'implantation d'installations industrielles ou autres.

L'intérêt de l'établissement de cette cartographie est de montrer quelles sont, suivant les terrains rencontrés en surface, les possibilités de pénétration et de propagation des polluants dans le terrain, de mieux apprécier la fragilité des captages d'eau potable existants, de mieux cerner les zones à risque lors du choix de nouveaux sites des captages, et de prévoir les mesures compensatoires à mettre en œuvre sur les infrastructures existantes ou à créer pour limiter les risques de pollution chronique ou accidentelle, diffuse (activité agricole) ou ponctuelle (venant des déversements accidentels de substances toxiques, de sites d'enfouissement de déchets animaux, de fuites de réservoirs enfouis ou hors terres, décharge, cimetière, rejet d'eau usée brute domestique, etc. ...).

L'étude de la vulnérabilité des aquifères comporte deux objectifs: 1) estimer la vulnérabilité intrinsèque des aquifères granulaires, et incorporer les résultats dans un système d'information géographique (SIG); 2) comparer statistiquement les différentes méthodes afin de déterminer quel est leur degré d'adéquation et d'où viennent les différences d'évaluation.

VII.1. Vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines :

La présence de substances artificielles ou de quantités anormales de substances naturelles dans l'eau qui s'infiltré constitue une contamination du milieu souterrain. L'infiltration de ces contaminants puis leur progression dans l'eau souterraine jusqu'au point de captage dépendent en partie de la dynamique d'écoulement de l'eau, mais également d'un ensemble de phénomènes qui opèrent dans le sol et le sous-sol. Par exemple, certains contaminants peuvent être dégradés par des bactéries ou encore adsorbés sur les particules d'argile ou d'humus. Cette capacité des sols à atténuer les contaminants dépend à la fois du type de contaminant et des caractéristiques des sols, telles que la granulométrie, la porosité et la composition chimique.

Au cours des années 1970, le terme « vulnérabilité » a commencé à être utilisé en hydrogéologie pour décrire la susceptibilité relative des aquifères à la contamination anthropique provenant de la surface du sol (Morris et Foster, 2000). Une conception répandue de la vulnérabilité, appelée « vulnérabilité intrinsèque », repose sur le rôle que jouent les horizons géologiques situés entre l'aquifère et la surface du sol. La vulnérabilité dépend alors de l'accessibilité de la nappe (soit la facilité d'infiltration) et de la capacité d'atténuation des strates situées au-dessus de la nappe, par rétention ou réaction physico-chimique des contaminants. Cette définition considère que la substance est appliquée directement en surface et voyage au même rythme que l'eau. Le type de contaminant, la vitesse de migration et la dégradation des contaminants ne sont alors pas considérés.

En revanche, pour être plus précis le terme de vulnérabilité regroupe deux idées :

- 1) La vulnérabilité intrinsèque, c'est une propriété intrinsèque des systèmes aquifères qui dépend de la sensibilité qu'ont ces systèmes, aux impacts humains et naturels (Vrba et Zaporozec, 1994).
- 2) La vulnérabilité spécifique, qui fait intervenir non seulement les paramètres naturels, mais également les propriétés relatives au contaminant (nature, mise en place), aux activités humaines ou mêmes aux populations à risque. En effet, un même contaminant peut réagir de manière différente selon le milieu tout comme certains contaminants réagiront différemment au contact d'un même milieu du fait de la variabilité des propriétés physico-chimiques des substances chimiques (Vrba et Zaporozec, 1994). Ainsi, selon le contaminant pris en considération, il y aura accroissement de la vulnérabilité ou, au contraire, diminution selon que les capacités d'atténuation des matériaux géologiques ont été augmentées par l'introduction du contaminant ou pas (Vrba et Zaporozec, 1994).

On peut noter que les deux types de vulnérabilité d'une façon générale, ne se placent pas sur la même échelle d'investigation : la vulnérabilité intrinsèque peut être considérée comme invariante dans le temps (à notre échelle de travail) alors que la vulnérabilité spécifique (directement liée aux sources de pollution) est évolutive et ne caractérise qu'un instant précis. De plus, nous avons considéré qu'il était préférable de faire la différence entre les caractéristiques propres du milieu et l'existence de sources de pollution.

L'estimation de cette vulnérabilité tient compte de certains facteurs qui sont :

- Les conditions de pénétration des polluants dans la nappe ; c'est-à-dire le transit, selon un trajet vertical de corps polluants, entraînés par les eaux d'infiltration depuis la surface du sol jusqu'à une nappe souterraine, à travers la zone non saturée (zone vadose).

- La propagation des polluants dans la nappe ; qui est matérialisée par l'écoulement de l'eau polluée. Elle dépend des conditions hydrodynamiques de la nappe.
- Le séjour du polluant dans la nappe ; c'est-à-dire sa persistance plus ou moins prolongée, après l'élimination de la source de contamination. La durée de ce séjour est régie par le renouvellement naturel de l'eau dans la nappe aquifère et la nature du polluant.

VII.2. Relations des caractéristiques du milieu avec les paramètres :

Toutes les caractéristiques du milieu et des fluides ne peuvent être prises en compte par une méthode. L'objectif de l'estimation de la vulnérabilité est de prendre en considération les principales caractéristiques, qui représentent le mieux et le plus précisément le milieu.

Un paramètre permet de mettre en évidence une caractéristique du milieu propre aux processus et propriétés qui s'y réfère mais, d'une méthode à l'autre, un paramètre n'est pas toujours évalué de la même manière. Cette section permet de définir, pour les paramètres les plus souvent utilisés, les notions qui interviennent dans leur évaluation.

VII.2.1. Recharge :

Il s'agit d'une notion complexe qui fait intervenir un grand nombre de processus et de propriétés du milieu. L'estimation se fait sur une année. Mais, ni la recharge ni l'application de contaminants ne sont constantes dans le temps, l'estimation annuelle entraîne donc une mauvaise estimation de la vulnérabilité. La recharge se fait, en milieu non confiné, de manière saisonnière, et subit les influences climatiques (Freeze et Cherry, 1979). Ce paramètre est déterminé en fonction du taux de précipitation qui s'infiltré et percole vers la surface libre. Un contaminant est transporté verticalement jusqu'à la surface de la nappe. Plus la recharge est importante plus la possibilité de pollution de la nappe est importante. Ce paramètre contrôle également la dispersion du contaminant à travers la zone vadose et la zone saturée.

VII.2.2. Caractéristiques/type de sol :

Le sol représente la partie supérieure de la zone non saturée et est caractérisé par une activité biologique significative. La capacité à atténuer et faire migrer le contaminant change en fonction du type de sol. En effet, la composition, la texture et la structure des sols sont trois propriétés qui influencent l'intensité des processus d'atténuation (Aller et al., 1987; Fagnan, 1998). Ainsi, il ne suffit pas de savoir qu'un sol est argileux pour affirmer que l'infiltration de contaminant est moindre, il faut également déterminer le degré de cohésion, la présence de fissures et de micro-organismes (source de macropores) (Vrba et Zaporozec, 1994). Le sol a également un impact

sur la recharge puisque si les propriétés du sol ne se prêtent pas à l'infiltration, il n'y a pas de recharge.

VII.2.3. Profondeur à la nappe :

Ce paramètre détermine l'épaisseur de matériaux que doit traverser un contaminant avant d'arriver à la nappe. Il permet de déterminer le temps de contact avec le milieu et donc l'influence du milieu et l'efficacité des processus chimiques, de dégradation et d'atténuation d'un contaminant. Le milieu va déterminer le temps de passage des fluides de part ses caractéristiques et la profondeur à laquelle se situe la nappe. C'est le long de cette zone que les processus de sorption, de dispersion, de filtration, de biodégradation, et d'oxydation-réduction vont avoir lieu. Donc plus cette zone est grande plus le temps de passage sera long. De plus, les propriétés du milieu telles que la perméabilité relative des horizons traversés, la porosité, la hauteur de sol, la hauteur de la zone non saturée vont interagir avec ces processus.

VII.2.4. Topographie :

Le terme de topographie fait référence à la pente et à la variation du niveau de la pente de la surface du sol. Souvent le gradient et la direction d'écoulement peuvent subir une influence due à la pente. La topographie influence le développement des sols donc indirectement l'importance de l'atténuation d'un contaminant par le sol. Les pentes qui procurent des conditions favorables à l'infiltration, et donc un faible coefficient de ruissellement des polluants (surface importante, peu de pente) seront considérées comme fortement vulnérables.

VII.2.5. Zone vadose :

La zone vadose est définie comme la zone au-dessus de la surface libre qui n'est pas saturée entièrement, et de manière continue. La délimitation de la zone vadose dépend du type d'aquifère. Le type de zone vadose (type de matériaux, porosité ...) détermine les capacités d'atténuation du milieu. Les processus qui peuvent intervenir dans cette zone sont tous les processus de neutralisation, filtration, réactions chimiques (acides/bases), dispersion, volatilisation et biodégradation. D'après [Vrba et Zaporozec \(1994\)](#), les principaux facteurs influençant l'atténuation des contaminants dans la zone vadose sont : le type de matériel, la perméabilité verticale et l'épaisseur de la zone vadose. Enfin, d'après [Aller et al. \(1987\)](#), le type de matériel règle l'adsorption du milieu (une grande surface de réaction d'un matériel fin rend l'adsorption plus forte), la perméabilité verticale détermine la rapidité du contaminant à atteindre la nappe et l'épaisseur influence l'arrivée du contaminant à la nappe. Il est à noter que l'effet des processus d'atténuation

des contaminants s'affaiblit avec la profondeur (Vrba et Zaporozec, 1994; Aubre, 1992 ; Fagnan, 1998).

VII.2.6. Type d'aquifère :

D'après Vrba et Zaporozec (1994), ce paramètre réfère aux matériaux de l'aquifère, à la porosité effective, à l'épaisseur et au type d'aquifère (confiné ou non). Le système d'écoulement est affecté par le milieu. Selon la taille, l'agencement et les propriétés chimiques des grains, la taille des pores, le chemin d'écoulement suivi sera différent, la conductivité hydraulique et les gradients également. De même, la perméabilité du milieu intervient sur la rapidité du contaminant à migrer. Ainsi, elle affecte les processus d'atténuation, de transport par advection et le temps disponible pour les phénomènes tels que : la sorption, les réactions acides/bases et la dispersion.

VII.2.7. Conductivité hydraulique :

Cette notion réfère à la capacité des matériaux de l'aquifère à transmettre l'eau. La conductivité hydraulique est contrôlée par l'interconnexion des espaces vides dans l'aquifère qui peut être une conséquence de la porosité intergranulaire, des fractures ...

VII.2.8. Matériaux géologiques :

Les matériaux géologiques constituent les dépôts stratifiés et non stratifiés et incluent le sol. Deux propriétés des matériaux géologiques sont essentielles pour l'évaluation de l'eau affectée et le mouvement des composés : la quantité de matière organique présente, et la conductivité hydraulique. Des mesures récentes de la conductivité hydraulique ont montré que l'eau et les composés voyagent mieux à travers des pores et des plantes qu'à travers des pores et des éléments de sol.

VII.2.9. Bilan hydrologique :

Le bilan hydrologique permet de connaître le flux d'eau qui reste dans le milieu. Il fait intervenir un certain nombre de propriétés et de processus qui s'agencent de la manière suivante (Fig.VII.1) :

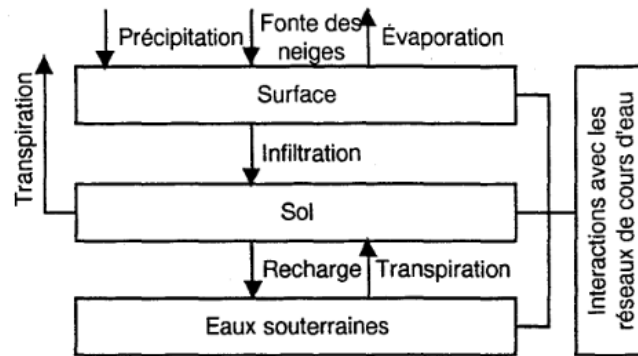


Figure VII.1 : Bilan hydrologique (modifié à partir de Domenico et Schwartz, 1990).

VII.2.10. Caractéristiques se référant aux propriétés chimiques :

En règle générale, les méthodes spécifiques nécessitent l'utilisation de caractéristiques chimiques. Pour les modèles de vulnérabilité intrinsèque, les propriétés chimiques sont prises en compte en assumant que le contaminant a les caractéristiques de l'eau.

VII.2.11. Drainage :

Le drainage artificiel de l'eau est une composante importante du bilan hydrologique pour de nombreux sols agricoles. Le drainage agricole vise généralement à rabattre la nappe d'eau souterraine sous la zone racinaire afin d'allouer une aération suffisante pour les plantes. Le calcul du drainage doit représenter le rabattement de la nappe et permettre l'évaluation des flux d'eau. Il doit aussi tenir compte de l'écoulement vers la nappe profonde d'une partie de l'eau d'infiltration (AGEOS et INRS-Eau, 1997).

VII.2.12. Taille de l'aquifère :

La taille de l'aquifère est une caractéristique peu utilisée, pourtant un aquifère épais de grande étendue favorisera l'atténuation des contaminants solubles grâce au processus de dilution (Vrba et Zaporozec, (1994); Fagnan, (1998)).

VII.3. Types de concepts et techniques d'estimation de la vulnérabilité :

La cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines de la région d'étude est l'initiative qui constitue des outils de gestion rationnelle des eaux souterraines tels que :

Outils pédagogiques et éducatifs (sensibilisation), outils de création d'une politique générale de gestion de la qualité des eaux (création d'une police de l'eau), outils d'aide à la décision en matière d'aménagement et finalement un outil pour la protection des ressources en eau et des captages.

« La cartographie de la vulnérabilité de l'aquifère permet une meilleure gestion de la nappe et des interventions rapides et appropriées en cas de pollution » (Graillat A. et Bouchet C., 1994).

Très nombreuses, les méthodes d'estimation peuvent être classées en trois catégories principales (selon Liggett et al., 2009) :

VII.3.1. Méthodes paramétriques avec indices superposables (empiriques) :

Les méthodes paramétriques (tab.VII.1), permettant de calculer rapidement de façon empirique des indices de vulnérabilité, sont fréquemment utilisées et s'appuient sur une sélection d'attributs et paramètres physiques représentatifs de la vulnérabilité (épaisseur de la zone non-saturée, type de sol, etc.), qui sont discrétisés et classés par intervalle décroissant d'effet supposé sur l'atténuation d'une contamination (donc d'accroissement de la vulnérabilité). Gogu et al. (2000) subdivisent la famille des méthodes paramétriques en trois sous-systèmes, selon l'approche théorique utilisée :

- **Systèmes matriciels** : basés sur un nombre limité de paramètres physiques rigoureusement choisis et présentés sous forme de matrice. L'estimation de l'indice de vulnérabilité se fait alors de façon très rapide et simple, selon un système de tableau multi-paramètres.
- **Systèmes de paramètres classés combinés** : Les paramètres physiques jugés nécessaires à l'estimation de la vulnérabilité sont répartis sur une échelle de valeurs classées d'après leur influence estimée sur l'atténuation d'une contamination potentielle. Ces classes sont ensuite combinées selon un schéma calculatoire défini pour donner un indice final de vulnérabilité (exemple de la méthode de GOD).
- **Systèmes « point-count » (classement - pondération)** : proche du système de paramètres classés combinés, avec l'ajout de facteur de pondération pour chaque valeur de paramètre, selon son efficacité particulière dans l'atténuation d'une contamination potentielle. Les valeurs finales d'indices sont alors obtenues par la somme pondérée des valeurs de paramètre. La méthode DRASTIC (Aller et al., 1987) et la méthode SINTACS (Civita et al., 1997) qui en est dérivée sont de bons exemples de systèmes « point-count ».

VII.3.2. Méthodes par modélisation physique (mathématiques-numérique) et méthodes statistiques (prévisionnelles) :

Alors que les approches statistiques et par modélisation physique (tab.VII.1), basées sur les processus physiques d'écoulement de l'eau et du transport des contaminants, sont a priori indépendantes du contexte hydrogéologique, les méthodes paramétriques - empiriques sont quant à elles en grande partie dépendante de ce contexte. La plupart de ces méthodes sont ainsi en règle générale dédiée à un environnement hydrogéologique précis, par le choix des paramètres géologiques pour l'estimation de la vulnérabilité.

Tableau VII.1 : Avantages et inconvénients des trois types principaux de méthodes d'estimation de la vulnérabilité, (Selon Focazio et al., 2002).

Type de méthode	Avantages	Inconvénients
Méthodes paramétriques-empiriques	<ul style="list-style-type: none"> - Coûts réduits. - Rapides. - Peu gourmandes en données hydrogéologiques. - Facilement interprétables. 	<ul style="list-style-type: none"> - Indices de vulnérabilité purement qualitatifs. - Fortement dépendantes du jugement de l'expert. - Fréquentes divergences d'estimation entre les méthodes (pour un même site).
Méthodes par modélisation physique	<ul style="list-style-type: none"> - Indices de vulnérabilité quantifiés. - Peu ou pas de jugement subjectif de l'expert. - Permettant l'estimation de la Vulnérabilité intrinsèque ou Spécifique. - Basées sur la physique réelle des écoulements souterrains. 	<ul style="list-style-type: none"> - Gourmandes en données Hydrogéologiques. - Difficilement utilisables sans consultation de l'expert. - Coûts élevés : main d'œuvre et logiciels.
Méthodes Statistiques-prévisionnelles	<ul style="list-style-type: none"> - Indices de vulnérabilité quantifiés, avec incertitudes. - Peu ou pas de jugement subjectif de l'expert. - Corrélations directes avec des données de terrain (contaminations réelles et potentielles). 	<ul style="list-style-type: none"> Spécialisées : souvent développées pour un seul type de contaminant. - Pas de méthodes « clé-en-main ». - Difficilement utilisables sans consultation de l'expert.

VII.4. Vulnérabilité de l'aquifère « Mio-Plio-Quaternaire » de Gadaïne - Ain Yaghout :

Afin d'examiner la vulnérabilité de l'aquifère « Mio-Plio-Quaternaire » de Gadaïne - Ain Yaghout et les risques de pollution chimique de ce dernier, nous allons appliquer deux méthodes d'évaluation ; à savoir la méthode DRASTIC modifiée (DRIST) et la méthode de GOD.

VII.4.1. Méthode DRASTIC modifiée (DRIST) : méthodologie et paramètres :

La méthode d'estimation de la vulnérabilité DRASTIC, développée par l'Agence de Protection de l'Environnement des Etats-Unis (EPA) à la fin des années 1980, est une méthode de type paramétrique - empirique par système « point-count ». De par son approche très pratique et intuitive, la méthode DRASTIC a souvent été utilisée pour l'estimation de la vulnérabilité de ressources en eau souterraine. Elle s'applique à des unités cartographiables de superficie supérieure à 400 000 m². Cette méthode a également été modifiée, améliorée et calibrée à de nombreuses reprises. De ce fait, la méthode DRASTIC modifiée que nous avons proposée, se base sur les paramètres relatifs uniquement à la recharge, au sol (pente et nature lithologique) et à la zone non saturée de la nappe. En effet, seuls ces paramètres interviennent dans le transfert vertical de la

pollution à partir de la surface du sol. Les autres paramètres de la méthode DRASTIC (perméabilité et nature lithologique) n'interviennent pas dans ce transfert.

La méthode DRASTIC modifiée est un système de classification standardisé permettant d'obtenir un indice qualitatif - relatif de vulnérabilité pour une zone donnée. L'indice DRIST final ne peut ainsi aucunement être interprété comme paramètre hydrogéologique, mais comme un indice relatif permettant de classer un aquifère donné en plusieurs zones d'indices différents.

La méthode DRASTIC modifiée (ou DRIST) se base sur cinq paramètres hydrogéologiques-clés, classés et notés en panels, qui permettent de caractériser le potentiel de rétention d'une pollution, et donc la vulnérabilité des formations géologiques d'un aquifère donné. Ces paramètres sont ensuite pondérés et combinés selon leur importance relative dans l'auto-protection du système aquifère.

Un indice DRIST final (I_d) est alors calculé en chaque zone hydrogéologiquement identique d'un aquifère selon la moyenne pondérée suivante :

$$I_d = D_n.D_p + R_n.R_p + I_n.I_p + S_n.S_p + T_n.T_p$$

Où : D, R, I, S, T, sont les paramètres hydrogéologiques, dont :

D : Profondeur de la nappe (**D**ePTH to groundwater).

R : Recharge de l'aquifère (**R**echarge).

I : Nature de la zone non saturée (**I**mpact of the vadose zone).

S : Nature du sol (**S**oil media).

T : Topographie et pente (**T**opography).

n : Notation accordée à chaque paramètre.

p : facteur de pondération accordé à chaque paramètre.

Le facteur de pondération et les notations générales accordées aux cinq paramètres de la méthode DRIST sont présentés dans le tableau VII.1. La notation 10 correspond au degré de vulnérabilité le plus élevé. En outre, le tableau VII.2 révèle l'indice final de DRIST (I_d) et leur classification en termes de degré de vulnérabilité.

L'évaluation de la vulnérabilité par la méthode DRASTIC repose sur trois hypothèses fondamentales et qui ont été données par Rosen (1994) :

- Le contaminant potentiel provient de la surface.
- Le contaminant parvient dans l'aquifère grâce aux précipitations.
- Le contaminant est parfaitement conservatif (se déplace à la même vitesse que l'eau).

Tableau.VII.2 : Facteur de pondération et notations accordées aux paramètres de la méthode DRIST, (Aller et al., 1987).

(D) : Profondeur de la nappe (m)		(R) : Recharge (cm/an)	
Facteur de pondération (poids) = 5		Facteur de pondération (poids) = 4	
Intervalles des valeurs	Notes	Intervalles des valeurs	Notes
0-1.5	10	0-5	1
1.5-4.5	9	5-10	3
4.5-9	7	10-18	6
9-15	5	18-25	8
15-23	3	>25	9
23-31	2		
>31	1		

(I) : Zone vadose			(S) : Type de sol	
Facteur de pondération (poids) = 5			Facteur de pondération (poids) = 2	
Intervalles des classes	Notes	Notes moyennes	Classes	Notes
Aquifère confiné	1	1	Mince ou absent, gravier	10
Silt/Argile	2-6	3	Sable	9
Schiste	2-5	3	Matériaux organique (tourbe)	8
Calcaire	2-7	6	Argile fissurée ou agglomérée	7
Grés, calcaire et schiste.	4-8	6	Sable limoneux	6
Sable et gravier avec une bonne proportion de limon et d'argile.	4-8	6	limon	5
Roche métamorphique ou ignée.	2-8	4	Limon silteux	4
Sable et gravier.	6-9	8	Limon argileux	3
Basalte	2-10	9	Matériaux organique (terre noire)	2
Calcaire karstique.	8-10	10	Argile intacte	1

(T) : Topographie	
Facteur de pondération (poids) = 1	
Pente (%)	Notes
0-2	10
3-6	9
7-12	5
13-18	3
>18	1

Tableau VII.3 : Indice DRIST, description de la vulnérabilité et sa couleur correspondante, (Aller et al., 1987).

Indice finale (Id)	Description de la vulnérabilité	Couleur correspondante
23-79	Extrêmement faible	Violet
80-99	Très faible	Bleu violacé
100-119	Faible	Bleu
120-139	Moyenne	Vert foncé
140-159	Moyennement élevée	Vert claire
160-179	Elevée	Jaune
180-199	Très élevée	Orange
200-226	Extrêmement élevée	Rouge

VII.4.1.2. Résultats de l'étude de vulnérabilité selon la méthode DRASTIC modifiée :

Pour chacun des cinq paramètres utilisés par la méthode "DRIST", une carte thématique est réalisée. Sur chacune de ces cartes, sont délimitées les zones caractérisées par un indice de vulnérabilité partiel du paramètre correspondant.

VII.4.1.2.1. Profondeur de la nappe (D) :

La profondeur de la nappe est déterminée car le transport des polluants et leur évolution se fait dans le sol et le sous-sol. L'autoépuration peut s'effectuer seulement dans le cas où la profondeur est grande. Plus cette profondeur est élevée, plus le contaminant met du temps à atteindre la surface piézométrique. Pour la nappe de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout, ce paramètre a été déterminé pendant les relevés piézométriques effectués durant la campagne d'octobre 2015. Ces relevés ont permis d'établir la carte thématique du paramètre profondeur (fig. VII.2). La constatation de la dite carte montre que les forts indices (35 à 45) sont situés au Sud du chott Gadaïne et entre Koudiat Tfouda et Djebel Taфраout (prés d'oued El Madher), tandis que la zone comprise entre chott Teniet Saida et Djebel Tizourit est marquée par l'indice le plus faible (5) dans la région.

VII.4.1.2.2. Recharge de l'aquifère (R) :

Elle concerne la quantité d'eau franchissant la surface du sol pour renouveler les stocks d'eau souterraine et entretenir le débit de l'écoulement souterrain, après circulation dans les formations hydrogéologiques du sous-sol.

Pour la présente étude, et compte tenu des résultats du bilan hydrologique, cette quantité est estimée à 3mm sur l'ensemble de la plaine (fig.VII.3).

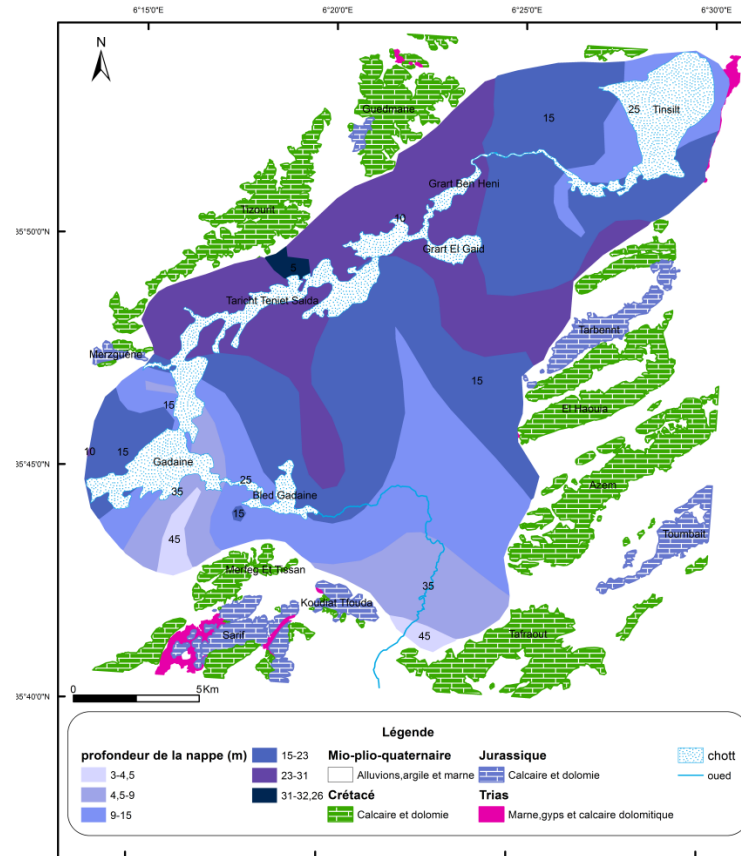


Figure VII.2 : Carte de la profondeur de la nappe et des indices correspondants.

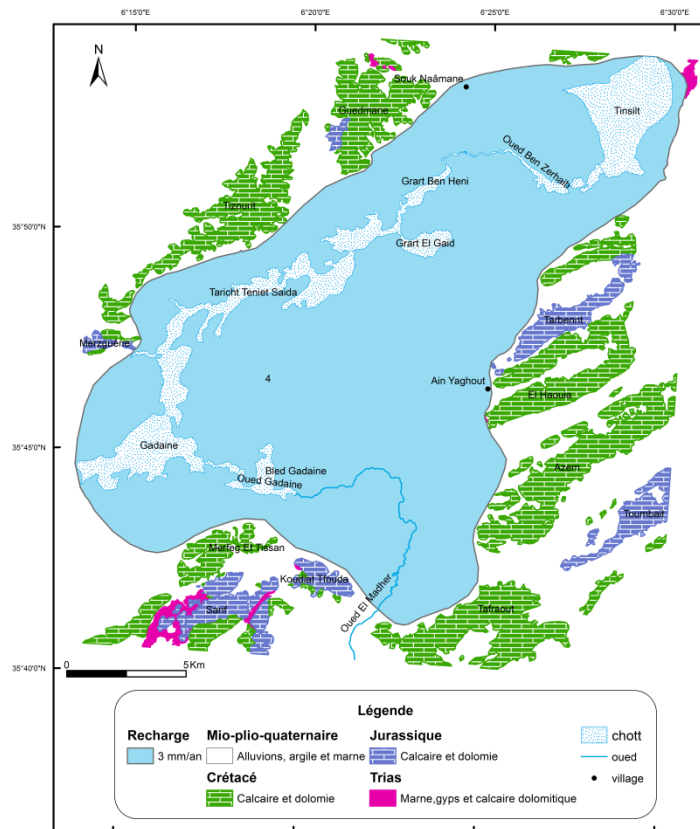


Figure VII.3 : Carte de la recharge de l'aquifère et de l'indice correspondant.

VII.4.1.2.3. Nature de la zone non saturée (zone vadose) (I) :

L'impact de la zone non saturée est considéré comme un paramètre très important, car la nature lithologique et l'épaisseur des formations comprises entre la surface du sol et l'aquifère, contrôlent dans une certaine mesure la vulnérabilité à la pollution des réservoirs. La percolation des contaminants jusqu'à la surface piézométrique est d'autant plus grande que cette lithologie est favorable. La détermination des classes de ce facteur a été faite en se basant sur l'étude géologique de la zone d'étude qui montre que la zone vadose est constituée essentiellement de sable, de graviers, de limon et des argiles (Fig.VII.4).

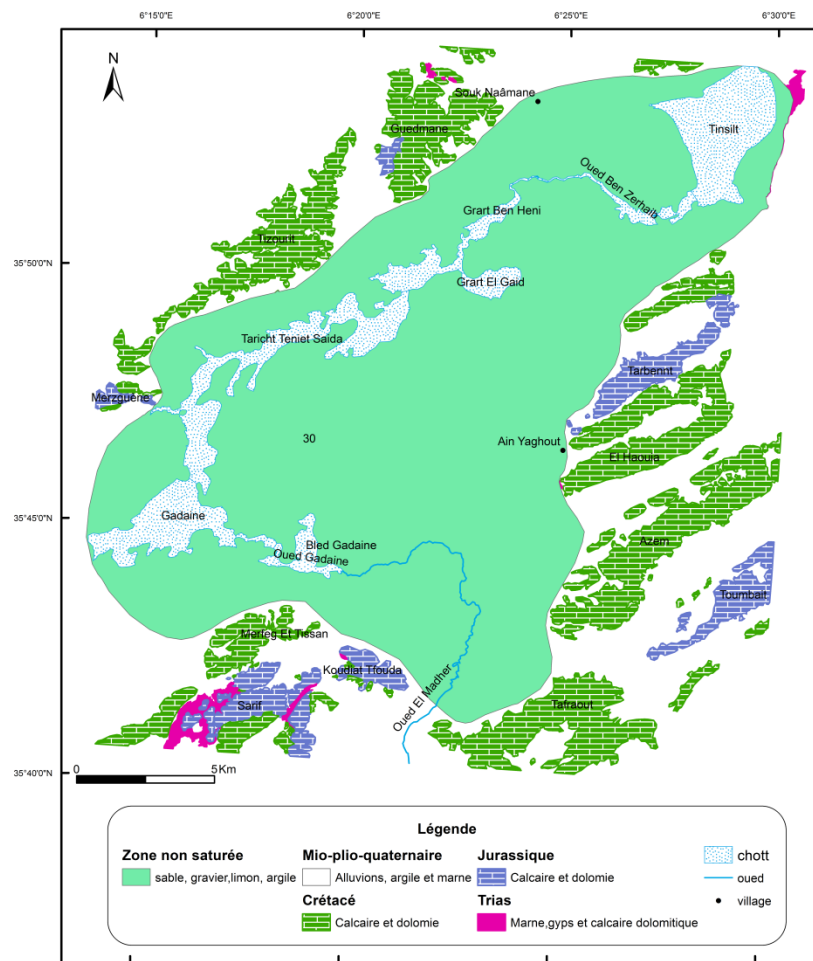


Figure VII.4 : Carte de la zone vadose et de l'indice correspondant.

VII.4.1.2.4. Nature du sol (S) :

La surface du sol, par sa nature perméable ou imperméable, peut entraîner les polluants vers l'aquifère. Ce facteur joue un rôle important quant à la détermination des zones polluées. Plus le sol est riche en argile, plus l'adsorption des polluants est importante, et plus la protection des eaux souterraines est grande.

Les informations recueillies à partir des cartes pédologiques (R. Jaseix-Bellon, (1948) et ministère de l'aménagement du territoire de l'environnement et de tourisme, (2008)) et géologique, ainsi que des logs de forages, ont permis de dégager deux types du sol, l'un est limoneux et l'autre est limono-argileux (Fig.VII.5).

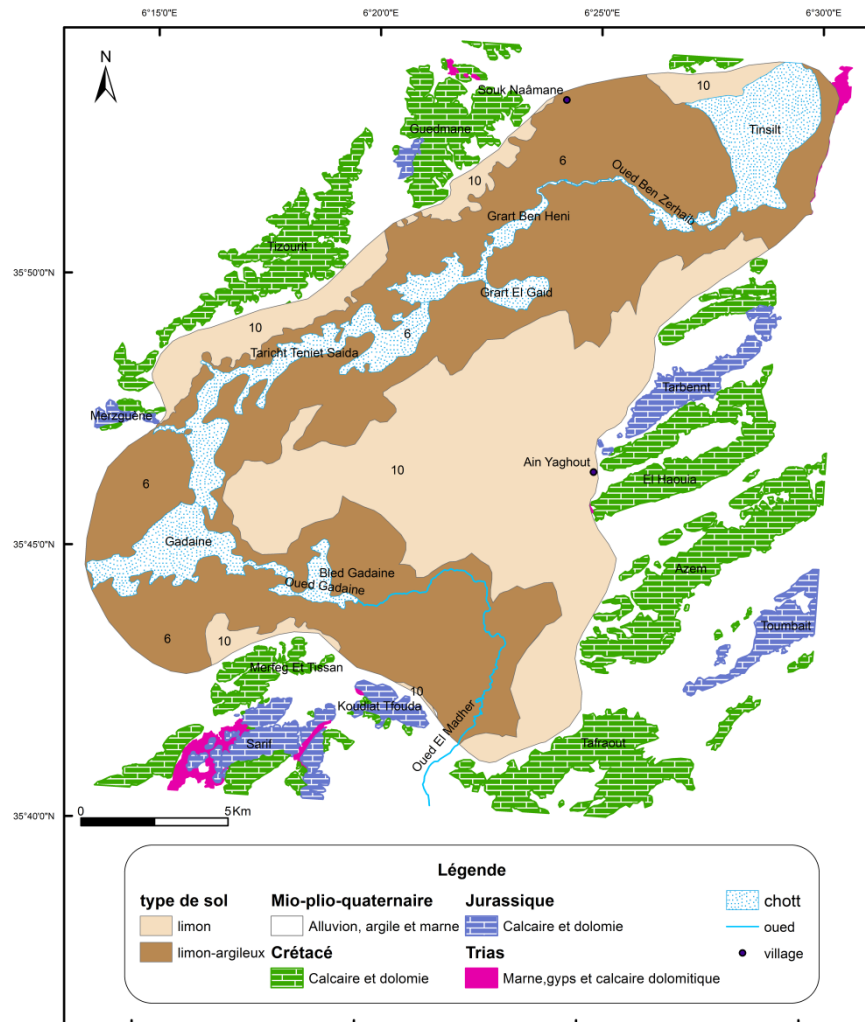


Figure VII.5 : Carte de nature du sol et de l'indice correspondant.

VII.4.1.2.4. Topographie (pente) (T) :

La pente du terrain influe directement sur l'infiltration et par conséquent sur la propagation d'un contaminant. Les valeurs de pentes ont été estimées en se référant au model numérique du terrain (MNT) qui fait ressortir cinq plages de pentes (Fig.VII.6).

L'interprétation de la carte relative à la pente montre que plus de 34% de la surface de la zone d'étude présente une pente très faible de 0 à 6% (tab.VII.4), ce qui favorise la migration du polluant vers la nappe. Cette surface occupe la région des chotts et ses bordures. Quant aux faibles pentes allant de 6 à 12%, elles représentent 40.5% de la surface de la plaine. Tandis que, la classe de pentes moyennes couvre 16.5% de la superficie cartographiée.

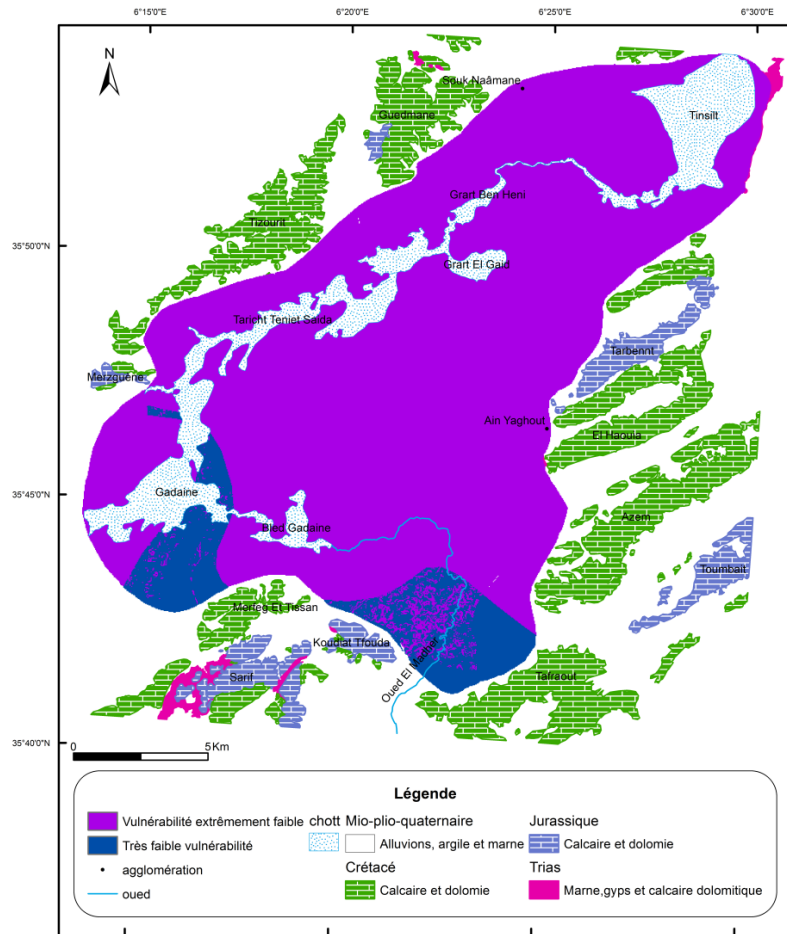


Figure VII.7 : Carte de vulnérabilité à la pollution de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout, (selon la méthode DRASTIC modifiée).

VI.4.2. Méthode GOD : méthodologie et paramètres.

La méthode GOD est une méthode de type paramétrique - empirique par système de paramètres classés combinés, développée par Foster en Angleterre en 1987 (Foster, 1987). Elle présente la vulnérabilité de l'aquifère face à la percolation verticale de polluants à travers la zone non saturée et ne traite pas la migration latérale des polluants dans la zone saturée (Mardhel et al., 2005). Elle permet de réaliser une estimation rapide de la vulnérabilité (Murat et al., 2003).

Cette méthode repose sur trois critères :

- Type de nappe (**G**roundwater occurrence).
- Type d'aquifère en termes de facteurs lithologiques (**O**verall aquifer Class).
- Profondeur de la nappe (**D**epth to water table).

La détermination de l'indice GOD (IG) est obtenue par la multiplication de ces trois paramètres selon l'équation ci-dessous, où (C) est la cote affectée au paramètre (Ake et al., 2009) :

$$IG = Ca \times Cl \times Cd$$

Avec :

Ca : Type de nappe ou d'aquifère.

CI : Lithologie de l'aquifère.

Cd : Profondeur de la nappe.

Les cotations générales accordées aux paramètres précités sont présentés dans le tableau VII.5.

**Tableau VII.5 : Cotations accordées aux paramètres de la méthode GOD,
(Adams et Foster, 1992).**

Type d'aquifère (Ca)	Cote	Lithologie de l'aquifère (CI)	Cote
aucun aquifère	0	sol résiduel	0.4
artésien	0.1	limon alluvial; loess; shale; calcaire fin	0.5
confiné	0.2	sable éolien; siltite; tuf; roches ignées ou	0.6
semi-confiné	0.3	métamorphiques fracturées	
libre avec couverture	0.4-0.6	sable et gravier; grès; tuf	0.7
libre	0.7-1	gravier (colluvion)	0.8
		calcaire	0.9
		calcaire fracturé ou karstique	1

Profondeur de la nappe en mètre (Cd)	Cote
0-2	1
2-5	0.9
5-10	0.8
10-20	0.7
20-50	0.6
50-100	0.5
>100	0.4

Après le calcul de l'indice (IG), on détermine les classes de vulnérabilité correspondantes aux intervalles d'indices obtenus dont la vulnérabilité augmente avec l'indice. La classification (en 5 classes) adoptée est celle spécifiée dans le tableau VII.6.

**Tableau VII.6 : Intervalles des valeurs de l'Indice GOD et classes correspondantes,
(Adams et Foster, 1992).**

Indices de vulnérabilité	Classes de vulnérabilité
0-0.1	Vulnérabilité négligeable
0.1-0.3	Faible vulnérabilité
0.3-0.5	Vulnérabilité modérée
0.5-0.7	Vulnérabilité élevée
0.7-1	Vulnérabilité extrême

VII.4.2.1. Résultats de l'étude de vulnérabilité de la nappe selon la méthode GOD :

Pour chacun des trois paramètres utilisés par la méthode " GOD ", une carte thématique est réalisée. Sur chacune de ces cartes, sont délimitées les zones caractérisées par un indice de vulnérabilité partiel du paramètre correspondant.

VII.4.1.2.1. Type de nappe ou d'aquifère (Ca) :

D'après la lithologie des formations superficielles, la nappe est libre sur les bordures de la plaine où les glacis polygéniques perméables sont dominants, tandis qu'elle est semi-libre au niveau des chotts et leurs périphériques (Fig.VII.8).

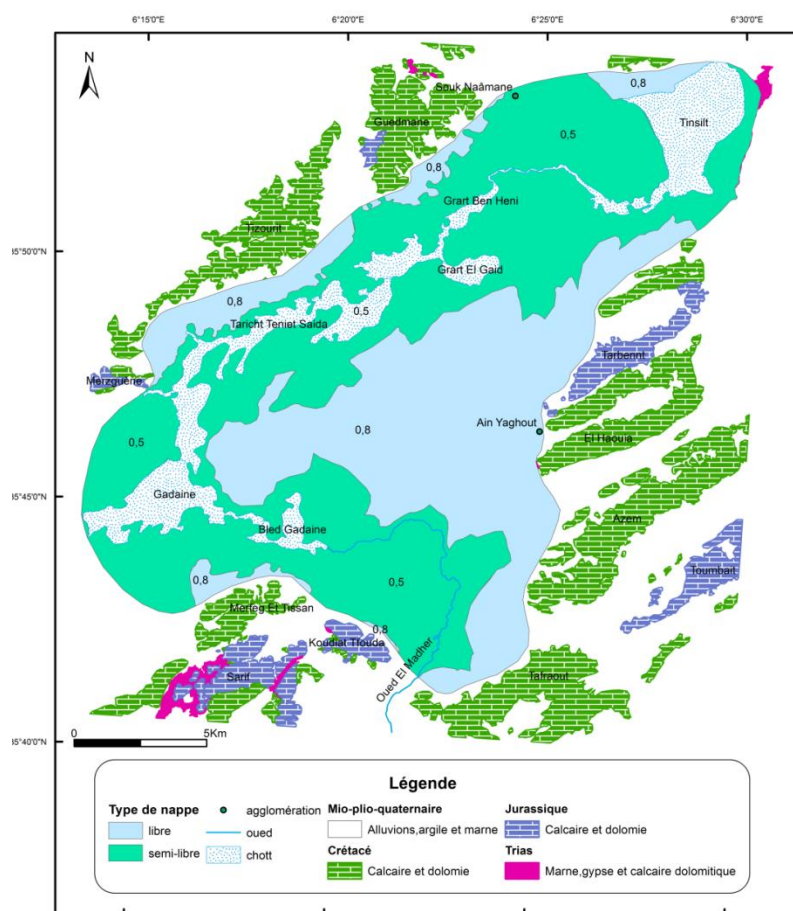


Figure VII.8 : Carte de type de nappe et de l'indice correspondant.

VI.4.1.2.3. Lithologie de l'aquifère (Cl) :

L'aquifère mio-plio-quaternaire de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout est constitué essentiellement des graviers, grès et sables dont l'indice correspondant est 0.7 (Fig.VII.9).

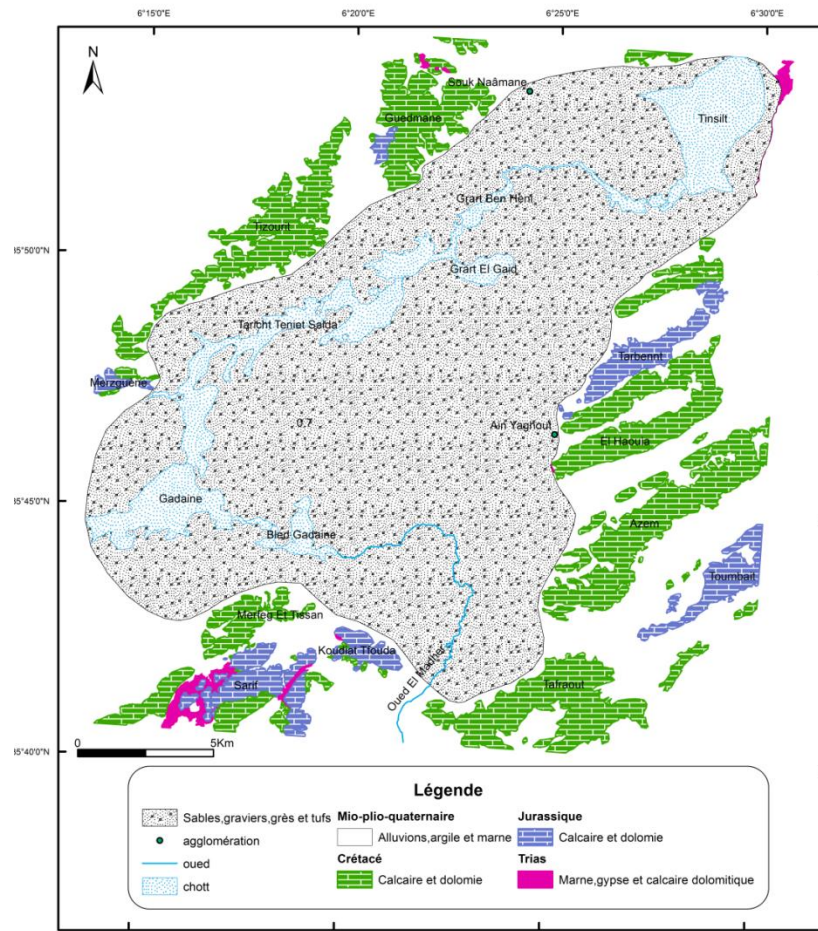


Figure VII.9 : Carte de lithologie de l'aquifère et son indice correspondant.

VII.4.1.2.3. Profondeur de la nappe (Cd) :

La carte (Fig.VII.10) révèle quatre classes de profondeur dont les zones les plus profondes représentent 42.5% de la surface de la plaine. Par contre, la classe des faibles profondeurs qui se localise au Sud correspond seulement à 2.2%.

VII.4.1.2.4. Carte de vulnérabilité à la pollution selon la méthode de GOD :

La superposition de trois cartes thématiques relatives aux paramètres GOD et le calcul de l'indice GOD (IGOD) donnent des valeurs oscillent entre 0.21 et 0.5. La classification de cet indice, établie selon (Adams et Foster, 1992), permet de discriminer deux classes de vulnérabilité (Fig.VI.11). Une classe de degrés faible qui représente 61.7% de la zone cartographiée, occupe la région des chotts et ses bordures, tandis que le reste de la plaine est caractérisée par une vulnérabilité modérée. Cette dernière est engendrée par la combinaison de profondeurs moins importantes que celles proches des chotts et une conductivité hydraulique des sols modérée.

En revanche, le faible indice de vulnérabilité observé résulte des profondeurs importantes de la nappe d'eau et de la nature lithologique semi perméable des formations superficielles (argiles et limons).

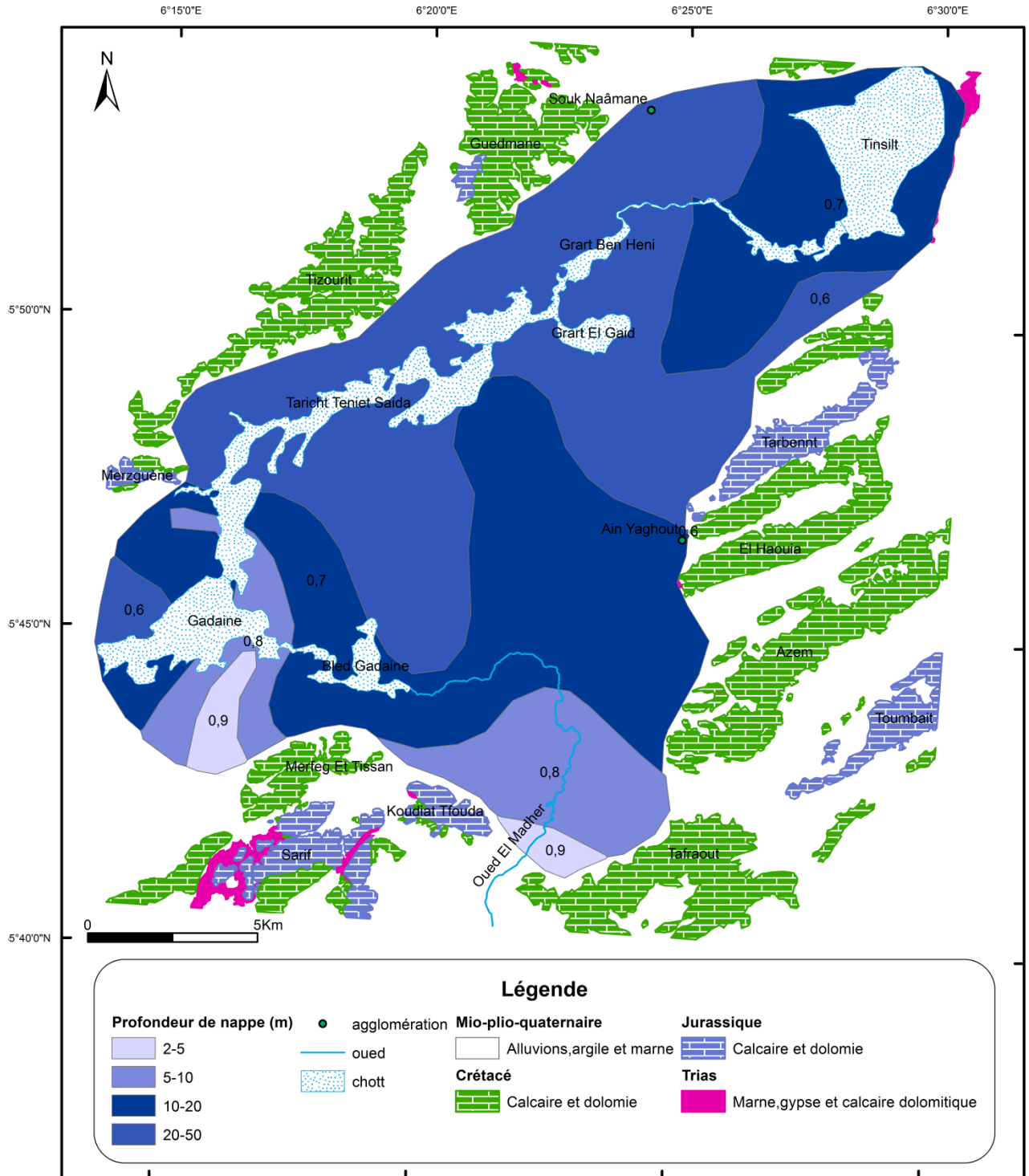


Figure VII.10 : Carte des profondeurs de la nappe et leurs indices correspondants.

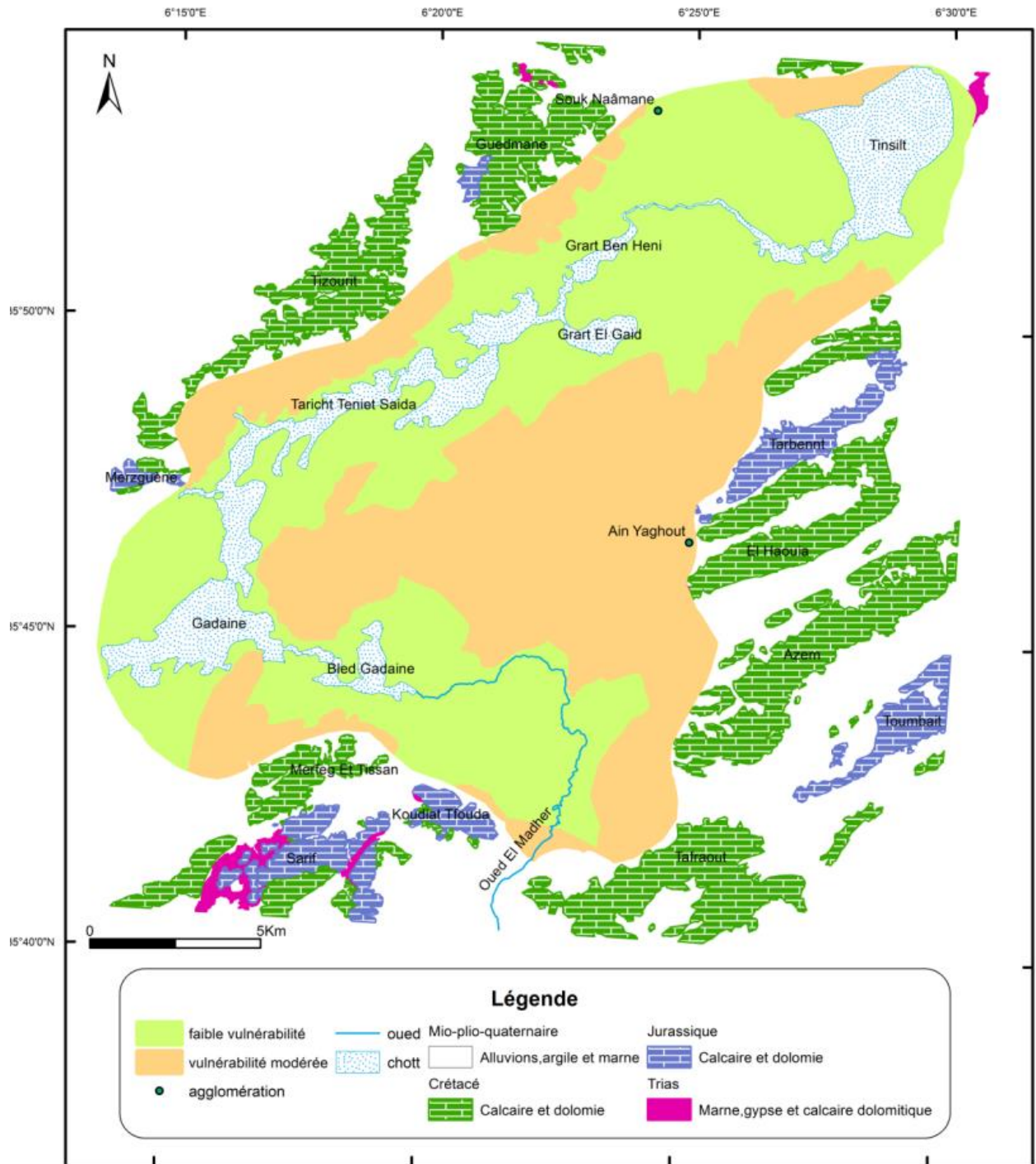


Figure VII.11 : Carte de vulnérabilité à la pollution de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout, (selon la méthode GOD).

Conclusion :

L'application des méthodes DRASTIC modifiée (DRIST) et GOD a permis d'estimer les indices de la vulnérabilité intrinsèque à la pollution de la nappe du Mio-Plio-Quaternaire de Gadaïne - Ain Yaghout.

L'étude des différents paramètres constituant le model DRIST montre que la nappe est profonde (>30m) au Sud de chott Gadaïne et au Sud-est de la plaine. Une faible quantité de recharge (3mm) traverse un sol limoneux à argilo-limoneux et une zone vadose constituée de graviers, de sable, de limons et des argiles, pour atteindre la nappe phréatique. Outre, une grande surface (74.5%) de la plaine est caractérisée par une pente faible à très faible. La combinaison de ces paramètres a permis la visualisation des zones extrêmement faibles à très faible vulnérabilité occupant respectivement, 91% et 9 % de la surface totale de la plaine.

Pour l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque par la méthode GOD, on a pris en considération que l'aquifère mio-plio-quaternaire est constitué de gravier, de grès et de sable, et renferme une nappe libre à semi-libre dont 42.5% de leur eaux sont profondes, par contre, 2.2% sont peu profondes. Ces considérations font apparaitre des zones de faible et de moyenne vulnérabilité présentant successivement, 61.7% et 38.3% de la surface cartographiée.

Selon la méthode GOD, la vulnérabilité s'accroît du centre de la plaine vers ses bordures. D'après DRIST, elle augmente du Sud vers le Nord.

Malgré leurs limites, les modèles DRASTIC modifié et GOD restent des outils utiles souvent utilisés et constituent un aide à la décision. Mais, ils sont certainement perfectibles.

**EVALUATION DU RISQUE DE LA
POLLUTION AGRICOLE DES EAUX
SOUTERRAINES**

Introduction :

La plaine de Gadaïne - Ain Yaghout connaît des activités humaines intensives présentant particulièrement dans les pratiques agricoles qui s'accompagnent par une utilisation croissante d'engrais chimiques et de fumiers. Ces activités entraînent une dégradation de la qualité des ressources en eau.

Au cours des dernières décennies, la contamination des eaux souterraines est devenue un grave problème environnemental (Aronovsky, 2000), bien que l'environnement physique protège dans une certaine mesure les eaux souterraines (Vrba et Zaporozec, 1994). La contamination des eaux souterraines peut être décrite comme une certaine quantité de contaminants libérés d'une source sur le sol et qui pénètre dans la zone vadose et atteint l'aquifère (Foster et Hirata, (1988); Foster et al., (2002)). Le processus de contamination pourrait être généralisé comme le comportement d'une certaine quantité de contaminants dans des conditions hydrogéologiques spécifiques. Ce comportement est déterminé par les propriétés des contaminants, qui comprennent principalement la toxicité, la mobilité et la dégradation (Andreo et al., (2006); Arias-Estevez et al., (2008); Aronson et al., (2006); Nobre et al., (2007); Vahidnia et al., (2007)).

Afin de protéger la qualité des eaux souterraines et formuler des stratégies efficaces pour minimiser ou éviter toute contamination des eaux souterraines, une évaluation des risques est impérative. Pour cette évaluation, une méthode européenne sera appliquée et expliquée au-dessous.

X.1. Définition du risque et de danger :

De manière générale, le risque signifie la probabilité, dans un certain laps de temps, qu'un événement indésirable survienne chez une personne, un groupe de personnes, des plantes, des animaux, ou dans l'écologie d'une zone spécifiée exposée à une dose ou à une concentration d'un agent dangereux. Le risque associé à ces substances nocives dépend à la fois du niveau de toxicité et du niveau d'exposition. Par conséquent, un danger présente un risque lorsqu'il est susceptible d'affecter quelque chose de valeur.

Un groupe d'étude de la Société Royale (Londres, 1992) a défini un risque environnemental comme « un événement ou un processus continu qui, s'il est mis en œuvre, conduira à des circonstances susceptibles de dégrader, directement ou indirectement, la qualité de l'environnement».

Dans le contexte de la contamination des eaux souterraines, Morris et Foster (2000) ont défini le risque de pollution des eaux souterraines comme « la probabilité que les eaux souterraines de l'aquifère soient contaminées à un niveau inacceptable par des activités menées à la surface du sol». Autrement, un danger est l'origine potentielle d'une contamination prenant place sur une

surface donnée et résultant des activités humaines affectant l'environnement. Tandis qu'un danger est une source potentielle de contamination résultant d'activités humaines se déroulant principalement à la surface du sol (Zwahlen, 2004).

X.2. Evaluation des risques :

Les techniques d'évaluation et de gestion des risques sont de plus en plus utilisées dans la qualité et la gestion des ressources en eau souterraine (NEPC (2000), NRC (1993), U.S.EPA (1996)), en particulier, dans les systèmes de protection des eaux souterraines (Adams et Forster (1992), Daly et Warren (1998)).

Un processus d'évaluation permet d'estimer l'impact potentiel d'un agent chimique, biologique ou physique sur les eaux souterraines. L'évaluation ou l'analyse des risques identifie les dangers existants ou potentiels et les voies d'exposition à la contamination à prendre en compte afin de fournir la base nécessaire pour prendre des mesures visant à assurer la protection des eaux souterraines.

L'évaluation de l'intensité des risques pour les eaux souterraines comporte une double tâche (Forster et Hirata (1988), Lobo-Ferreira (2000), NEPC (2000), Daly et Drew (2000)) :

- Traitement de l'origine possible de la contamination et de la probabilité qu'un rejet du contaminant se produise dans l'environnement (évaluation de danger).
- Estimation de tous les processus pouvant entraîner une réduction de la contamination avant qu'elle n'atteigne la surface de la nappe phréatique (évaluation de la vulnérabilité qui est décrite dans le chapitre IX).

Cette partie d'étude présente l'application d'une méthode d'évaluation des risques dite « COSTE Action 620 », dans l'aquifère Mio-plio-quaternaire de Gadaïne - Ain Yaghout, en intégrant la vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère aux sources de contamination qui ont été identifiées à l'aide d'un inventaire de dangers. Enfin, deux composantes ont été intégrées dans l'environnement SIG pour déterminer le risque de contamination des eaux souterraines. En utilisant une approche mathématique, qui consiste à combiner les effets de la vulnérabilité intrinsèque et du danger, pour calculer l'indice de l'intensité du risque comme suit :

$$IIR = \frac{1}{ID} \times V$$

Où :

IIR : Indice d'intensité de risque.

ID : Indice de danger.

V : Vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère.

Cette approche est fréquemment utilisée, car il s'agit d'un moyen assez simple d'évaluer l'intensité du risque. L'indice d'intensité de risque déterminant est la probabilité que des contaminants de certaine quantité et concentration atteignent la surface des eaux souterraines.

Dans le contexte d'atténuer et gérer la pollution, pour la protection des eaux souterraines, l'évaluation des risques nécessite :

- Identification des dangers potentiels existants par une cartographie des dangers.
- Analyse de l'impact potentiel des dangers sur les eaux souterraines. Cela nécessite des détails sur la concentration et la quantité de contaminants. Un système d'évaluation et de pondération des dangers peut faciliter ce processus.
- Informations sur les caractéristiques hydrogéologiques des matériaux géologiques sous les aléas, qui influencent le mouvement et l'atténuation des contaminants. Ceci est démontré au moyen des cartes de vulnérabilité des eaux souterraines.

X.2.1. Réalisation de la carte des dangers :

La préparation de cartes de dangers suivie un plan de travail en sept étapes (Fig.X.1) :

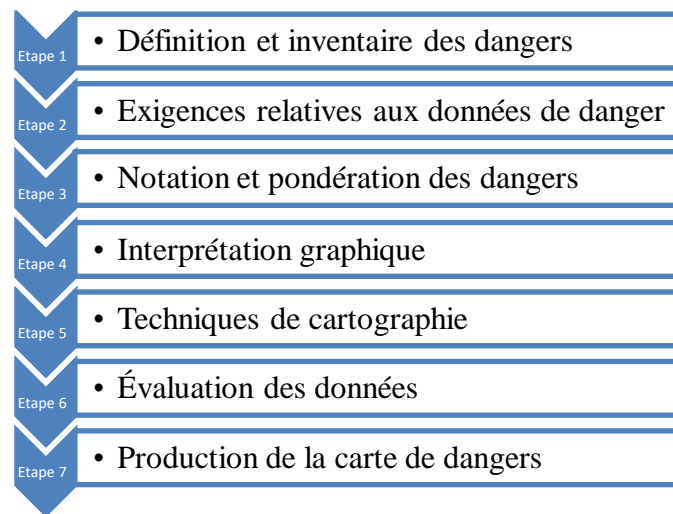


Figure X.1 : Etapes de réalisation d'une carte de dangers.

Étape 1- Inventaire des dangers :

De nombreuses activités humaines affectent directement notre environnement mais, les principaux impacts sont considérés comme provenant de la manipulation des substances nocives, à travers leur production, leur transport, leur stockage et leur élimination, ainsi que de leur utilisation et de leur application dans diverses activités. Une évaluation des dangers prend en compte le degré de nocivité potentiel de chaque type de danger. Elle est déterminée à la fois par la toxicité et par la quantité de substances nocives pouvant être libérées à la suite d'un événement de contamination.

En ce qui concerne les eaux souterraines, un danger peut être une activité humaine, une installation ou même une zone physique. Du point de vue de la protection des eaux souterraines, il est généralement très important de savoir où un danger peut survenir. L'utilisation de ce critère permet de localiser les différents dangers sur des cartes et permet ainsi de comparer les informations liés aux dangers et de les relier aux d'autres données distribuées dans l'espace, telles que les propriétés hydrogéologiques de la séquence rocheuse sous-jacente.

Par conséquent, il est proposé de classer les dangers, en fonction du type d'utilisation du sol, en trois grandes catégories, conformément aux lignes directrices de l'approche COST Action 620 et qui sont : les infrastructures, les activités industrielles et les activités agricoles (Tab.XI.1).

Étape 2 - Exigences relatives aux données de danger :

Pour évaluer le degré potentiel de nocivité pour chaque type de danger, des informations sur les éléments suivants sont nécessaires :

- Processus ou nature de l'activité (production, stockage, ... etc.).
- Type de substances nocives.
- Quantité de substances pouvant être libérées.
- Age et statut des installations.

Étape 3 - Évaluation et pondération des dangers :

L'évaluation des dangers nécessite :

- La mise en place d'un système de pondération qui permette de comparer les différents types (catégories) de dangers (Tab.XI.1).
- L'établissement d'une procédure de classement des dangers du même type en tenant compte tous les facteurs qui influent sur le degré de nocivité (Tab.XI.2). Par conséquent, les différences de nocivité au sein de chaque catégorie de danger seront principalement dues à la quantité variable (Q) de substances nocives, qui peuvent être libérées et s'infiltrer davantage dans le sous-sol.

Étape 4 - Interprétation graphique :

Généralement, l'interprétation graphique des données de dangers est obtenue à partir d'une carte thématique qui présente des informations spatiales telles que l'emplacement et l'étendue des différents types de dangers. Ces derniers sont représentés sur la carte au moyen de symboles ou de signatures de couleurs différentes.

Tableau XI.1 : Facteurs de pondération pour différents dangers (modifié par Zwahlen, 2004).

Catégorie	Sous-catégorie	Type de danger	Facteur de pondération (H)	
Développement des infrastructures	Eaux usées	Urbanisation avec fuites dans les conduites	35	
		Urbanisation sans réseau d'égout	70	
		Maisons individuelles sans système d'égout	45	
		Irrigation par des eaux usées	55	
		Rejets d'une station d'épuration	35	
		Rejets d'eaux usées dans les cours d'eau	45	
	Déchets municipaux	Zone de décharge	40	
		Parc à ferraille	40	
	Carburant	Station de chargement de carburant	60	
	Transport	Routes	Routes	40
			Chemins de fer	30
			Gare de chemin de fer	35
			Piste de l'aéroport	35
	Loisirs	Endroits touristiques	30	
		Stade de sport	25	
	Dangers divers	Cimetière	25	
Activités industrielles	Exploitation minière	Mines (sels)	60	
		Mines (minéraux non métalliques)	70	
	Industrie	Fer et acier	40	
		Traitement et finition des métaux	50	
		Chimique	65	
		Fabrication de caoutchouc et de pneus	40	
		travaux sidérurgiques	40	
		Tannerie de cuir	70	
	Sites d'excavation	Aliments	45	
		Gravier et sablière	30	
Détournement et traitement des eaux usées	Carrière	25		
	Décharge des stations d'épuration	40		
Agriculture et élevage	Elevage	Etables pour animaux	30	
		Tas de fumier	45	
		Zone de pâturage intensif	25	
	Agriculture	Stocks d'engrais et de pesticides	40	
		Zone d'agriculture intensive (avec une forte demande d'engrais et de pesticides)	30	
		Serres	20	
	Irrigation par les eaux usées	60		

Étape 5 - Techniques de cartographie :

L'acquisition des données requises pour la cartographie des dangers, peut être obtenue non seulement à partir d'enquêtes au sol, mais également à partir des cartes topographiques et d'images satellitaires. Pour des fins cartographiques, il est recommandé l'intégration de ces données à l'aide d'un système d'information géographique (SIG).

Étape 6 - Évaluation des données :

Il est évident que toute carte ne sera aussi précise que par les données utilisées pour sa construction. Cependant, l'introduction d'attributs de danger permettant un contrôle et une assurance rigoureux de la qualité des données est vivement recommandée. Ces attributs permettant de distinguer les données de danger mesurées, statistiques, extrapolées et estimées...etc.

Étape 7 - Production de la carte de dangers :

Pour obtenir une carte de dangers, selon l'approche COST Action 620 (Zwahlen, 2004), un indice de danger simplifié (ID) a été proposé en calculant le produit du facteur de pondération (H), du facteur de classement (Q) et du facteur de réduction (R_f), comme suit :

$$ID = H \times Q \times R_f$$

- Le facteur de pondération (H) distingue le type de danger en fonction de la source d'origine des contaminants, en fonction de leur toxicité, de leur solubilité et de leur mobilité. Cet indice de toxicité varie de «10» à «100».
- Le facteur de classement (Q) est compris entre «0.8» et «1.2» a été attribué afin de différencier les dangers du même type mais présentant des caractéristiques différentes (intensité et probabilité de survenance du danger) (Tab.XI.2).
- Le coefficient de facteur de réduction (R_f) allant de «0» à «1» a été attribué en fonction des mesures mises en œuvre pour contrôler l'apparition de dangers. Ce coefficient fournit une évaluation de la probabilité d'une contamination à se produire. Si aucune mesure n'est prise ou si aucune information n'est disponible, la valeur de R_f est définie à «1».

L'indice de danger (ID), calculé par combinaison multiplicative des trois indices préliminaires, décrit le degré de nuisance de chaque aléa. Cet indice peut varier entre 0 et 120, et il est subdivisé en cinq classes de danger entre « très faible » et « très fort » (Tab.XI.3).

Tableau XI.2 : Facteur de classification de différents types de danger.

Catégorie	Type de danger	Critère de classification	Facteur de classification (Q)				
			0.8	0.9	1	1.1	1.2
Développement des infrastructures	Eaux usées	Population	<1000	1000-3000	3000-5000	5000-10000	>10000
	Déchets municipaux	Surface (10 ⁻² km ²)	<5	5-10	10-15	15-20	>20
	Station de chargement de carburant	Localisation	-	Primaire	Route entre wilaya	Route nationale	Autoroute
	Routes	Type	Rue	Primaire	Route entre wilaya	Route nationale	Autoroute
	Chemins de fer	Nomb. de trains/jours	<5	5-10	10-20	20-30	>30
	Loisirs	Nomb. de visiteurs/j	<10	10-100	100-500	500-1000	>1000
	Cimetières	Surface (1000m ²)	<1	1-3	3-5	5-10	>10
Activités industrielles	Mines	Surface (km ²)	<0.1	0.1-0.5	0.5-1	1-2	2-5
	Industrie	Echelle	-	Micro	Petite	Moyenne	Grande
	Sites d'excavation	Volume (1000m ³)	<0.1	0.1-1	1-5	5-10	>10
	Détournement et traitement des eaux usées	Capacité (Unité de personne)	<500	500-1000	1000-1500	1500-2000	>2000
Agriculture et élevage	Elevage	Bétail	<5	5-10	10-50	50-100	>100
	Agriculture	Consommation annuelle de fumier (m ³ /Ha de terre cultivé)	<1	1-5	5-10	10-15	>15
		Consommation annuelle d'engrais chimique (Kg/Ha de terre cultivé)	<1	1-10	10-50	50-100	>100
		Consommation annuelle de pesticide (Kg/Ha de terre cultivé)	<1	1-5	5-10	10-50	>50

Tableau XI.3 : Classes d'indice de danger.

Valeurs de l'indice de danger	Classes de l'indice de danger	Niveau de danger
0 - 24	1	Pas ou très faible
24 - 48	2	Faible
48 - 72	3	Modéré
72 - 96	4	Elevé
96 - 120	5	Assez élevé

X.2.2. Réalisation de la carte de vulnérabilité intrinsèque :

La carte de la vulnérabilité intrinsèque a été produite selon la méthode DRASTIC modifiée et celle de GOD dans le chapitre précédent.

X.2.3. Réalisation de la carte de l'intensité de risque :

Après l'application de l'équation ($IIR = \frac{1}{ID} \times V$), on a obtenu le diagramme de l'intensité de risque (Fig.V.2), qui implique que des risques très élevés se produisent dans les deux cas :

- Où la vulnérabilité est élevée même lorsque les dangers sont très faibles.
- Où les dangers sont élevés et la vulnérabilité est faible.

Ce diagramme montre les limites min et max de chaque classe de risque (Tab.X.4). Ces classes permettent de lire la carte d'intensité de risque de pollution des eaux souterraines et différencier le degré de contamination de divers endroits de site d'étude.

Dans le cadre de la gestion des risques, afin de prévenir ou minimiser la probabilité d'une contamination, il est nécessaire d'orienter les développements vers des zones à faible risque et d'installer des réseaux de surveillance et des pratiques opérationnelles spéciales.

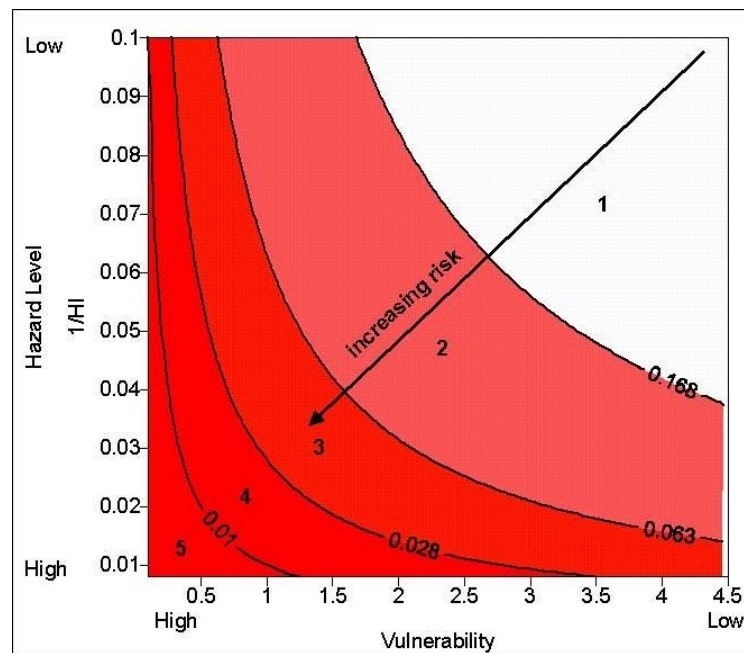


Figure X.2 : Diagramme de l'intensité de risque.

Tableau X.4 : Classification de la carte de risque.

Valeurs de l'indice de l'intensité de risque	Classes de l'indice de l'intensité de risque	Niveau de risque
> 0.168	1	Pas ou très faible
0.168 – 0.063	2	Faible
0.063 – 0.028	3	Modéré
0.028 – 0.01	4	Elevé
< 0.01	5	Assez élevé

X.3. Evaluation de l'indice de risque de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout :

Le but d'une cartographie de dangers est de détecter les aléas et notamment leur importance et leur distribution spatiale. Les cartes de dangers sont élaborées avec, tout d'abord, une simple localisation géographique des dangers qui sont ensuite classifiés selon un indice de danger. Le réseau routier et la voie ferrée ainsi que les stations d'essence ont été obtenus à partir des cartes routières de Google. Les émissions résultant du trafic et du déversement accidentel de substances dangereuses (carburant, huiles minérales, etc.) pendant le transport constituent une menace sérieuse pour les ressources en eaux souterraines sous-jacentes. Les routes causent également une contamination par les métaux lourds (plomb, zinc, cuivre et cadmium, par exemple) dans les eaux souterraines (Pagotto et al., 2010). Les cimetières présents dans la zone d'étude ont également été pris en compte lors de l'évaluation des risques car la décomposition d'un cadavre humain enterré produit 0.4-0.6 litres de lixiviat par kg de poids corporel (Zychowski et Bryndal, 2015). Ce lixiviat contient des agents pathogènes nocifs susceptibles de contaminer les eaux souterraines et de provoquer des maladies lorsque les eaux souterraines sont utilisées pour la consommation.

Les informations sur les rejets urbains et industriels étaient disponibles au niveau des institutions administratives. Les maisons non raccordées au système d'égout municipal et les étables ont été identifiées lors d'une enquête sur terrain et à l'aide d'images satellitaires de Google Earth (prise en 2019). Seules les habitations situées dans le village d'Ain Yaghout et la petite communauté de Draa Boulouf ainsi que l'usine de transformation du métal, qui sont raccordés au réseau d'égouts municipal qui rejette les eaux non traitées dans l'oued El Madher.

Les aléas existants sont de nature diffuse (pâturages, agriculture), linéaire (routes, chemin de fer) ou ponctuelle (les habitations individuelles sans système d'égouts, rejets d'eaux usées, étables, fumiers, ...etc.) (Fig.X.3). Pour les dangers linéaires et ponctuels, une zone tampon est définie autour du danger reconnu. En cas de dangers se recoupant, le danger avec l'indice supérieur est considéré.

La plupart des dangers dans la zone d'étude proviennent du secteur agricole. D'autres aléas mineurs sont liés à l'industrie et l'infrastructure, ce qui produit une variation du niveau de danger.

Le danger global sur la plaine s'échelonne d'un degré très faible à élevé. Des fermes renfermant des étables, des maisons détachées du réseau d'égouts public et parfois des tas de fumiers, ont attribué un facteur de pondération exprimant un degré de nocivité le plus élevé, ceci a créé un indice de danger moyen à élevé. Des vastes zones utilisées pour la pratique agricole et pâturage sont caractérisées, successivement, par un danger faible à très faible (Fig.X.4).

Par conséquent, les risques présents sur le site d'étude sont classés selon une fourchette allant d'une intensité de risque moyenne à très forte. Ces classes représentent successivement, 3%, 49% et 0.2% de la surface de la plaine.

Les terres cultivées et les fermes présentent un niveau de risque fort à très fort, successivement. Outre, à l'exception de la mine d'exploitation des sels qui présente une intensité de risque très élevé, les stations d'essence et les cimetières ainsi que la voie ferrée représentent un niveau de risque fort (Fig.X.5).

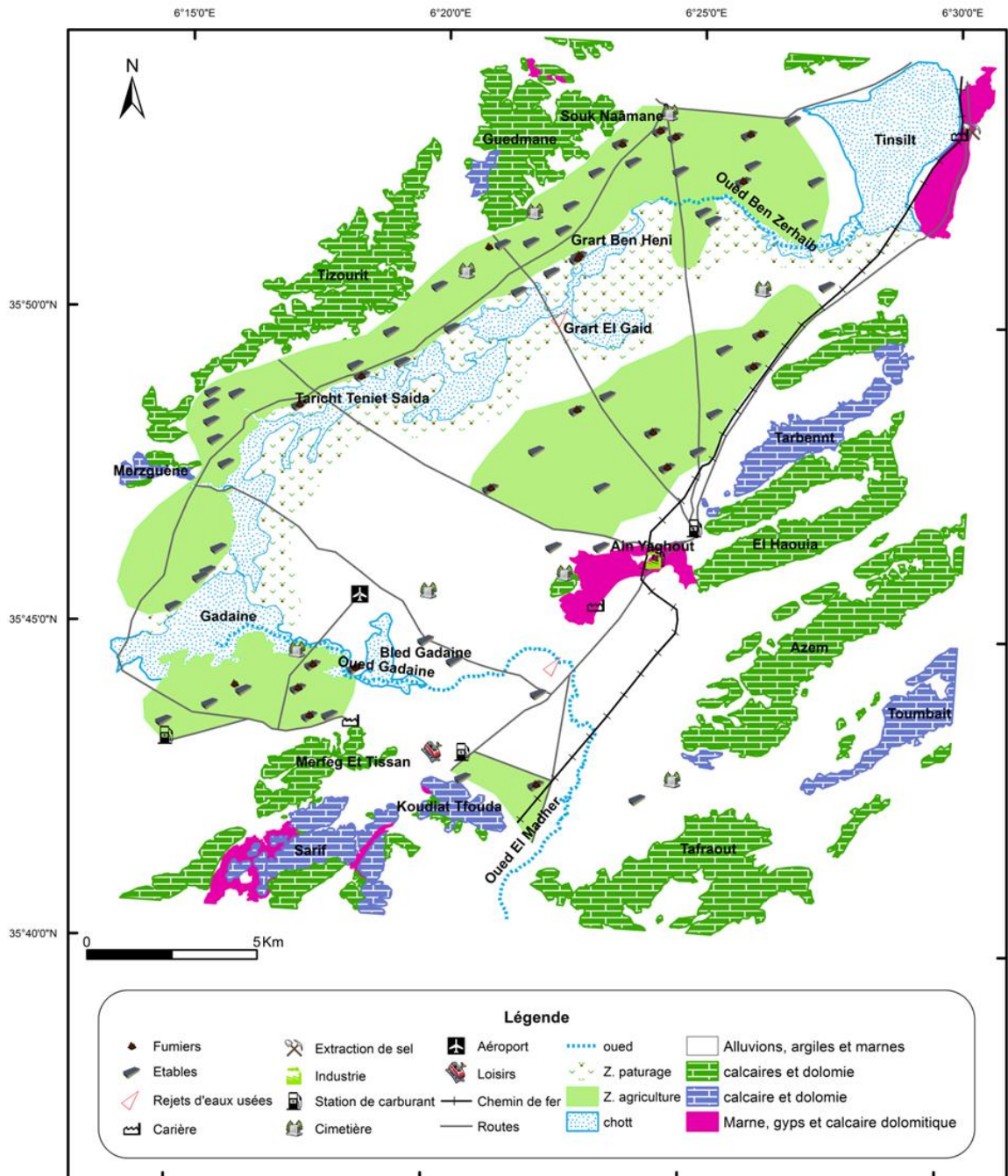


Figure X.3 : Carte de dangers non classifiés.

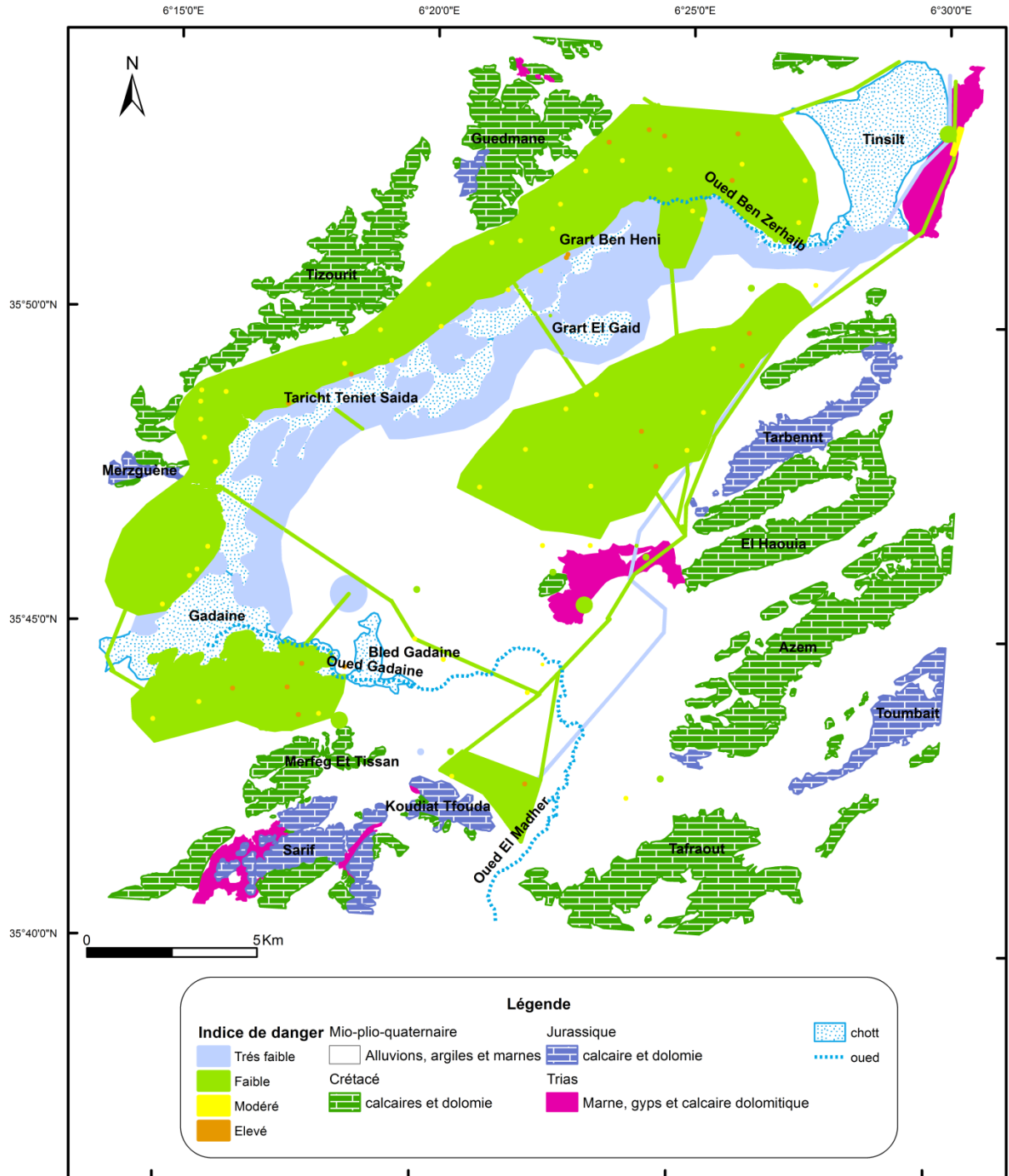


Figure X.4 : Carte de dangers classifiés.

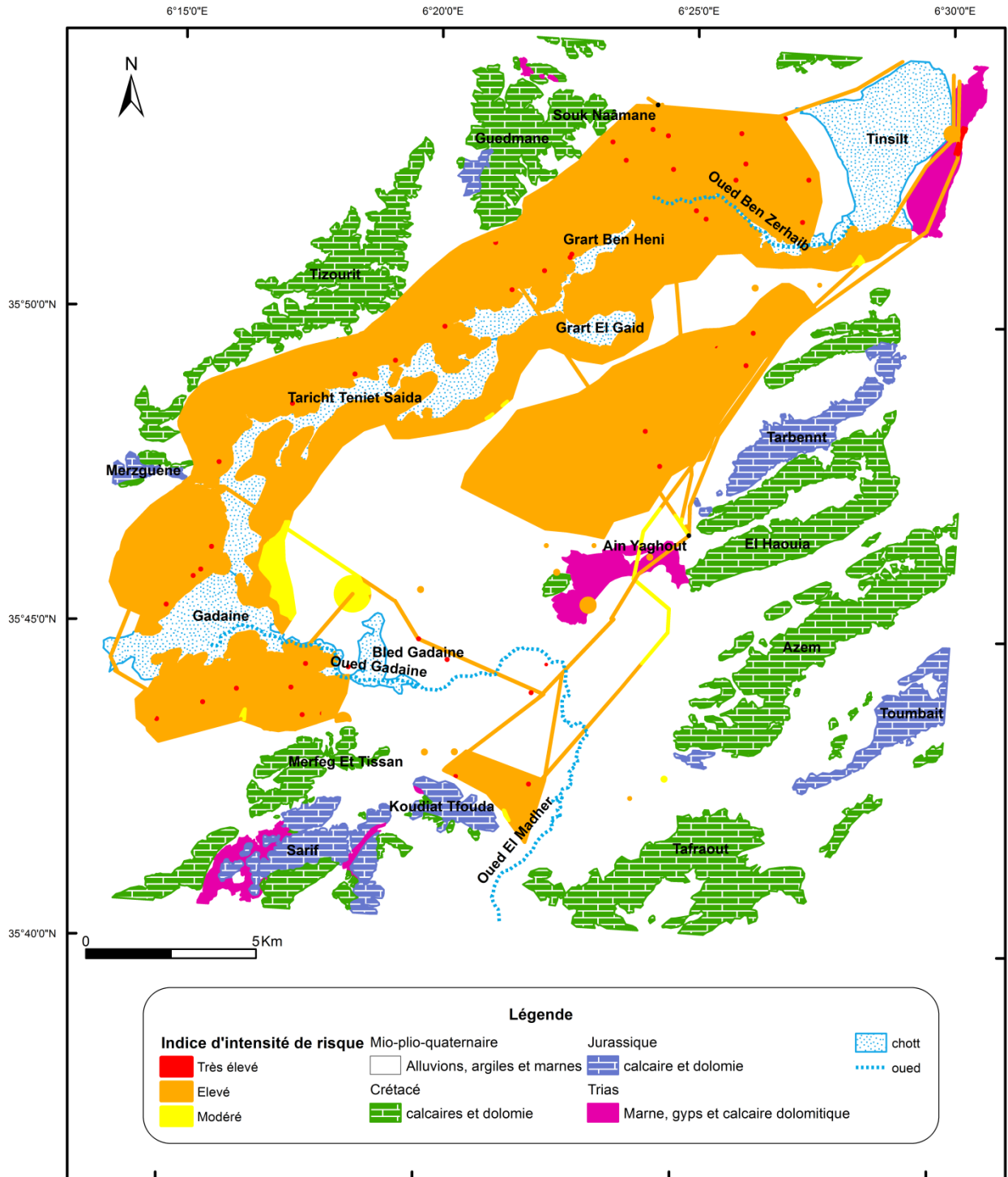


Figure X.5 : Carte d'intensité de risque.

Conclusion :

L'inventaire des aléas possibles dans la zone d'étude met en évidence trois catégories de dangers liés principalement aux activités agricoles et secondairement au développement des infrastructures et à l'industrie. La classification de danger a attribué les fermes un danger moyen à élevé, tandis que les parcelles agricoles et les terrains de pâturage sont caractérisés, successivement, par un danger faible à très faible.

La cartographie d'intensité de risque révèle que les terres cultivées et les fermes présentent un niveau de risque fort à très fort, successivement. Outre, à l'exception de la mine d'exploitation des sels qui présente une intensité de risque très élevée, les stations d'essence et les cimetières ainsi que la voie ferrée représentent un niveau de risque fort. Les classes d'intensité de risque moyenne, forte et très forte représentent, successivement, 3%, 49% et 0.2% de la surface de la plaine.

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

La région d'étude est une cuvette d'effondrement entourée par des massifs dont les zones basses sont occupées par des chotts. Ces massifs appartiennent au Nord, à l'ensemble allochtone sud sétifien, ainsi que, au Sud et à l'Est, ils font partie aux formations paraautochtones et autochtones nord aurésiennes. Le remplissage mio-plio-quadernaire, occupant la totalité de la plaine, repose sur un substratum carbonaté d'âge Jurassico-Crétacé affleurant en bordure de la nappe sous forme des reliefs. En effet, la majeure partie des terres de cette plaine est à vocation agricole avec une culture intensive des céréales, dont la superficie utile pour l'agriculture est de 10731 ha. L'élevage dans cette zone est fortement présent. L'industrie est presque absente, tandis que, les exploitations minières se limitent à l'extraction des gypses et des graviers et rarement des argiles.

L'aperçu climatique, a permis de déterminer les principales caractéristiques climatologiques de la plaine, où un climat de type méditerranéen semi-aride a été mis en évidence, ainsi qu'un apport pluviométrique est de l'ordre de 338 mm et de température moyenne estimée de 15 °C, avec les données de la station de l'aéroport, pour la série allant de 1989 à 2011. Dans les conditions climatiques de la zone d'étude, l'évapotranspiration potentielle (ETP) est évaluée à près de 1905 mm, par l'équation de Penman-Monteith-FAO. Tandis que, l'évapotranspiration réelle est de 316.2 mm /an, obtenue par le bilan de Thornthwaite. Le ruissellement estimé par la formule empirique de Tixeront et Berkloff, ne bénéficie que de 5.3% des précipitations, pendant que, l'infiltration représente seulement 1.06 %.

De point de vue hydrogéologique, on distingue deux niveaux d'aquifères, l'un superficiel ayant pour siège les formations hétérogènes (calcaires lacustres, des alluvions et des argiles) d'âge Mio-Plio-Quadernaire. La nappe de cet aquifère peut exister soit en charge au niveau du chott Gadaïne, soit libre ou semi-libre. Les apports de cette nappe proviennent des bordures (les reliefs carbonatés) ainsi que des précipitations efficaces.

Le second aquifère concerne les formations carbonatées profondes du Jurassique et du Crétacé. Ses apports viennent des piémonts des massifs et la drainance de la nappe superficielle lorsqu'il n'y a pas un écran imperméable et au niveau des fractures.

Les cartes piézométriques de notre zone d'étude révèlent que, l'écoulement souterrain a un aspect qui converge vers une zone de drainage, située aux piémonts des massifs de Tizourit et Guedmane, différente à la zone basse occupée par les chotts (Gadaïne et Teniet Saida) où par la suite les eaux sont drainées vers chott Tinsilt. L'état d'inversement de l'écoulement dans cette partie est provoqué d'une part, par la surexploitation de la nappe au moyen d'un nombre important

de forages pour satisfaire les besoins en eau des habitants et d'autre part, par la sécheresse qui est en train de régner la région.

L'interprétation des données hydrochimiques a montré que les interactions de type eau-roches carbonatées, argileuses et évaporitiques mettent en solution les ions : Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} et HCO_3^- (en fortes concentrations), ainsi des traces de Cu^{2+} , Fe^{2+} , Zn^{2+} , Sr^{2+} et Cd^{2+} . L'enrichissement naturel par les éléments majeurs se fait dans le sens de circulation des eaux souterraines (SE-NW) et à partir de la zone de surexploitation vers chott Tinsilt (inversement du sens d'écoulement) où ces éléments se concentrent fortement. Quant à l'apparition de certains éléments (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , K^+ , Cu^{2+} , Zn^{2+} et Cd^{2+}) peut attribuer aux rejets d'eaux domestiques, aux activités agricoles et au retour d'eau d'irrigation.

L'interaction eau-roche et le temps de séjours des eaux au sein de l'aquifère ne peuvent pas être les seuls processus géochimiques contrôlant la chimie des eaux souterraines dans la région d'étude mais le phénomène d'échange ionique inverse peut avoir lieu dans la salinisation des eaux. Compte tenu de l'intensification d'irrigation associée par une faible profondeur d'eau dans les régions agricoles, l'évaporation et la précipitation de certains minéraux deviennent des facteurs majeurs pour la concentration des ions. Ces processus confèrent à l'eau un faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien dont une origine anthropique n'est cependant pas exclue pour Cl^- , SO_4^{2-} et Ca^{2+} .

En revanche, ces facteurs permettent d'obtenir d'environ 64% des eaux analysées qui ne peuvent pas être utilisées directement pour des fins de consommation humaine. Cependant, 89% des eaux sont très convenables à l'usage agricole. Quand le raisonnement se fait par rapport à l'alcalinité résiduelle, ces eaux utilisées dans l'irrigation ont attribué les sols de la plaine une salinité apparente.

La région de Gadaïne - Ain Yaghout souffre non seulement des effluents des communautés urbaines dans oued El Madher, et les fosses septiques des habitations dispersées sur toute la plaine mais également de l'épandage des engrais inorganiques et de fumier. Malgré la vulnérabilité faible à modérée, la plaine est menacée majoritairement par un risque de forte intensité présenté par des terres agricoles et des zones de pâturage. Cela implique une surveillance accrue de la qualité chimique des eaux de l'aquifère Mio-Plio-Quaternaire et une gestion efficace de la contamination de ces eaux. En outre, une caractérisation de l'origine de la pollution dans les eaux souterraines par l'utilisation des techniques isotopiques qui complètent les méthodes classiques, serait d'un apport précieux. Entre autre, les isotopes du bore et des nitrates permettent d'identifier l'origine des pollutions diffuses ou ponctuelles.

RECOMMENDATIONS

Recommandations :

Afin de minimiser le risque de contamination des eaux souterraines et protéger qualitativement et quantitativement les ressources en eau de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout, un certain nombre de recommandations est proposé, tel que :

- Le suivi et l'interprétation simultanés des variations spatio-temporelles de la chimie des eaux souterraines peuvent soutenir l'élaboration d'une stratégie de gestion et de qualité durable des ressources en eaux souterraines.
- Lorsqu'une valeur guide est dépassée, il est recommandé de consulter l'autorité responsable de la santé publique quant aux mesures à prendre, en tenant compte de la toxicité de cette substance et des possibilités de mise en œuvre des mesures correctives.
- Définir des périmètres de protection au niveau des champs de captage, présentant un grand risque de contamination.
- La protection de cette vitale ressource d'une détérioration plus poussée par le maintien et la modernisation des installations septiques et la construction des équipements de décharges (publique et déjections animales) d'une manière à ce qu'aucun lixiviat ne puisse s'infiltrer dans les eaux souterraines.
- Afin de limiter toute pollution d'origine anthropique, il est nécessaire d'implanter une station d'épuration pour traiter les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles avant de les rejeter dans oued El Madher.
- La sensibilisation des agriculteurs sur l'impact d'utilisation des fertilisants azotés dans l'agriculture dans le but de réduire le taux d'application de ces engrais.
- Pour l'irrigation avec de l'eau saline ou avec de fortes concentrations en sodium, il faut s'assurer d'un bon drainage souterrain car la couche indurée restreint le mouvement de l'eau à travers la zone racinaire. Ne pas permettre au sol de s'assécher outre mesure car étant donné la salinité, la plante ne peut prélever autant d'eau qu'en situation normale.
- Eviter de laisser les sols nus pendant plusieurs mois (particulièrement en hiver) et maintenir une couverture végétale, en utilisant les rotations culturales, pour limiter les pertes d'azote.

- Adopter de nouvelles techniques d'irrigation (le goutte à goutte par exemple) plus économiques de l'eau (pas de pertes par évaporation, fuites,...) que le système « gravitaire », le plus répandu dans la région.
- Les eaux souterraines de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout sont très dures. Lors de l'utilisation de systèmes de micro-irrigation, il faut prendre soin d'enlever les substances qui peuvent obstruer les goutteurs.
- Cesser le creusement de nouveaux forages dans les secteurs où la nappe du Mio-Plio-Quaternaire est très sollicitée, surtout au niveau de la partie NW, et modérer les pompages dans les forages déjà existants.
- Dans un même forage, ne pas exploiter les deux nappes de la région simultanément, afin d'éviter le passage des contaminants à partir de la nappe phréatique exposée au risque de pollution vers la nappe profonde.
- Vu le nombre important des forages dans la plaine, il est nécessaire d'effectuer des essais de pompage de longue durée au niveau de ces points d'eaux, pour avoir une bonne appréciation de la perméabilité des réservoirs, et cela afin de limiter l'incertitude de l'estimation de la vulnérabilité et par conséquent l'évaluation de l'intensité du risque de contamination des eaux souterraines.

BIBLIOGRAPHIE

Références bibliographiques :

A.B.H., (2000) : Bassins des hauts plateaux constantinois N°5 (Agence des Bassins Hydrographiques Constantinois - Seybouse - Mellegue) - Ministère des ressources en eau. Algérie.

Abhay M. Varade, Yenkie R. O., Rahul R. Shende, Golekar R. B., Wagh V. M. and Khandare H. W., (2018) : Assessment of water quality for the groundwater resources of urbanized part of the Nagpur District, Maharashtra (India). American Journal of Water Resources, Vol. 6, N°. 3, 89-111. Available online at : <http://pubs.sciepub.com/ajwr/6/3/1>. Science and Education Publishing. DOI:10.12691/ajwr-6-3-1.

Adams B. and Foster S.S.D., (1992) : Land-surface zoning for groundwater protection. Journal of Institute of Water Environment Management, 6, 312-320.

Allen R.G., Smith M., Raes D. et Perreira L.S., (1998) : Crop evapotranspiration Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage, p. 56.

Andreo B., Goldscheider N., Vadillo I., Vias J.M., Neukum C., Sinreich M., et al., (2006): Karst groundwater protection: first application of a Pan-European approach to vulnerability, hazard and risk mapping in the Sierra de Libar (Southern Spain). Science of Total Environment, 357:54-73.

A.N.R.H., (1993) : Carte pluviométrique de l'Algérie du Nord (1922/60 - 1969/89) au 1/500 000. Agence Nationale des Ressources Hydriques, Ministère des ressources en eaux, Algérie.

ANSES, (2013) : Avis relatif à une évaluation des risques sanitaires liés à la présence de strontium dans les eaux destinées à la consommation humaine. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Saisie n° 2012-SA-0262. Maisons-Alfort (ed.). France. 28 p.

APHA, AWWA and WEF, (2012) : Standard methods for the examination of water and wastewater, 22^e édition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington D.C.

Appelo C.A.J. and Postma D., (1996) : Geochemistry, groundwater and pollution. A.A. Balkema (éditeur), Rotterdam, Pays-Bas.

Appelo C.A.J. and Postma D., (1993) : Geochemistry, Groundwater and Pollution. A.A. Balkema, Rotterdam, 536 pp.

Arias-Estevez M., Lopez-Periago E., Martinez-Carballo E., Simal-Gandara J., Mejuto J.C., Garcia-Rio L., (2008) : The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. Agriculture, Ecosystems and Environment, 123:247-60.

Aris Y., (1994) : Etude tectonique et micro tectonique des séries jurassiques à plio-quadernaires du Constantinois central (Algérie nord orientale) caractérisation des différentes phases de déformations. Doctorat d'université, Nancy I, 215p.

Aronovsky R.G., (2000) : Liability theories in contaminated groundwater litigation. Environmental Forensics 1, 97-116.

Astier J.L., (1967) : Géophysique appliquée à l'hydrogéologie. Ed. Masson et Cie. Paris, 277 pages.

Atlas R.M. et Bartha R., (1998) : Biochemical cycling: nitrogen, sulfur, phosphorus, iron, and other elements. In: Microbial ecology: Fundamentals and applications. 4e edition. L. Fogel and G. Wong (éditeurs). Benjamin/Cummings Science Publishing, Menlo Park, Californie, p. 414-425.

ATSDR, 2004 : Toxicological profile for ammonia. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, Georgie. Disponible à : www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=11&tid=2

ATSDR, (2004) : Toxicological profile for copper. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service. Atlanta, Georgia.

Aubert G., (1976) : Les sols sodiques en Afrique du Nord. Annuaire de l'I.N.A. (Alger), vol. VI n°1, 185-196.

Ayers R.S. et Westcot D.W., (1988) : La qualité de l'eau en agriculture. Bulletin FAO d'irrigation et de drainage. 29 Rév. 1, 165 p.

Bagnouls F. et Gaussen H., (1957) : Les climats biologiques et leur classification. Annales de Géographie, n°355, p. 193-220.

Baize D., (1997) : Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Editions, Paris, 410 p.

Bamber H.A., (1951) : Some factors affecting the solubility of limestone in natural waters, dans Cave Science, 2, 139-161.

Banton O. et Bangoy L., (1997) : Hydrogéologie, multiscience environnementale des eaux souterraines. Presses de l'Université du Québec/AUPELF, 460 p.

Baribeau H., (2006) : Chapter 6: Growth and inactivation of nitrifying bacteria. In : Fundamentals and control of nitrification in chloraminated drinking water distribution systems. Manual of Water Supply Practices M56. 1st edition. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Barbiero L. et Valles V., (1992) : Aspects géochimiques de l'alcalinisation des sols dans la vallée du Ballo Bosso (République de Niger). Cahier ORSTOM, vol. XXVII, 2, 143-152.

Bartholomew B. and Hill M.J. (1984) : The pharmacology of dietary nitrate and the origin of urinary nitrate. Food Chemistry and Toxicology, 22(10): 789-795.

Bakalowicz M., (1979) : Contribution de la géochimie des eaux à la connaissance de l'aquifère karstique et de la karstification. Thèse d'état Université P. et M. Curie Paris VI.

Batabyal A. K. and Chakraborty S., (2015) : Hydrogeochemistry and water quality index in the assessment of groundwater quality for drinking uses. Water Environment Research.

Bech A.V., (1966) : The technology of magnesium and its alloys. 3e édition. (Cité par la McGraw-Hill encyclopedia of science and technology. McGraw-Hill.)

Belhadj M.Z., (2017) : Qualité des eaux de surface et leur impact sur l'environnement dans la Wilaya de Skikda. Thèse de Doctorat. Université Mohamed Khider Biskra.

Bell A.V., (1975) : Base metal mine waste management in Canada. In : Minerals and the environment. Institute of Mining and Metallurgy, Londres, R.-U. (1975).

Belloula L., (2004) : Contribution à l'étude hydrogéologique et modélisation de la plaine de Gadaïne – Ain Yaghout (Ouest de Batna). Mémoire de magister en hydraulique. Université de Batna, 132 p.

Bencer S., Boudoukha A. and Mouni L., (2016) : Multivariate statistical analysis of the groundwater of Ain Djacer area (Eastern of Algeria). Arabic Journal Geoscience, 9:248. Doi: 10.1007/s12517-015-2277-6.

Bensaid A., (1997) : Traitement des données multisources et conception d'une base de donnée dans un SIG en vue de la caractérisation d'un milieu physique, application à une zone steppique au Nord de l'Aghouat. Centre national des techniques spatiales, Arzew, Algérie. Mémoire de Magister, 122 p.

Benzellat B., (2012) : Contribution à l'amélioration des rendements des plantes cultivées en sols salés. Mémoire de Magister. Université de Tlemcen.

Bigham and Nordstrom, (2000) : Iron and Aluminum Hydroxysulfates from Acid Sulfate Waters. In: C.N. Alpers, J.L. Jambor and D.K. Norstrom (Eds.), Sulfate Minerals - Crystallography, Geochemistry and Environmental Significance. Reviews in Mineralogy and Geochemistry. Mineralogical Society of America, Washington, D.C., pp. 351-404.

Bond R.G. and Straub C.P., (1973) : Handbook of environmental control. Volume 3, Chemical Rubber Company, Cleveland, OH.

Bouchet R.J. et Biou CH., (1960) : Essai d'interprétation de la variable de la constante psychrométrique, CR. Acad. Sci., 250p.

Bouchet R.J., (1962) : Recherches sur la zone aride. Coll. Montpellier, UNESCO.

Bouchet R. J. (1963) : Evapotranspiration Réelle, Evapotranspiration Potentielle et Production Agricole. Dans « L'Eau et la Production Végétale ». INRA, Paris, 151-232.

Bouchet R.J., (1961-1963) : Signification et portée agronomique de l'évapotranspiration potentielle. Ann. Agron., 12: 51-63.

Bouchet R.J. et Robelin P., (1969) : Evapotranspiration potentielle et réelle. Domaine d'utilisation. Portée pratique. Bull. Tech. Inform. Ing. Serv. Ap., 238: 55-62.

Bouderka N., Souid A.K., Lakhili F., Lahrach A., Ben Abd Elhadi M., (2016) : Evaluation de l'impact de la pollution agricole sur la qualité des eaux souterraines de la nappe du Gharb. E.S.J, 2016. V12 n°11 P 509.

Bouhata R., (2007) : Analyse de la dynamique des sebkhas et son impact sur la vulnérabilité au risque d'inondation dans les dépressions endoréiques situées entre Zana et Medghassen à l'aide de l'imagerie satellitaire LANDSAT. 144p. Mémoire de Magister. Université Hadj Lakhdar - Batna.

Bouhata R., (2015) : Application des techniques de géomatique dans l'analyse de la vulnérabilité des zones endoréiques (Hauts plateaux de l'Est algérien cas de la plaine de Gadaïne et ses bordures). Thèse de doctorat. Université Hadj Lakhdar - Batna.

Bouhassa S., Alechcheikh C. et Kabiri L., (2008) : Origine de la minéralisation et de la détérioration de la qualité des eaux souterraines de la nappe phréatique du Quaternaire du bassin versant de Rheris (Errachidia, Maroc). *Sécheresse*, vol. 19, n° 1, p. 67-75.

Bouillin J.P., (1986) : Le bassin maghrébin : une ancienne limite entre l'Europe et l'Afrique à l'ouest des Alpes, *Bull. Soc. géol. France* 8 (4) 547-558.

Bouillin J.P., (1977) : Géologie alpine de la petite Kabylie dans les régions de Collo et d'El Milia (Algérie). Thèse Sc. Paris, VI, 551 p., 127 fig., 2 pl.h.t.

Bouteldjaoui F., Bessenasse M. et Guendouz A., (2011) : Etude comparative des différentes méthodes d'estimation de l'évapotranspiration en zone semi-aride (cas de la région de Djelfa). *Revue de Nature et Technologie*. n° 07 Juin 2012.

Bouwer E.J. and Crowe P.B., (1988) : Biological processes in drinking water treatment. *Journal of American Water Works Association*, 80(9): 82-93.

BRGM., (2007) : Ollagnier S. et Vittecoq B., Rapport final « Suivi de la qualité des eaux souterraines de Martinique, campagne de saison des pluies 2006 : Résultats et interprétation ». RP-55499-FR (Novembre 2007).

Burkart M.R. and Stoner J.D., (2002) : Nitrate in aquifers beneath agricultural systems. *Wat Sci. and Technol.* 45(9):1929.

Callender E., (2003) : Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67-105.

Camford Information Services (2003) : CPI product profile for ammonia. Scarborough, Ontario. Disponible à : www.camfordinfo.com/pdfs/cpipp_order_form.pdf.

Camille M. E., (1973) : La dissolution du carbonate de calcium. *Bulletin de la Société géographique de Liège*, N° 9, 9^e année, décembre 1973, pp. 55-87

Capaccioni B., Didero M., Paletta C. and Idero L., (2005) : Saline intrusion and refreshing in a multilayer coastal aquifer in the Catania Plain (Sicily, Southern Italy): dynamics of degradation processes according to hydrochemical characteristics of groundwaters, *Journal of Hydrology*, 307: 1-16.

Cartes P., Jara A., Domanet R. and de la Luz M., (2009). Urease activities and nitrogen mineralization kinetics as affected by temperature and urea input rate in southern Chilean andisols. *J. Soil Sci. Plant Nutr.*, 9(1): 69-82.

Castany G. et Margat J., (1977) : Dictionnaire français d'hydrogéologie. BRGM, France, 249 p.

Castany G., (1982) : Principe et méthode de l'hydrogéologie. Dunod édit. Paris. 236 pages.

CCME, (1999) : Cuivre. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Conseil canadien des ministres de l'environnement.

CEP, (2017) : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada -Préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement- Février 2017.

Cerling T.E., Pederson B.L. and Damm K.L.V., (1989) : Sodium–calcium ion exchange in the weathering of shales : implications for global weathering budgets. *Geology*, 17, 552–554.

C.G.G., (1969) : Prospection géophysique des chotts Gadaïne et Saboun et de la plaine d'El Madher. Compagne Générale de la Géophysique. Travaux publics - Direction départementale de Batna.

Chadha D.K., (1999) : A new diagram for geochemical classification of natural waters and interpretation of chemical data. *Hydrogeology Journal* 7:431-439.

Chadi M., (1991) : Etude géologique de monts de Ain M'lila (Algérie orientale). Thèse de Doctorat de l'Université de Nancy1, 191p.

Chantale B., (1996) : Caractérisation des propriétés hydrauliques au CTED de la ville de Montréal. Mémoire pour l'obtention du grade de Maître ès sciences. 266 p.

Choisel M. et al., (1974) : Adaptation du nomadisme pastorale à des structures modernes. Etude de deux communes des hauts plateaux sud oranais : Mechria et El Abiod. Mémoire de maitrise Géographie, Paris VIII.

Choisnel E. et Jacq V., (1998) : Le cycle de l'eau : variabilité des échanges hydriques en France. *La Météorologie*, 8 ième série, n°24, 36-53.

Cohen-Solal M., (2002) : Strontium overload and toxicity: impact on renal osteodystrophy. *Nephrology Dialysis Transplantation*, 17 (Suppl 2): 30-34.

Cohn P., Cox M. and Berger P., (1999) : Health and aesthetic aspects of water quality. In : *Water quality and treatment, a handbook of community water supplies*. R.D. Letterman, éditeur. 5ème édition. American Water Works Association and McGraw-Hill, New York.

Coiffait P.E., (1992) : Un bassin post-nappes dans son cadre structural : l'exemple du bassin de Constantine (Algérie Nord-Orientale). Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Nancy I, 501 p.

Claude F., Christiane F., Paul M., Jean D. and Jean L.H. : *Ecologie : Approche scientifique et pratique*. 6^{ème} édition, (livre sur internet).

Commission international sur la radio-protection, (1975) : Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Publication N°. 23. Pergamon Press, Oxford. p. 379.

Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs : Fourth annual report, p. 45 (1976).

Conseil national de recherches du Canada, (1977) : Les effets des halogénures alcalins dans l'environnement canadien. CNRC n° 15019, Comité associé des critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Ottawa.

Conseil national de recherches du Canada, (1981) : Hydrogen sulfide in the atmospheric environment : Scientific criteria for assessing its effects on environmental quality. NRCC No. 18467, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Ottawa.

Coutagne A., (1943) : L'évaporation du sol et le déficit d'écoulement, considérés du point de vue hydrographique, agronomique et climatologique. La Météorologie, 1942, p. 150-176, p. 125-146.

Couture I., (2006 a) : Analyse d'eau pour fin d'irrigation MAPAQ. Montérégie-Est AGRIVISION 2003-2004. 8p.

Couture I., (2006 b) : Principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau en micro-irrigation. Colloque sur l'irrigation : l'eau, source de qualité et de rendement, 10 février 2006.

Crescimanno G., Iovino M. and Provenzano G., (1995) : Influence of Salinity and Sodicity on Soil Structural and Hydraulic Characteristics. Soil Science Society of America Journal, 59(6):1701-1708.

Crittenden J.C., Trussell R.R., Hand D.W., Howe K.J. and Tchobanoglous G., (2012) : Water treatment : principles and design, 3^e édition. John Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey.

Cronin R.E., (1986) : Magnesium disorders. In: Fluids and electrolytes. J.P. Kokko et R.L. Tannen. W.B. Saunders Co., Toronto.

Cuppett J.D., Duncan S.E. and Dietrich A.M., (2006) : Evaluation of copper speciation and water quality factors that affect aqueous copper tasting response. Chemical Senses, 31(7): 689-697.

Daoud D., (1995) : Caractérisation géochimique et isotopique des eaux souterraines et estimation du taux d'évaporation, dans le bassin du Chott-Chergui (Zone semi-aride), Algérie. Thèse de Doctorat Sc, Univ Paris-Sud, Orsay, p 256.

Darcy H., (1856) : Les fontaines publiques de la ville de Dijon. Paris, V. Dalmont, 674 p.

Darwish T., Atallah T., Francis R., Saab C., Jomaa I., Shaaban A., Sakka H. and Zdruli P., (2011) : Observations on soil and groundwater contamination with nitrate: A case study from Lebanon-East Mediterranean. Agricultural Water Management 99(2011) 74-84.

Darwish T., Atallah,T., Hajhassan S. and Chranek A., (2003) : Management of nitrogen by fertigation of potato in Lebanon. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 67, 1-11.7.

Daly D. and Drew D., (2000) : Irish methodologies for karst aquifer protection. In: BECK, B. F., PETTIT, A. J. & HERRING, J. G. (Eds): Hydrogeology and Engineering Geology of Sinkholes and Karst 1999, 267272, Balkema, Rotterdam.

Daly D. and Warren W., (1998) : Mapping groundwater vulnerability – the Irish perspective. In: ROBINS, N. (Ed.): Groundwater pollution, aquifer recharge and vulnerability. Geological Soc., Special Public., 130, 179-190, London.

Damien B. et Jean-Christophe L. : Les phosphates. Université Paris-Sud ; Laboratoire d'Ecologie, Systématique et Evolution ; UMR 8079 - CNRS/ENGREF/Univ. Paris-Sud ; Bât 362 ; F-91405 Orsay Cedex France.

Daniel S. (1998) : Cartographie des indicateurs de qualité des eaux souterraines à l'échelle régionale. Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences. Université du Québec INRS-Eau.

Day F.H., (1963) : In : The chemical elements in nature. George C. Harrap & Co., Londres, R.-U.

DDAZASA, (2013) : Conseils pratiques pour l'investissement en irrigation. Conception d'un projet d'irrigation. Elaboré par Monsieur Kessira Mohamed, sous-directeur des Techniques d'Irrigation, Direction du Développement Agricole dans les Zones Arides et Semi-Arides (DDAZASA). Algérie.

Debieche T.H., (2002) : Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Application à la basse plaine de la Seybouse - Nord-Est Algérien. Thèse de Doctorat. Université de Franche-Comté. 199p.

De Beers Canada, (2013) : Snap Lake Mine: Strontium response plan. Report N°. MV2011L2-0004. File: L020. Disponible à : <https://mvlwb.com/content/mv2011l2-0004-snap-lake-strontium-response-plan>.

Delisle C.E. and Schmidt J.W., (1977) : The effects of Sulphur on water and aquatic life in Canada. In : Sulphur and its inorganic derivatives in the Canadian environment. NRCC N°. 15015, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches du Canada, Ottawa.

Delvaque J., (1980) : Étude pour une planification des cultures maraîchères au Sénégal. Tome 2, Étude analytique, Économique, technique et commerciale. Centre pour le Développement de l'Horticulture du Sénégal. 72p.

De Marsily G., (1981) : Hydrogéologie quantitative. Université de Paris.

De Marsily G., (1986) : Quantitative Hydrogeology, Groundwater Hydrology for Engineers. Academic Press, New York, 440 p. (Traitement très rigoureux sur l'écoulement).

De Marsily G., (2004) : Cours d'Hydrogéologie, Université de Paris VI, 226 p.

Derias T., (2013) : Hydrogéologie du bassin versant de l'oued ksob (Tebessa) vulnérabilité et protection de la ressource. Thèse de Doctorat de l'université des sciences et de la technologie Houari Boumediene, Algérie.

Desbordes A., (2000) : Pollutions des eaux souterraines en Picardie. Mémoire de Maîtrise BG, Faculté des Sciences, Amiens, 50 p.

Diallo M.D., Ndiaye O., Mahamat saleh M., Tine A., Diop A. et Guisse A., (2015) : Etude comparative de la salinité de l'eau et des sols dans la zone nord des Niayes (Sénégal). African Crop Science Journal, Vol. 23, No. 2, pp. 101 – 111.

Dib I., (2010) : L'impact de l'activité agricole et urbaine sur la qualité des eaux souterraines de la plaine de Gadaïne - Ain Yaghout (Est algérien). Mémoire de magister. Université de Hadj Lakhdar, Batna.

Diem K., (1972) : Documenta Geigy scientific tables. 6^e édition. J.R. Geigy S.A., Bâle, Suisse. 533 pp.

Dixon W. and Chiswell B., (1992) : The use of hydrochemical sections to identify recharge areas and saline intrusions in alluvial aquifers, southeast Queensland, Australian Hydrogeology Journal (135) Elsevier : 259-274.

Djilli K. et Daoud Y., (1999) : Relation entre le pH et la teneur en carbonates de calcium des sols. Cas des sols du Nord algérien. Agrochimica vol. XLIII – N. 3-4, 173-177.

Doneen L.D., (1964) : Notes on Water Quality in Agriculture. Published as a Water Science and Engineering. Paper 4001, Department of Water Sciences and Engineering, University of California, Davis.

Dong D., Derry L.A. and Lion L.W., (2003) : Pb scavenging from a freshwater lake by Mn oxides in heterogeneous surface coating materials. Water Research, 37, 1662–1666.

Doorfnbos J. et Pruitt W. O., (1975) : Les besoins en eau des cultures. F.A.O.

Dore M., (1989) : Chimie des oxydants et traitement des eaux, Ed Lavoisier, Paris.

Douaoui A., Hartani T. et Lakehal M., (2006) : La salinisation dans la plaine du Bas-Cheliff : acquis et perspectives. Economies d'eau en Systèmes Irrigués au Maghreb. Deuxième ateliers régional du projet Sirma, Marrakech, Maroc, 29-31 mai 2006.

Douaoui A. et Hartani. T., (2007) : Impact de l'irrigation par les eaux souterraines sur la dégradation des sols de la plaine du Bas-Chéiff. Actes du troisième atelier régional Sirma (Nabeul, Tunis), Édit. CIRAD, Montpellier, 5 p.

Douglas I., Guthmann J., Muylwyk Q. and Snoeyink V., (2004) : Corrosion control in the city of Ottawa - comparison of alternatives and case study for lead reduction in drinking water. In : Proceedings of the 11th Canadian National Drinking Water Conference and 2nd Policy Forum, April 3-6, Calgary, Alberta, W. Robertson et T. Brooks (éditeurs). Association canadienne des eaux potables et usées, Ottawa, Ontario.

Drever J. F., (1997) : The geochemistry of natural waters. 3rd edition, New York - Prentice-Hall INC; 379 pp.

Droubi A., Fritz B., Gac J.Y. and Tardy Y., (1980) : Generalized residual alkalinity concept : application to prediction of chemical evolution of natural waters by evaporation. American Journal of Science 280 : 560-572.

Dubrovsky, N.M., Burow, K.R., Clark, G.M., Gronberg, J.M., Hamilton P.A., Hitt, K.J., Mueller, D.K., Munn, M.D., Nolan, B.T., Puckett, L.J., Rupert, M.G., Short, T.M.,

Spahr, N.E., Sprague, L.A. and Wilber, W.G., (2010). The quality of our nation's waters Nutrients in the nation's streams and groundwater, 1992-2004: U.S. Geological Survey, Reston, Virginia. Circular 1350, 174 p.

Duchaufour P., (2001) : Introduction à la science du sol: Sol, végétation, environnement. DUNOD, Paris, 331p.

Dupuits J., (1863) : Études théoriques et pratiques sur le mouvement des eaux dans les canaux découverts et à travers les terrains perméables. 2e édition, Paris, Dunod, 30 p.

Durand Delga M., (1969) : Observation à la note de MM. Vila J.M. et Magne J.. Bull. Soc. Géol. France, (7), t. XI, p.80.

Durand J.H., (1960) : Contribution à l'étude des sols irrigués. L'évolution des sols sous l'influence de l'irrigation. Travaux des sections pédologie et agrologie, bulletin n°6, 13 p.

Durfor C.J. and Becker E., (1972) : Constituents and properties of water. In : Water quality in a stressed environment. W.A. Pettyjohn. Burgess Publishing Company.

Eaton F.M., (1950) : Significance of carbonates in irrigation water. Journal of Soil Science, 69 : 123-133.

Edwards M. and Dudi A., (2004) : Role of chlorine and chloramine in corrosion of lead-bearing plumbing materials. Journal of American of Water Works Association, 96(10): 69-81.

El Hayadi A., (1991) : Etude comparative des différentes méthodes d'estimation de l'évapotranspiration de référence. Essai d'analyse de la variabilité des coefficients culturaux dans le Tadla et le Souss Massa. Mémoire de troisième cycle. Option Agronomie ; IAV Hassan II Rabat.

Ellingsen D.G., Horn N. and Aaseth J., (2007) : Chapter 26 - essential metals: Assessing risks from deficiency and toxicity. In : Handbook on the toxicology of metals. Nordberg, G.F., Fowler, B.A., Nordberg, M. and Friberg, L.T. (éds). 3e édition. Academy Press, San Diego, pp. 163-176.

Ellingsen D.G., Møller L.B. et Aaseth J., (2015) : Chapter 35 - copper. In : Handbook on the toxicology of metals (4e édition). Nordberg, G.F.N.A.F. (éd.). Academic Press, San Diego, California. pp. 765–786.

Elmehdi E.H. et Said O., (2000) : Besoins en eau décadaires des principales cultures dans différents périmètres irrigués marocains. Thèse de troisième cycle, IAV Hassan II Rabat.

EMA, (2005) : Protelos : EPAR - Scientific discussion. European Medicines Agency, non-publié, Londres, Royaume Uni.

Emberger L., (1932) : Sur une formule climatique et ses applications en botanique. La Météorologie, p. 423-432.

Emberger L., (1955) : Projet d'une classification biogéographique des climats. In : Colloques internationaux du C.N.R.S. « Les divisions écologiques du monde : moyens d'expression, nomenclature, cartographie », C.N.R.S., Paris, 235 p.

Emberger L., (1955) : Une classification biogéographique des climats. Recueil des travaux des laboratoires de Botanique, Géologie et Zoologie de la Faculté des Sciences de l'université de Montpellier (Série Botanique), fascicule 7, pp. 3-43.

Environnement Canada, (1976) : National inventory of sources and emissions of cadmium (1972). Rapport APCD 76-2, Direction générale de lutte contre la pollution de l'air, Ottawa, juin (1976).

Environnement Canada, (2003) : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – ion nitrate. Bureau national des recommandations et des normes, Direction générale de la coordination et des politiques relatives à l'eau, Environnement Canada. 130 p. (Santé des écosystèmes : solutions fondées sur la science, rapport n° 1-6; http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/collection_2008/ec/En1-34-6-2003F.pdf).

Environnement Canada et Santé Canada, (2001) : Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999). Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation. Ammoniac dans le milieu aquatique. Ottawa. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl2-lsp2/ammonia/index-fra.php.

Euverte G., (1959) : Les climats et l'agriculture, Paris, P.U.F., « Que sais-je? », n°824, 122 p.

Farah A.S., (1991) : Etude du comportement hydro chimique d'un Oued en zone méditerranéenne semi-aride d'Afrique du Nord et de ses causes naturelles et anthropiques: l'Oued Rhumel, Constantinois Algérie. Thèse de Doctorat. Université d'Orléans. France.

FAO, (2005) : Properties and management of drylands. Land and Water Digital Media Series. N°. 31. Rome.

Ferkous H., (2007) : interprétation géostatistique des données semi-quantitative d'une campagne de prospection géochimique des polymétaux : cas du district de Batna (Algérie orientale), mémoire de Magister. Université Badji Mokhtar Annaba.

Fetter C.W., (1994) : Applied Hydrogeology. Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River, New Jersey, États-Unis, 691 p. Livre d'introduction générale à l'hydrogéologie.

Fisher R.S. and Mulican W.F., (1997) : Hydrochemical evolution of sodium-sulfate and sodium-chloride groundwater beneath the northern Chihuahuan desert, TransPecos, Texas, USA. Hydrogeology Journal 10 (4), 455-474.

Fitzgerald D., Chanasuk D., Neilson D., Kiely D. and Audette R. (2001) : Farm well water in Alberta. Water Qual. Res. J. Can., 36(3): 565-585.

Fleischer M. and al., (1974) : Environmental impact of cadmium: a review by the panel on hazardous trace substances. Environmental Health Perspective, 7: 253.

Foster S.S.D. and Hirata R.C.A., (1988) : Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. – WHO-PAHO-CEPIS, Technical Report, 73 p., Lima, Peru.

Fox K. K., Cassani G., Facchi A., Schröder F. R., Poelloth C. and Holt M. S., (2002) : Measured variations in boron loads reaching European sewage treatment works. Chemosphere, 47, 499-505.

François H., (2014) : Cours d'ACP « théorie et pratique ». Laboratoire de mathématique appliquées - Agrocampus Rennes. <https://www.youtube.com/watch?v=8qw0bNfK4H0>.

François YAO K. A., (2018) : Développement d'une méthodologie pour une meilleure évaluation des impacts environnementaux de l'industrie extractive. Thèse de Doctorat en Sciences de l'eau. L'université de Montpellier.

Frear G.L. and Johnston J., (1929) : The solubility of calcium carbonate in certain aqueous solutions at 25°, *Journal of the American Chemical Society*, 51, 2082-2093.

Frédéric P., (2003) : Aide-mémoire-Interprétation d'essais de pompage. Aix en Provence.

Freeze R.A. and Cherry J.A., (1979) : *Groundwater*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, États-Unis, 604 p.

Friberg L., Nordberg G.F. and Vouk V.B., (1986) : *Handbook of the toxicology of metals*. Vol. II. Amsterdam, Elsevier, pp. 130-184.

Friberg L., Piscator M., Nordberg G.F. and Kjellstrom T., (1974) : *Cadmium in the environment*. 2e édition. CRC Press, Cleveland, OH (1974).

Friedman M.J., Hill A.S., Reiber S.H., Valentine R.L., Larsen G., Young A., Korshin G.V. and Peng C.Y., (2010) : Assessment of inorganics accumulation in drinking water system scales and sediments. Water Research Foundation and United States Environmental Protection Agency, Denver, Colorado. Disponible à : www.waterrf.org/PublicReportLibrary/3118.pdf.

Fürst P., Josephson B., Maschio G. and Vinnars E., (1969) : Nitrogen balance after intravenous and oral administration of ammonium salts to man. *J. Appl. Phys.*, 26(1): 13-22.

Fowler, J.H. (1991) : Barite, celestite and fluorite in Nova Scotia. Information Circular 15. Nova Scotia Department of Natural Resources, Halifax. Disponible à : <http://novascotia.ca/natr/meb/data/pubs/ic/ic15.pdf>

Gaetke L.M., Chow-Johnson H.S. and Chow C.K., (2014) : Copper: Toxicological relevance and mechanisms. *Arch. Toxicol.*, 88(11): 1929-1938.

Garbarino J.R., Hayes H.C., Roth D.A., Antweiler R.C., Brinton T.I. and Taylor H.E.,

(1995) : Heavy Metals in the Mississippi River. U. S. Geological Survey Circular 1133, Virginia.

Garcia Mg, Del Hidalgo M. and Blesa Ma., (2001) : Geochemistry of groundwater in the alluvial plain of Tucuman province, Argentina. *J. Hydrol.* 9, 597-610.

Garrels R.M. and Mackenzie FT., (1967) : Origin of the chemical composition of some springs and lakes. In W. Stumm (ed). *Equilibrium concepts in natural water systems*. *Advances in geochemistry series*, 67: 173-222.

Gausson H. : Expression des milieux par des formules écologiques. Leur représentation cartographique, in *Colloques internationaux du C.N.R.S.*, ouvr. cit., p. 13-25.

Gausse H. et Banouls F., (1952) : L'indice xérothermique. Bull. de l'Ass. des Géogr. français, p. 10-16.

Gausse H. et Banouls F., (1953) : Saison sèche et indice xérothermique. Bull. de la Soc. d'Hist. Nat. de Toulouse, p. 193-239.

Geary Coogle : Eau dure et eau douce : Aux quatre coins du globe, les questions fusent quant à la distinction entre l'eau douce et l'eau dure et leur effet sur la façon de nourrir les plantes et le contenu de cette nourriture. B.Sc. Horticulture. Article disponible sur le site : http://www.canna.ca/fr-ca/eau_dure_et_eau_douce.

Gélard J.P., (1969) : Le flysch à base schisto-gréseuse de la bordure méridionale et orientale du massif de Chellata : le flysch mauritanien (grande Kabylie). Bull. soc. Géol. Fr. (7) XI p. 676-686, 3 fig., 1 pl. Paris.

Genetier B., (1984) : La pratique des pompages d'essais en hydrogéologie, manuels et méthodes, 9^{ème} édition du BRGM, 132 p.

Georgopoulos P.G., Roy A., Yonone-Lioy M.J., Opiekun R.E. and Lioy P.J. (2001) : Environmental copper: Its dynamics and human exposure issues Journal of Toxicology and Environmental Health B Crit. Rev., 4(4): 341-394.

Gerke T.L., Little B.J., Luxton T.P., Scheckel K.G. and Maynard L., (2013) : Strontium concentrations in corrosion products from residential drinking water distribution systems. Environ. Sci. Technol, 47: 5171.

Gerke T.L., Little B.J., Luxton T.P., Scheckel K.G., Maynard J.B. and Szabo J., (2014) : Strontium adsorption and desorption reactions in model drinking water distribution system. J. Water Supply: Res. Tech. AQUA, 63(6): 449.

Gerke T.L., Little B.J. and Barry Maynard J., (2016) : Manganese deposition in drinking water distribution systems. Sci. Total Environ., 541: 184-193.

Gibbs R. J., (1970) : Mechanisms Controlling World Water Chemistry. Science, 170(3962), 1088-1090. doi:10.1126/science.170.3962.1088.

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 en Sciences, université de Badji Mokhtar-Annaba.

Gouaidia L., Guefaïfia O., Boudoukha A., Laid Hemila M. et Martin C., (2012) : Évaluation de la salinité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols : exemple de la plaine de Meskiana (Nord-Est Algérien). Revue : Géographie Physique et Environnement, volume 6, p.141-160. Disponible sur le site : <https://journals.openedition.org/physio-geo/2632#entries>

Gouvernement du Canada, (2003) : Règlement sur les produits de santé naturels. DORS/2003-196. Disponible à : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2003-196/>

Graillat A. et Bouchet C., avec la collaboration de Durand F., Paulin Ch., Petit V., Picquet I. et Sedan O., (1994) : Carte de vulnérabilité à la pollution de la nappe de la grande

terre. Coupure IGN 4603 G de Pointe à Pitre, échelle 1/25000. Rapport BRGM R 37896 ANT 4S 94 C 42000802.

Green R., Charlton R., Seftel H., Bothwell T., Mayet F., Adams B., Finch C. and Layrisse M., (1968) : Body iron excretion in man. A collaborative study. *American Journal of Medicine*, 45 : 336.

Greenwood N.N. and Earnshaw A., (1984) : Chemistry of the elements. Pergamon Press, Oxford, UK.

Guendouz A., Moulla AS., Edmunds WM., Zouari K., Shand P. and Mamou A., (2002) : Hydrogeochemical and isotopic evolution of water in the Complex Terminal aquifer in the Algerian Sahara. Engineering Sciences Faculty, Blida, pp 483-495.

Guerraiche Z., (2017) : Impact de la pollution urbaine sur les eaux de surface du Grand Constantinois. Thèse de Doctorat en Hydraulique, Université de Biskra, Algérie.

Gyeong-Mi L., In-Kyu S. and Tae-Seung K., (2017) : Hydrochemistry for the Assessment of Groundwater Quality in Korea. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, 6, 1-29. <http://www.scirp.org/journal/jacen>.

Hachaichi Z. : Quantification de la recharge naturelle et artificielle d'un système aquifère soumis à des contraintes climatiques et anthropiques en zone semi-aride (bassin de Foussana) Tunisie centrale. Thèse de Doctorat présenté à l'École Nationale d'Ingénieurs de Sfax, Tunisie.

Hadeid M., (1996) : Croissance et développement de petites agglomérations et leur rôle dans l'organisation de l'espace de la steppe sud oranaise, Algérie. Université d'Essania, Oran. Mémoire de Magister, 159 p.

Hajji S., Ayed B., Riahi I., Allouche N., Boughariou E. and Bouri S., (2018) : Assessment and mapping groundwater quality using hybrid PCA-WQI model: case of the Middle Miocene aquifer of Hajeb Layoun-Jelma basin (Central Tunisia) *Arabian Journal of Geosciences*, 11:620. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-3924-5>.

Hallaire M., (1954) : L'évapotranspiration réelle; mesure et interprétation dans les conditions naturelles. Dans : *La Météor.*, Paris, p. 379-401.

Hallaire M., (1961) : Irrigation et utilisation des réserves naturelles. Dans : *Ann. Agron.*, Paris, p. 87-97.

Hallaire M., (1964) : Le potentiel efficace de l'eau dans le sol en régime de dessèchement. In : *L'eau et la production végétale*, I.N.R.A., Paris, pp. 27-62.

Hallaire M., (1968) : Quelques problèmes posés par la réserve en eau du sol 283-293. Dans : *Mélanges offerts à Maurice PARDE*. Editions OPHRYS.

Halwani J., Ouddane B., Baoudi M. and Wartel M., (1999) : Contamination par les nitrates des eaux souterraines de la plaine d'Akkar au Liban du Nord. *Cahiers Santé* 9, 219–223.

Hamed Y., Awad S. and Ben Sâad A., (2013) : Nitrate contamination in groundwater in the Sidi Aïch-Gafsa oases region, Southern Tunisia. *Environmental Earth Sciences* : ISSN 1866-6280. DOI 10.1007/s12665-013-2445-5.

Harrington G.W., Noguera D., Bone C., Kandou A., Oldenburg P., Regan J. and van Hovem D., (2003) : Ammonia from chloramine decay: effects on distribution system nitrification. American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.

Harrison G.E., Sutton A., Shepherd H. and Widdowson E.M., (1965) : Strontium balance in breast-fed babies. *British Journal of Nutrition*, 19: 111–117.

Hem J.K., (1970) : Zinc. In : Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. Geological Survey Water Supply, renvoi N° 1437, Washington, DC. p. 125.

Hem J.D., (1972) : Chemical factors that influence the availability of iron and manganese in aqueous systems. *Geol. Soc. Am. Spec. Pap.*, 140 : 17.

Hem J.D., (1985) : Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water, USGS Water Supply Paper, 2254, 117-120.

Hem J.D., (1972) : Chemistry and occurrence of cadmium and zinc in surface water and ground water. *Water Resources Research*, 8: 661-679.

Henrik R. et Alain R., (2003) : Guide de détermination d'aires d'alimentation et de protection de captages d'eau souterraine. Centre d'études sur les ressources minérales. Université de Québec à Chicoutimi.

Hess T.M., (1998) : Trends in reference evapotranspiration in the North East Arid Zone of Nigeria, 1961-1991. *Journal of Arid Environments*, 38 : 99-115.

Heuel-Fabianek B., (2014) : Partition coefficients (Kd) for the modelling of transport processes of radionuclides in groundwater. Division of Safety and Radiation Protection, *Berichte des Forschungszentrums Jülich* (ed.). Helmholtz Association of German Research Centres, 51 p. Disponible à : www.researchgate.net/publication/303250933_Partition_Coefficients_Kd_for_the_Modelling_of_Transport_Processes_of_Radionuclides_in_Groundwater.

Hiatt V. and Huff J.E., (1975) : The environmental impact of cadmium: an overview. *International Journal of Environmental Studies*, 7: 277.

Hillel D., (1984) : L'eau et le sol physiques. Vander édition. Principe et processus.

Hu Y., and Schmidhalter U., (2005) : Drought and salinity : A comparison of their effects on mineral nutrition of plants. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 168, 541-549. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200420516>

Huang Y.H. and Zhang T.C., (2005) : Effects of dissolved oxygen on formation of corrosion products and concomitant oxygen and nitrate reduction in zero-valent iron system with or without aqueous Fe. *Water Research*, 39(9): 1751-1760.

Hullugale N. R. and Finlay L. A., (2003) : Exchangeable Na, a sodicity index cotton farming système in irrigated and rainfed Vertisols. *Australian Journal of Soil Research*, 41, 761-769.

Hurlbut JR C.S. and Klein C., (1982) : *Manual de Mineralogía de Dana*. Editorial Reverté, Barcelona, 564 pp.

Hutchinson F.E., (1969) : Effects of highway salting on the concentration of sodium chloride in private water supplies. *Res. Life Sci.*, automne : 15.

IAH., (2016) : *Global Change and Groundwater*. Strategic Overview Series. International Association of Hydrogeologists (IAH). www.iah.org. Accessed on June 2018.

Ingle A.P., Duran N. and Rai M., (2014) : Bioactivity, mechanism of action, and cytotoxicity of copper-based nanoparticles: A review. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 98(3): 1001-1009.

International Commission on Radiological Protection, (1984) : Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Report No. 23, Pergamon Press, Oxford, R.-U., 411 p.

Jacobson E., Andricevic R. and Hultin T., (1994) : Wellhead protection area delineation under uncertainty. University of Nevada, Las Vegas publication n°: 45118, 63 p.

Jacobson E., Andricevic R. and Morrice J., (2002) : Probabilistic capture zone delineation based on an analytic solution. *Ground Water*, 40 (1) : 85-95.

Jalali M., (2006) : Hydrochemical Identification of Groundwater Resources and Their Changes under the Impacts of Human Activity in the Chah Basin in Western Iran. *Environ Monit Assess* (2007) 130:347–364. DOI 10.1007/s10661-006-9402-7. Springer Science and Business Media B.V. 2006.

Jalali M., (2009) : Geochemistry characterization of groundwater in an agricultural area of Razan, Hamadan, Iran. *Environmental Geology*, 56:1479-1148.

Jambor J.L, Nordstrom D.K. and Alpers C.N, (2000) : Metal-sulfate salts from sulfide mineral oxidation. In: C.N. Alpers, J.L. Jambor and D.K. Nordstrom (Eds.), *Sulfate Minerals - Crystallography, Geochemistry and Environmental Significance*. Reviews in Mineralogy and Geochemistry. Mineralogical Society of America, Washington, D. C., pp. 303-350.

James S.C., (1977) : Metals in municipal landfill leachate and their health effects. *American Journal of Public Health*, 67 : 429.

Jankowski J. and Acworth R. I., (1997) : Impact of debris-flow deposits on hydrogeochemical processes and the development of dryland salinity in the Yass River catchment, New South Wales, *Australian Hydrogeological Journal*, 5(4): 71-88

Jensen M.E. and Haise H.R., (1963) : Estimating evapotranspiration from solar radiation. *Journal of the Irrigation and Drainage Division, ASCE*, 89 : 15-41.

Jones K. R., Berney O., Can D.P and Barrett E.C., (1981) : *Arid Zone Hydrology for agricultural development*. FAO Irrigation and Drainage, p. 37.

Jose Chen Lopez, (2017) : Série « MYTHES » : Le pH de l'eau est lié au pH du substrat. Article publié le mardi 12 septembre 2017, est disponible sur le site : <https://www.pthorticulture.com/fr/zone-du-savoir/serie-mythes-le-ph-de-leau-est-lie-au-ph-du-substrat/>.

Josseume H. : Essai de pompage, 39-55 p.

Jong Yeon Hwang, Sunhwa Park, Hyun-Koo Kim, Moon-Su Kim, Hun-Je Jo, Ji-In Kim, T., (2017) : Hydrochemistry for the Assessment of Groundwater Quality in Korea. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, 6, 1-29. doi: 10.4236/jacen.2017.61001.

Junjie W., Jiangtao H. and Honghan C., (2012) : Assessment of groundwater contamination risk using hazard quantification, a modified DRASTIC model and groundwater value, Beijing Plain, China. *Journal of Science of the Total Environment*.

Juste C., (1995) : Les micropolluants métalliques dans les boues résiduaire des stations d'épuration urbaines, Guides et Cahiers techniques, INRA, France.

Kaplan L.J. and Kellum J.A., (2010) : Fluids, pH, ions and electrolytes. *Current Opinion in Critical Care*, 16(4): 323-331.

Kalbe L. et Labor V., (1985) : Odeur et goût de l'eau potable. Étude bibliographique de la technologie du traitement de l'eau. *Wiss. Z., Wilhelm-Pieck-Univ., Rostock*, 34 : 60 (en allemand).

Keller W. and Pitblade J.R., (1986) : Water quality changes in Sudbury area lakes: a comparison of synoptic surveys in 1974-1976 and 1981-1983. *Water Air Soil Pollut.*, 29 : 285.

Keeney D.R. and Hatfield J.L., (2008) : The nitrogen cycle, historical perspective, and current and potential future concerns. In : *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management*. J.L Hatfield and R.F Follett (éditeurs.). Elsevier Inc.

Khedidja A., (2016) : Caractérisation des paramètres hydrodynamiques de l'aquifère de Tadjnant-Chelghoum Laid et impact de la pollution des eaux de surface sur les eaux souterraines. Thèse de Doctorat, Université de Batna1, Algérie.

Kiaune L. and Singhasemanon N., (2011) : Pesticidal copper (I) oxide: Environmental fate and aquatic toxicity. Dans : *Reviews of environmental contamination and toxicology*. volume 213. Chapter 1. Whitacre, D.M. (éd.). Springer, pp. 1-26.

Kuicha et al., (2013) : Apport de l'hydrochimie et de l'isotope de l'environnement à la connaissance des ressources en eaux souterraines de Yaoundé, Cameroun. *Journal of Applied Biosciences* 67:5194-5208

Kumar M., Kumari K., Ramanathan A.L. and Saxena R., (2007) : A Comparative Evaluation of Groundwater Suitability for Irrigation and Drinking Purposes in Two Intensively Cultivated Districts of Punjab, India. *Environmental Geology*, 53,553-574. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-0672-3>.

Laborde J.P., (2009) : Eléments d'hydrologie de surface. l'Université de Nice - Sophia Antipolis.

Laffite R., (1939) : Etude géologique de l'Aurès. Thèse, Paris, Bull. Serv. Carte géologique Algérie, Alger, 2eme édition, 484 p.

Landry B., (1997) : Génie et environnement. Les éditions Griffon d'argile, 540 p.

Larson T.E., (1971) : Corrosion phenomena - causes and cures. In : Water quality and treatment. A handbook of public water supplies. 3e édition. McGraw-Hill Publishing Co., New York.

Lebourgeois F. et Piedallu Ch., (2005) : Outils et méthodes : Appréhender le niveau de sécheresse dans le cadre des études stationnelles et de la gestion forestière à partir d'indices bioclimatiques. AgroParisTech, Nancy, France. <http://hdl.handle.net/2042/5055>.

Little A.D., (1971) : Inorganic chemical pollution of freshwater. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Lloyd J.W., Heathcote J.A., (1985) : Natural Inorganic hydrochemistry in relation to groundwater. Clarendon, Oxford, p 294.

Lobo-Ferrerira J. P., (2000) : The European Union experience on groundwater vulnerability assessment and mapping. 7 p., Internet: <http://www.teriin.org>.

Lymburner D.B., (1974) : Environmental contaminants inventory study No. 2. The production, use and distribution of cadmium in Canada. Report Series No. 39, Centre canadien des eaux intérieures, Direction des eaux intérieures, Ottawa.

Lytle D.A., Sorg T.J and Frietch C., (2004) : Accumulation of arsenic in drinking water distribution systems. Environmental Science Technology, 38(20): 5365-5372.

Mahan B.H., (1987) : Química. Curso Universitario. Fondo Educativo Interamericano S. A.

Malina G., (2004) : Ecotoxicological and environmental problems associated with the former chemical plant in Tarnowskie Gory, Poland. Dans : Challenges for toxicology from large contamination sites. Toxicology, 205(3): 157-172.

Mamadou D., (2009) : Les bilans hydriques dans la moyenne vallée du Sénégal - contribution à l'étude des besoins en eau de la végétation. Thèse de Doctorat. Université Paris 1 Pantheon – Sorbonne. U.F.R de géographie et aménagement.

Marlet S. and Job J.O., (2006) : Processus et gestion de la salinité des sols. In : Tiercelin, J.R. Traité d'irrigation, seconde édition. Tec & Doc Lavoisier. ISBN-13: 978-2743009106. <https://docplayer.fr/11963884-4-processus-et-gestion-de-la-salinite-des-sols.html>.

Martonne E. De et Fayol, (1935) : Sur la formule de l'indice d'aridité (C. R. Acad. Se, t. 200, p. 166-168).

Martin G., (1979) : Le problème de l'azote dans les eaux. Technique et Documentation. Paris éd. 279 p.

Maryline G., (1998) : Dolomitisation des calcaires du Frasnien moyen en Belgique : contrôles sédimentaire, diagénétique et tectonique. Thèse de Doctorat. Université de Lille I.

Matías Miguel Salvarredy Aranguren, (2008) : Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Université Paul Sabatier, Toulouse III, Français.

Mauceri C. and Mishra S., (2014) : Copper. Chapitre 18. In : Health effects of metals and related substances in drinking water. Ferrante, M., Conti, O.,G., Rasic-Milutinovic, Z. and Jovanovic, D. (éds). IWA Publishing, Alliance House, London, UK, pp. 50-52.

McConnell H.H. and Lewis J., (1972) : Add salt to taste. Environment, 14 :38.

McGuire, M.J., Jones, R.M., Means, E.G., Izaguirre, G. et Preston, A.E. (1984) : Controlling attached blue-green algae with copper sulphate. Journal of American Water Works Association., 76(5) : 60.

McKee, J.E. et Wolf, H.W., (1963) :Water quality criteria. 2e édition. California State Water Quality Control Board, Sacramento, CA

Mc Lean W., Jankowski J. and Lavitt N., (2000) : Groundwater quality and sustainability in alluvial aquifer, Australia. In : groundwater, past achievement and future.

Mebarki A., (2005) : Hydrologie des bassins de l'est algérien : ressources en eau, aménagement et environnement. Thèse d'Etat, Université Mentouri de Constantine.

Mennani M., (1991) : Etude hydrogéologique de la plaine d'El Madher (Ouest de Batna, Est Algérien). Thèse de doctorat. Université de Nancy I.G.E.S. Paris. 400 p.

Menani M.R., Khedidja A., Cheriet M. et Bencer S., (2004) : Etude du cycle global : rejets, contamination et prélèvements auxquels sont soumis les champs captants des plaines d'El Madher et Gadaïne destinés à l'AEP de la ville de Batna. Rapport annuel, 22 p.

Miquel G., (2001) : Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Paris, n° 261.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario, (1976) : Hazardous substances. (11/87) ARB-TDA-33-76, Hazardous Substances Program, Air Resources Branch.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario, (1987) : Drinking water monitoring data. Inédit.

Mohan S., (2002) : Return flow study in Periyar main canal of Periyar-Vaigai Basin. Technical Report, Public Works Department (PWD), Government of Tamilnadu (unpublished).

Montanarella L., (1999) : Le sol à l'interface de l'agriculture et de l'environnement. Agriculture, environnement, développement rural : faits et chiffres. UE : Union européenne Commission européenne. Bruxelles. http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/index_fr.htm.

Monteith J.L., (1981) : Weather and Water in the Sudano-Sahelian zone. Soil Water Balance in the Sudano-Sahelian zone. IAHS Press, Institute of Hydrology, Wallingford, U.K.

Morris B.L. and Foster S.S.D., (2000) : Cryptosporidium. Contamination Hazard Assessment and Risk Management for British Grounwater Sources. Water Science and Technology, 41, 7, 67-77.

Murray D.M. and Ennst, V.F.W., (1976) : An economic analysis of the environmental impact of highway de-icing salts. National Technical Information Service Publication 253, U.S. Department of Commerce, Springfield, VA. p. 268.

National Academy of Sciences, (1972) : Water quality criteria. Washington, DC.

National Academy of Sciences, (1974) : Nutrient and toxic substances in water for livestock and poultry. National Academy Press, Washington, DC.

NEPC, (2000): Framework for the application of the Australian water quality. National Environment Protection Council. Schedule B (6), Guideline on risk based assessment of groundwater contamination. 18 p., Canberra.

Nicholson F.A., Chambers B.J., Williams J.R. and Unwin R.J., (1999) : Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. Biores. Tech., 70: 23-31.

Nordberg G.F., (1974) : Health hazards of environmental cadmium pollution. Ambio, 3: 55.

NRC, (1993): Groundwater vulnerability assessment: predicting relative contamination potential under conditions of uncertainty. National Research Council. 204 p., National Academic Press, Washington.

NRC, (2000) : Copper in drinking water. National Research Council. National Academy Press. Washington, DC.

Nobre R.C.M., Rotunno O.C., Mansur W.J., Nobre M.M.M. and Cosenza C.A.N., (2007) : Groundwater vulner- ability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. Journal of Contamination Hydrology, 94:277-92.

Ober, J.A., (2006) : Strontium minerals. In : Industrial minerals & rocks: commodities, markets, and uses. Kogel, J.E. (ed.). Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., U.S., p. 925-934.

Ober J.A., (2014) : Strontium. In : 2012 Minerals yearbook, volume I. Metals and minerals. U.S. Geological Survey. Strontium. Advance Release.

OEHHA, (1997) : Public health goals for nitrate and nitrite in drinking water. Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency, Sacramento, California. Disponible à : www.oehha.ca.gov/water/phg/pdf/nit2_c.pdf.

Oliver B.G.and Cosgrove E.G., (1975) : Metal concentrations in the sewage, effluents and sludges of some southern Ontario wastewater treatment plants. Environ. Lett., 9 : 75.

OMS, (1979) : Sodium, chlorures et conductivité dans l'eau potable. Rapport d'un groupe de travail de l'OMS. Organisation mondiale de la santé. EURO rapports et études 2, bureau régional pour l'Europe, Copenhague.

OMS, (1998) : Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Addendum to volume 2: Health criteria and other supporting information. Organisation mondiale de la Santé, Genève (Suisse).

OMS, (2003) : Ammonia in drinking water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Organisation mondiale de la Santé, Genève, (WHO/SDE/WSH/03.04/01).

OMS, (2004) : Copper in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. Organisation mondiale de la Santé, Genève (Suisse).

OMS, (2004) : Directives de qualité pour l'eau de boisson, troisième édition volume 1, Recommandations. Organisation mondiale de la Santé Genève 2004, WSH_Guidelines_DrinkingWater_Quality-fr.doc

OMS, (2007) : Nitrate and nitrite in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Organisation mondiale de la Santé WHO/SDE/WSH/07.01/16).

OMS, (2010) : Strontium and strontium compounds. Concise international chemical assessment document 77. Programme international sur la sécurité des substances chimiques, Organisation mondiale de la Santé.

OMS, (2011) : Guidelines for drinking-water quality, 4th ed. . Organisation mondiale de la Santé, Genève (Suisse). ISBN: 978 92 4 154815 1.

OMS, (2011) : Cadmium in Drinking-water. Guidelines for drinking-water quality. Organisation mondiale de la Santé. WHO/SDE/WSH/03.04/80/Rev/1.

OMS, (2017) : Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating first addendum. Organisation Mondiale de la Santé. Disponible sur : <https://apps.who.int/iris/handle/10665/254637>.

Omur-Ozbek P. and Dietrich A.M., (2011) : Retronasal perception and flavour thresholds of iron and copper in drinking water. Journal of Water and Health, 9(1): 1–9.

O. N. M. : Données climatologiques de la station d'aéroport et celles d'Ain Yaghout. Office Nationale Météorologique de Batna, Algérie.

Ouanoughi S., (2004) : Possibilités d'élimination du cadmium par précipitation chimique à la chaux et au sulfate d'aluminium. Mémoire de Magister. Université Mohamed Khider - Biskra. <http://thesis.univ-biskra.dz/2715/>.

Ouvrard S., Simonnot M-O. and Sardin M., (2002) : Reactive behavior of natural manganese oxides toward the adsorption of phosphate and arsenate. Industrial and Engineering Chemistry Research, 41, 2785–2791.

Overrein L.N., (1972) : Sulfur pollution patterns observed: leaching of calcium in forest soil determined. Ambio, 1 : 145.

Paré S., (2006) : Contribution à la détermination d'un terme du bilan hydrologique dans la région d'Errachidia-Tafilalet : Evaluation de l'évapotranspiration de référence et de

l'évaporation à travers la zone non saturée de la plaine de Tafilalet. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences Agdal de Rabat.

Paul M., (1964) : Essai sur les régions pluviothermiques de l'Afrique de l'Ouest. In: Annales de Géographie. t. 73, n°400. pp. 660-686.

Petry J., Soulsby C., Malcolm I. A. and Youngson A. F., (2002) : Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. The Science of The Total Environment, 294, 95-110.

Pettyjohn W.A., (1971) : Water pollution by oil-field brines and related industrial wastes in Ohio. Ohio J. Sci., 71 : 257.

Pettyjohn W.A., (1972) : Water quality in a stressed environment. Burgess Publishing Co., MN.

Picknett R.G., (1964) : A study of calcite solutions at 10° C, In : Transactions of the Cave Research Group of Great Britain, 7, 1, 39-62.

Piper AM., (1944) : A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. Trans. Am. Geophys. Union, 25:914–923.

Provencher M., (1979) : Indice de la qualité des eaux. Canadian Water Resources Journal, 4:2, 82-93, DOI: 10.4296/cwrj0402082. Disponible sur le site : <https://doi.org/10.4296/cwrj0402082>.

Pollock J.J. and Toler L.G., (1972) : Effects of highway de-icing salts on groundwater and water supplies in Massachusetts. U.S. Geological Survey, Boston, MA.

Prud'homme, M. Salt., (1985) : Canadian minerals yearbook, 1983-1984. Review and outlook. Direction des ressources minérales, Énergie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.

Prud'Homme M. Sel., (1986) : L'annuaire des minéraux du Canada 1985, revue et perspectives, rapport sur les minéraux n°34. Direction des ressources minières, ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources, Ottawa.

Raoult J.F., (1974) : Géologie du centre de la chaîne numidique (Nord du constantinois, Algérie). Thèse Sc. Paris, p. 163.

Ramakrishnaiah C. R., Sadashivaiah C. and Ranganna G., (2009) : Assessment of Water Quality Index for the Groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State, India. E-Journal of Chemistry.

Ralston J.G., (1971) : De-icing salts as a source of water pollution. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto.

Randtke S., (2011) : Précipitation, coprecipitation et précipitative softening, 13^e chapitre dans : Water quality and treatment: A handbook on drinking water, 6^e édition, J.K. Edzwald (éditeur). American Water Works Association, Denver, Colorado. McGraw-Hill, New York, New York.

Ray C., (2001) : Managing nitrate problems for domestic wells in irrigated alluvial aquifers. *J. Irrig. Drain. Eng.*,127(1),49-53.

Rhodes A. L., Newton R. M., and Pufall A., (2001) : Influences of land use on water quality of diverse New England watersheds. *Environmental Science and Technology*, 35, 3640-3645.

René L., Yve Michaud, Richard M. et Nathalie F., (1999) : La cartographie hydrogéologique régionale. Un outil essentiel à l'inventaire des ressources en eaux souterraines.

Richards L. A., (1954) : Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. *Agric. Handbook 60*, USDA, Washington D.C, 160 p.

Richards P., Brown C.L., Houghton B.J. et Wrong O.M., (1975) : The incorporation of ammonia nitrogen into albumin in man: the effects of diet, uremia and growth hormone. *Clin. Nephrol.*, 3(5): 172–179.

Riedel G.F., (2008) : Copper. *Encyclopedia of ecology*. Volume 1 A-C. Jorgensen, S.E. and Fath, B.D. (éds). pp. 778-783.

Rimstidt J.D, Vaughan D.J., (2003) : Pyrite oxidation: a state of the art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67(5): 873-880.

Rodier J., Bazin C., Broutin J. C., Chambon P., Champsaur H. and Rodi L., (1996) : L'analyse de l'eau. 8ème édition, Dunod, Paris, 1383 pp.

Robert M., (1996) : Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Ed. Masson, Paris.

Robert P. et Chapuis, (2007) : Guide des essais de pompage et leurs interprétations. Québec.119 p.

Ros JPM., Slooff W., (1987) : Integrated criteria document. Cadmium. Bilthoven, National Institute of Public Health and Environmental Protection (Report No. 758476004).

Rouabhia A. et Djabri L., (2010) : L'irrigation et le risque de pollution saline. Exemple des eaux souterraines de l'aquifère miocène de la plaine d'El Ma Labiod. *Larhyss Journal* (<http://larhyss.net/journal.html>), N° 8, p. 55-67.

Ruckart P., Henderson A., Black M. and Flanders D., (2008) : Are nitrate levels in groundwater stable over time ? *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 18: 129–133.

Saidi S., Bouri S., Ben Dhia H., Anselme B., (2011) : Assessment of groundwater risk using intrinsic vulnerability and hazard mapping: Application to Souassi aquifer, Tunisian Sahel. *Agricultural Water Management*.

Santé canada, 1978 (révisé en novembre 1987) : le calcium. Disponible sur le site : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-calcium.html>.

Santé canada, 1978 (révisé en novembre 1987) : le magnésium. Disponible sur le site : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-documentation-appui-magnesium.html>.

Santé canada, 1979 (mis à jour en novembre 1987) : le chlorure. Disponible sur le site : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-chlorure.html>.

Santé canada, 1979 (mis à jour en décembre 1992): le sodium. Disponible sur le site : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-sodium.html>.

Santé Canada, (1986) : Le cadmium. Document technique pour consultation publique, préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable.

Santé canada, (1987) : le fer. Disponible sur le site : [lthy-living-vie-saine/water-iron-fereau/alt/water-iron-fer-eau-fra.pdf](https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/lthy-living-vie-saine/water-iron-fereau/alt/water-iron-fer-eau-fra.pdf).

Santé canada, 1987 (révisé en septembre 1994) : les sulfates. Disponible sur le site : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-sulfates.html>

Santé Canada, (2013) : Deuxième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada. Disponible à : www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieutravail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/deuxieme-rapport-biosurveillance-humainesubstances-chimiques-environnement-canada-sante-canada-2013.html.

Santé Canada, (2013) : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Document technique : Le nitrate et le nitrite.

Santé Canada, (2013) : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique : L'ammoniac. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (Numéro de catalogue H144-13/5-2013F-PDF).

Santé Canada, (2015) : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique : Le pH. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (N° de catalogue H14428/2016F-PDF).

Santé Canada, (2017) : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Tableau sommaire Préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial territorial sur la santé et l'environnement. Février 2017.

Santé Canada, (2018) : Le strontium dans l'eau potable. Document technique pour consultation publique, préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable.

Santé Canada, (2018) : Le cuivre dans l'eau potable. Document technique pour consultation publique, préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable. La période de consultation se termine le 25 mai 2018.

Sauvage Ch., (1962) : le quotient pluviothermique d'Emberger, son utilisation et la représentation géographique de ses variations au Maroc. Service de physique du globe et de météorologie annales, TOM XX.

Schoeller H., (1962) : Les eaux souterraines, Paris, 642 pp.

Schöeller H., (1962) : Hydrologie dynamique et chimique. Recherche, exploitation et évaluation des ressources Masson et Cie. Editions, 642 pages.

Schoeller H., (1965) : Qualitative evaluation of groundwater resources. In Methods and techniques of groundwater investigations and development, (pp. 54-83). UNESCO.

Schoeller H., (1967) : Geochemistry of groundwater -an international guide for research and practice (Chap.15, pp. 1–18). UNESCO.

Schoeller H., (1977) : Geochemistry of groundwater. In: Groundwater studies - an international guide for research and practice, Chap15. UNESCO, Paris, pp 1–18.

Schneider W.J., (1970) : Hydrologic implications of solid-waste disposal. U.S. Geol. Surv. Circ., 601-F : F1.

Schroeder H.A. and Balassa J.J., (1961) : Abnormal trace elements in man: cadmium. J. Chronic Dis., 14: 236.

Schock M.R. and Holm T.R., (2003) : Are we monitoring in the right places for metals and radionuclides? Journal of the New England Water Works Association, 141(2):102.

Schock M.R., (2005): Distribution systems and reservoirs and reactors for inorganic contaminants. Chapter 6. In : Distribution water quality challenges in the 21st century, 1e édition. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Schock M.R., Cantor A.F., Triantafyllidou S., Desantis M.K. and Scheckel K.G., (2014) : Importance of pipe deposits to Lead and Copper Rule compliance. J. Am. Water Works Assoc., 106(7), E336-E349.

Schrooten I., Elseviers M.M., Lamberts L.V., De Broe M.E. and D'Haese P.C., (1999) : Increased serum strontium levels in dialysis patients: an epidemiological survey. Kidney Int., 56(5): 1886-1892.

Seltzer P., (1944) : Esquisse climatologique de l'Algérie (periode 1913-1938). Trav. Inst. météor. Phys. Globe Algérie, 5.

Shouakar-Stash O., Alexeev S.V., Frapce S.K., Alexeeva L.P. and Drimmi R.J., (2007) : Geochemistry and stable isotopic signatures, including chlorine and bromine isotopes, of the deep groundwaters of the siberian platform, Russia. In : Applied Geochemistry (ScienceDirect), 22(3) : 589-605.

Shrestha M.S., Rijal K. and Pokhrel M.R., (2016) : Assessment of heavy metals in deep groundwater resources of the Kathmandu Valley, Nepal. Journal of Environmental Protection7, pp. 516-531.

Simler R., (2018) : Diagrammes. Laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon, université d'Avignon, logiciel d'hydrochimie multi-langage en distribution libre.

Simon W., (2014) : Interprétation des essais de pompage dans les aquifères à nappe captive en cas d'interférences. Thèse de Doctorat. Université de Montréal, Canada, 235 p.

Simsek C. and Gunduz O., (2007) : IWQ Index: A GIS-Integrated Technique to Assess Irrigation Water Quality. Environ Monit Assess 128(1-3) : 277-300. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9312-8>.

Sincero A. and Sincero G., (2003) : Physical and chemical treatment of water and wastewater. IWA Publishing, Londres, Royaume Uni.

Skadsen J. and Cohen K.Y., (2006) : Chapter 8 : Operational and treatment practices to prevent nitrification. In : Fundamentals and control of nitrification in chloraminated drinking water distribution systems. Manual of Water Supply Practices M56. 1ère édition. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Skoryna S.C., (1981) : Effects of oral supplementation with stable strontium. Can. Med. Assoc. J., 125(7): 703-712.

Smith D.I. and Mead D.G., (1962) : The solution of limestone, with special reference to Mendip, dans Proc. Univ. Bristol Speleological Soc., 9, 188-211.

Smith M., (1992) : Expert consultation on revision of FAO methodologies for crop water requirements. Report : Land and Water Development Division, UN Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.

Souchez R., (1963) : Corrosion chimique comparée du grès calcaire sinémurien et du calcaire bajocien de Lorraine belge, dans Erdkunde, 17, 228-232.

Statistique Canada, (1976) : Fabricants de produits chimiques industriels, 1974. Publication n° 46-219.

Stewart J.H., Macintosh D., Allen J. and McCarthy J., (2012) : Chapter 11 - germanium, tin, and copper. Dans : Patty's toxicology. 6e édition. Volume 1. Bingham, E. et Cohrssen, B. (éds). John Wiley and Sons, Inc., pp. 355-380.

Stoffregen R.E., Alpers C.N. and Jambor J.L., (2000) : Alunite-Jarosite Crystallography, Thermodynamics, and Geochronology. In: C.N. Alpers, J.L. Jambor and D.K. Norstrom (Eds.), Sulfate Minerals -Crystallography, Geochemistry and Environmental Significance. Reviews in Mineralogy and Geochemistry. Mineralogical Society of America, Washington, D.C., pp. 453-479.

Stonehouse D.H., (1986) : Chaux. Dans : Annuaire des minéraux du Canada 1985. Énergie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. p. 34.

Szaboles I. and Darab C., (1964) : The influence of irrigation water of high sodium carbonate content of soils. In: Proceedings of 8th international congress of ISSS, Trans, II, pp 803-812.

Tarkalson D., Payero J., Ensley M. and Shapiro C., (2006) : Nitrate accumulation and movement under deficit irrigation in soil receiving cattle manure and commercial fertilizer. *Agric. Water Manage.* 85 (1-2), 201-210.

Terry R.C., (1974) : Road salt, drinking water and safety. Ballinger, Cambridge, MA.

Thiessen A.H., (1911) : Precipitation averages for large areas. *Mon. Weather. Rev.* 39(7), 1082-1084.

Thornthwaite C.W., (1948) : An approach towards a rational classification of climate (*Geog. Rev.*, vol. 38, p. 55-94).

Todd D.K., (1980) : Groundwater Hydrogeology. John Wiley, États-Unis, 2 ème édition, 535 p.

Turc L., (1955) : Le Bilan d'eau des sols : relations entre les précipitations, l'évaporation et l'écoulement. *Annales agronomiques*, vol. 6, n° 1, pp. 3-133.

Turc L., (1961) : Évaluation des besoins en eau d'irrigation. Évapotranspiration potentielle (Formule climatique simplifiée mise à jour). *Annales agronomiques*, vol. 12, n° 1, pp. 13-49.

U.S.E.P.A., (1976) : Quality criteria for water. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. p. 481.

U.S.E.P.A., (1996) : Groundwater use and value determination Guidance. A resource-based approach to decision making. EPA, Region1, New England, Final Draft, April 1996, Washington.

U.S.E.P.A., (2002) : Nitrification. Prepared for Standards and Risk Management Division, Office of Groundwater and Drinking Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

U.S.E.P.A., (2002b) : Guidance for implementing a point-of-use or point-of-entry treatment strategy for compliance with the Safe Drinking Water Act. Office of Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Vahidnia A., Van der Voet GB., de Wolf FA., (2007) : Arsenic neurotoxicity, a review. *Hum Exp. Toxicol.* 2007, 26:823-32.

Van Beek C. and Van Breemen N., (1973) : The alkalinity of alkali soils. *Journal of Soil Science.* 24(1) 129-136.

Velasco F., Alvaro A., Suarez S., Herrero J.M. and Yusta I., (2005) : Mapping Febearing hydrated sulphate minerals with short wave infrared (SWIR) spectral analysis at San Miguel mine environment, Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 87(2): 45-72.

Vengosh A. and Keren R., (1996) : Chemical modifications of groundwater contaminated by recharge of treated sewage effluent. *Journal of Contaminant Hydrology*, 23, 347-360.

Vila J. M., (1977) : Notices explicatives des cartes géologiques 1/50 000 d'Ain Yaghout et d'El Madher. Ministère de l'énergie. Algérie.

Vila J.M., (1980) : La chaîne Alpine d'Algérie orientale et des confins Algéro-Tunisiens. Thèse de doctorat es-sc. Nat. Paris VI. 665 pages.

Vrba J. and Zaporozec A, (1994) : Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability. IAH (International Contributions to Hydrogeology),16, 131, Hannover/FRG. (Heise Publ.).

Ward M.H., deKok T.M., Levallois P., Brender J., Gulis G., Nolan B.T. and VanDerslice J., (2005a) : Workgroup report: Drinking-water nitrate and health-recent findings and research needs. Environ. Health Perspect., 113(11) :1607-1614.

Weast R.C., Astle M.J. and Beyer W.H., (1988) : CRC handbook of chemistry and physics. 69e édition. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Wedepohl H.K., (1995) : The composition of the continental crust. Geochimica et Cosmochimica Acta, 59(7): 1217-1232.

Wilczak A., Jacangelo J., Marcinko J., Odell L., Kirmeyer G. and Wolf R., (1996) : Occurrence of nitrification in chloraminated distribution systems. J. Am. Water Works Assoc., 88(7): 74-85.

Wildi W., (1983) : la chaîne tello-rifaine (Algérie, Maroc, Tunisie) : structure, stratigraphie et évolution du Trias au Miocène, Revue de géologie dynamique et de géographie physique, Paris, Masson, vol. 24, 3, pp. 201-297.

Xia W., Zhang C., Zeng X., Feng Y., Weng J., Lin X., Zhu J., Xiong Z., Xu J., Cai Z. and Jia Z., (2011) : Autotrophic growth of nitrifying community in an agricultural soil. ISME J., 5(7): 1226–1236. Disponible à : www.nature.com/ismej.

Xiong X., Yanxia L., Wei L., Chunye L., Wei H. and Ming Y., (2010) : Copper content in animal manures and potential risk of soil copper pollution with animal manure use in agriculture. Resour. Conserv. Recy., 54: 985-990.

Yamagata M. and Shigematsu I., (1970) : Cadmium pollution in perspective. Bull. Inst. Public Health (Tokyo), 19: 1.

Yang J., He Z., Yang Y., Stoffella P., Yang X., Banks D., Mishra S., (2007) : Use of amendments to reduce leaching loss of phosphorous and other nutrients from a sandy soil in Florida. Environ. Sci. Pollut. Res. 14 (4), 266-269.

Yann L'Hôte, (1993) : Mesure et étude des précipitations en hydrologie. Université de Montpellier II, USTL. ORSTOM, Laboratoire d'hydrologie.

Yousef N., Fares M. H., Jibrán I., Izrar A., Nadine B. O. and Ahmad Y., (2019) : Investigating aquifer vulnerability and pollution risk employing modified DRASTIC model and GIS techniques in Liwa area, United Arab Emirates. Journal of Groundwater for Sustainable Development.

Zair N., (2009) : Etude hydrogéologique et problèmes de vulnérabilité des nappes aquifères dans la région d'Oum El-Bouaghi. Mémoire de Magister. Université Annaba, 132 p.

Zhang Y., Edwards M., Pinto A., Love N., Camper A., Rahman M. and Baribeau H., (2010) : Effect of nitrification on corrosion in the distribution system. American Water Works Association Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado.

Zhang Y., Griffin A. and Edwards M., (2008) : Nitrification in premise plumbing: role of phosphate, pH, and pipe corrosion. Environ. Sci. Technol., 42(12): 4280-4284.

Zhang Y., Love, N. and Edwards M., (2009b) : Nitrification in drinking water systems. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 39: 153-208.

Zhang Y., Griffin A., Rahman M., Camper A. and Edwards M., (2009) : Lead contamination of potable water due to nitrification. Environ. Sci. Technol., 43(6): 1890-1895.

Zwahlen F., (2004) : Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers, final report (COST action 620). European Commission, Directorate XII Science, Research and Development, Report EUR 20912, Brussels; 2004. 297 pp.

Zychowski J. and Bryndal T., (2015) : Impact of cemeteries on groundwater contamination by bacteria and viruses - a review. Journal of Water and Health, 13(2): 285-301.

ANNEXES

Annexe I

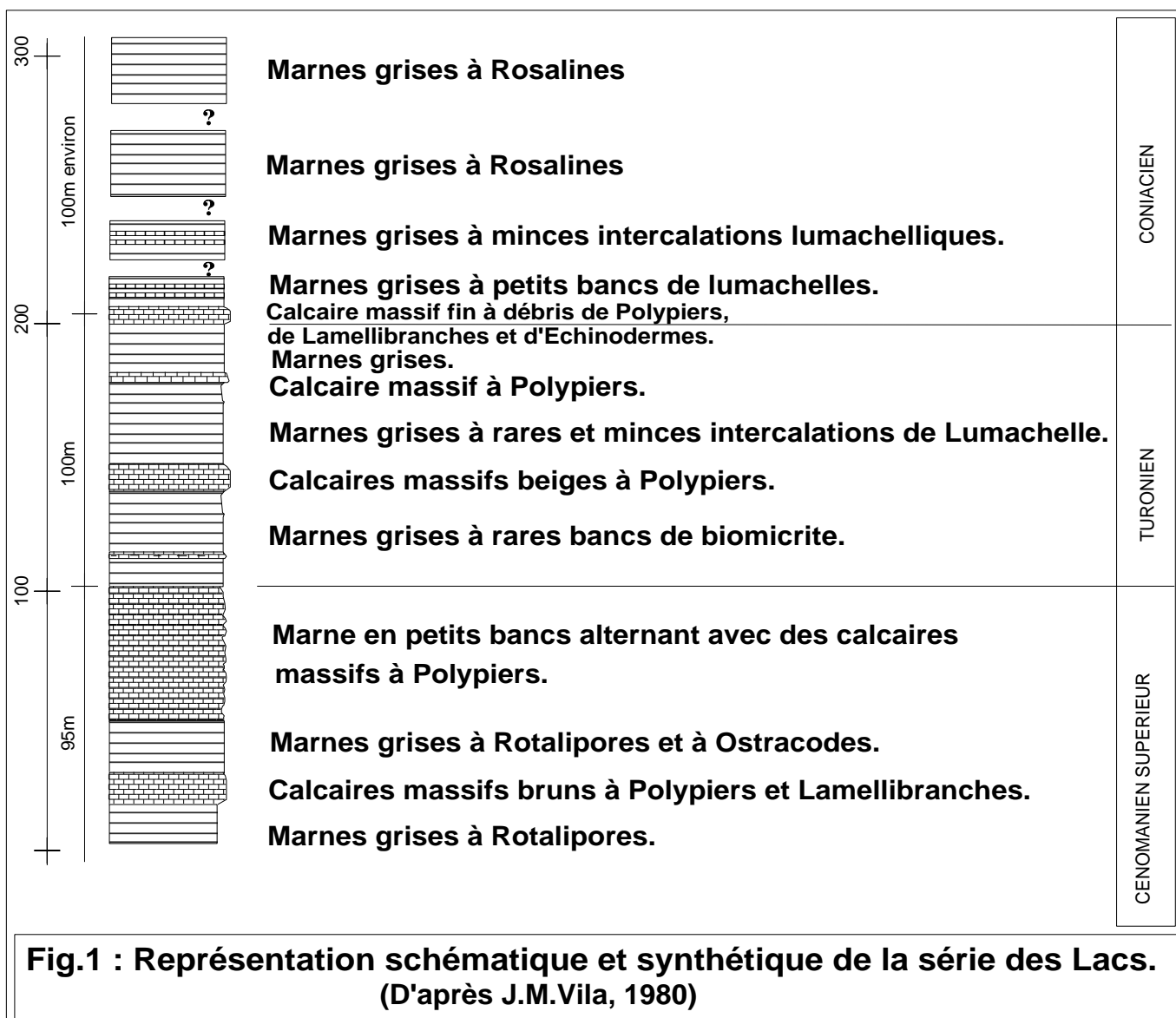


Fig.1 : Représentation schématique et synthétique de la série des Lacs.
(D'après J.M.Vila, 1980)

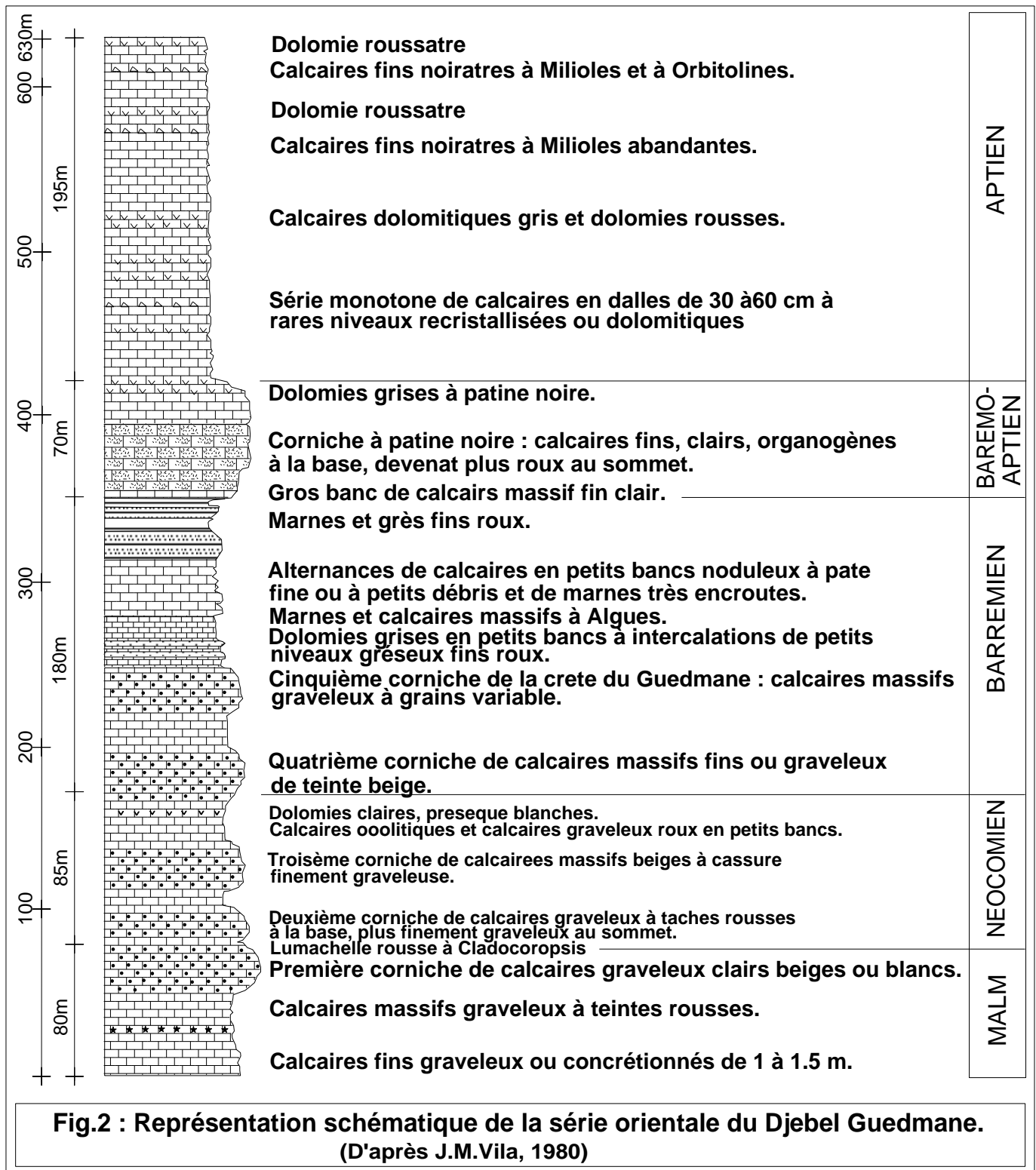


Fig.2 : Représentation schématique de la série orientale du Djebel Guedmane.
(D'après J.M.Vila, 1980)

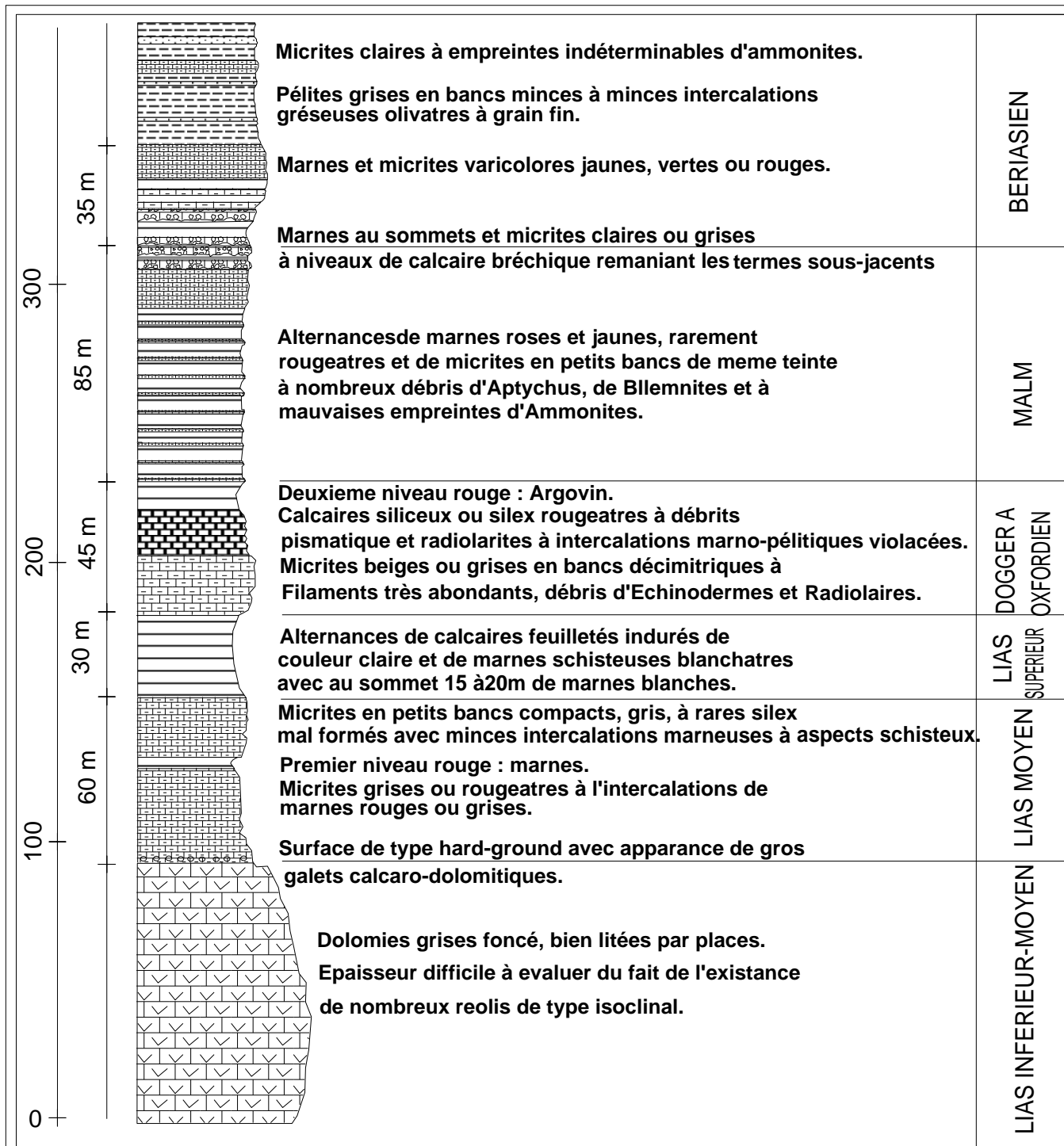


Fig.3 : Représentation schématique de la série du Djebel Toumbait.
(D'après J.M.Vila, 1980)

Annexe II

Table 1 : Coefficient de correction (K) en fonction de la latitude.

Lat. N	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
0	1.04	.94	1.04	1.01	1.04	1.01	1.04	1.04	1.01	1.04	1.01	1.04
5	1.02	.93	1.03	1.02	1.06	1.03	1.06	1.05	1.01	1.03	.99	1.02
10	1.00	.91	1.03	1.03	1.08	1.06	1.08	1.07	1.02	1.02	.98	.99
15	.97	.91	1.03	1.04	1.11	1.08	1.12	1.08	1.02	1.01	.95	.97
20	.95	.90	1.03	1.05	1.13	1.11	1.14	1.11	1.02	1.00	.93	.94
25	.93	.89	1.03	1.06	1.15	1.14	1.17	1.12	1.02	.99	.91	.91
26	.92	.88	1.03	1.06	1.15	1.15	1.17	1.12	1.02	.99	.91	.91
27	.92	.88	1.03	1.07	1.16	1.15	1.18	1.13	1.02	.99	.90	.90
28	.91	.88	1.03	1.07	1.16	1.16	1.18	1.13	1.02	.98	.90	.90
29	.91	.87	1.03	1.07	1.17	1.16	1.19	1.13	1.03	.98	.90	.89
30	.90	.87	1.03	1.08	1.18	1.17	1.20	1.14	1.03	.98	.89	.88
31	.90	.87	1.03	1.08	1.18	1.18	1.20	1.14	1.03	.98	.89	.88
32	.89	.86	1.03	1.08	1.19	1.19	1.21	1.15	1.03	.98	.88	.87
33	.88	.86	1.03	1.09	1.19	1.20	1.22	1.15	1.03	.97	.88	.86
34	.88	.85	1.03	1.09	1.20	1.20	1.22	1.16	1.03	.97	.87	.86
35	.87	.85	1.03	1.09	1.21	1.21	1.23	1.16	1.03	.97	.86	.85
36	.87	.85	1.03	1.10	1.21	1.22	1.24	1.16	1.03	.97	.86	.84
37	.86	.84	1.03	1.10	1.22	1.23	1.25	1.17	1.03	.97	.85	.83
38	.85	.84	1.03	1.10	1.23	1.24	1.25	1.17	1.04	.96	.84	.83
39	.85	.84	1.03	1.11	1.23	1.24	1.26	1.18	1.04	.96	.84	.82
40	.84	.83	1.03	1.11	1.24	1.25	1.27	1.18	1.04	.96	.83	.81
41	.83	.83	1.03	1.11	1.25	1.26	1.27	1.19	1.04	.96	.82	.80
42	.82	.83	1.03	1.12	1.26	1.27	1.28	1.19	1.04	.95	.82	.79
43	.81	.82	1.02	1.12	1.26	1.28	1.29	1.20	1.04	.95	.81	.77
44	.81	.82	1.02	1.13	1.27	1.29	1.30	1.20	1.04	.95	.80	.76
45	.80	.81	1.02	1.13	1.28	1.29	1.31	1.21	1.04	.94	.79	.75
46	.79	.81	1.02	1.13	1.29	1.31	1.32	1.22	1.04	.94	.79	.74
47	.77	.80	1.02	1.14	1.30	1.32	1.33	1.22	1.04	.93	.78	.73
48	.76	.80	1.02	1.14	1.31	1.33	1.34	1.23	1.05	.93	.77	.72
49	.75	.79	1.02	1.14	1.32	1.34	1.35	1.24	1.05	.93	.76	.71
50	.74	.78	1.02	1.15	1.33	1.36	1.37	1.25	1.05	.92	.76	.70
Lat. S												
5	1.06	.95	1.04	1.00	1.02	.99	1.02	1.03	1.00	1.05	1.03	1.06
10	1.08	.97	1.05	.99	1.01	.96	1.00	1.01	1.00	1.06	1.05	1.10
15	1.12	.98	1.05	.98	.98	.94	.97	1.00	1.00	1.07	1.07	1.12
20	1.14	1.00	1.05	.97	.96	.91	.95	1.99	1.00	1.08	1.09	1.15
25	1.17	1.01	1.05	.96	.94	.88	.93	.98	1.00	1.10	1.11	1.18
30	1.20	1.03	1.06	.95	.92	.85	.90	.96	1.00	1.12	1.14	1.21
35	1.23	1.04	1.06	.94	.89	.82	.87	.94	1.00	1.13	1.17	1.25
40	1.27	1.06	1.07	.93	.86	.78	.84	.92	1.00	1.15	1.20	1.29
42	1.28	1.07	1.07	.92	.85	.76	.82	.92	1.00	1.16	1.22	1.31
44	1.30	1.08	1.07	.92	.83	.74	.81	.91	.99	1.17	1.23	1.33
46	1.32	1.10	1.07	.91	.82	.72	.79	.90	.99	1.17	1.25	1.35
48	1.34	1.11	1.08	.90	.80	.70	.76	.89	.99	1.18	1.27	1.37
50	1.37	1.12	1.08	.89	.77	.67	.74	.88	.99	1. 191	1.29	1.41

Table 2 : Valeur de λ en fonction de (θ).

θ (°C)	λ	θ (°C)	λ	θ (°C)	λ	θ (°C)	λ	θ (°C)	λ	θ (°C)	λ
0.0	1.82	5.0	2.08	10.0	2.36	15.0	2.84	20.0	3.49	25.0	4.32
0.5	1.85	5.5	2.10	10.5	2.40	15.5	2.90	20.5	3.57	25.5	4.41
1.0	1.87	6.0	2.12	11.0	2.44	16.0	2.96	21.0	3.64	26.0	4.50
1.5	1.89	6.5	2.15	11.5	2.49	16.5	3.02	21.5	3.72	26.5	4.59
2.0	1.91	7.0	2.18	12.0	2.54	17.0	3.08	22.0	3.82	27.0	4.68
2.5	1.93	7.5	2.21	12.5	2.59	17.5	3.14	22.5	3.89	27.5	4.77
3.0	1.96	8.0	2.24	13.0	2.64	18.0	3.20	23.0	3.98	28.0	4.85
3.5	1.99	8.5	2.27	13.5	2.69	18.5	3.27	23.5	4.06	28.5	4.94
4.0	2.02	9.0	2.30	14.0	2.74	19.0	3.34	24.0	4.15	29.0	5.04
4.5	2.04	9.5	2.33	14.5	2.79	19.5	3.42	24.5	4.24	29.5	5.12

Calcul des paramètres de la formule de Penman-Monteith-F.A.O

1/ Vitesse du vent (U_2) :

$$U_2 = U_z * \frac{4.87}{\ln(67.8 * z - 5.42)}$$

U_2 : Vitesse du vent à 2 m de hauteur au-dessus du sol (m. s⁻¹) ;

U_z : Vitesse du vent à z m de hauteur au-dessus du sol (m. s⁻¹) ;

z : Hauteur au-dessus du sol (m).

2/ Tension de vapeur saturante (e_a) :

$$e_a = 0.611 \exp\left(\frac{17.27T}{T + 237.3}\right)$$

T : Température de l'air (°C).

3/ Pente de la courbe de tension de vapeur (Δ) :

$$\Delta = e_a * \frac{4099}{(T + 237.3)^2}$$

T : Température de l'air (°C) ;

e_a : Tension de vapeur saturante (kPa) à la température T (°C).

4/ Rayonnement extraterrestre (R_a) :

$$R_a = 1035 + 9.078lat + (7.050lat - 49.90) \cos(29.92i - 182.5) \text{ en cl/cm}^2/\text{j}$$

$$R_a \text{ (MJ/m}^2/\text{j)} = 4.1868 * 10^{-2} * R_a \text{ (cl/cm}^2/\text{j)}$$

5/ Rayonnement solaire global (R_s) :

$$R_s = (a + b * n/N) R_a$$

R_a : Radiation solaire extra-terrestre (MJ/m²/j) ;

n : Durée d'insolation (h/j) ;

N : Durée maximale possible d'insolation (h/j) ;

a et b : des constantes empiriques adimensionnelles pour lesquelles les valeurs de 0,25 et 0,5 ont été adoptées respectivement.

6/ Rayonnement net (R_n)

$$R_n = R_{ns} + R_{nl}$$

R_n : rayonnement net (MJ / m. jour) ;

R_{ns} : rayonnement net de courtes longueurs d'onde (MJ / m².jour) ;

R_{nl} : rayonnement net de longues longueurs d'onde (MJ / m².jour).

7/ Rayonnement net de courtes longueurs d'onde (R_{ns}) :

$$R_{ns} = (1 - \alpha) R_s = (1 - 0.23) R_s = 0.77 R_s$$

α : Albédo = 0,23 pour un couvert végétal standard ;

R_s : Rayonnement solaire global (MJ / m².jour).

8/ Rayonnement net de grandes longueurs d'onde :

$$R_{nl} = [1.35 (R_s/R_{so}) - 0.35] * (0.34 - 0.14 \sqrt{e_d}) * \sigma * (T + 237.3)^4$$

σ : Constante Stefan-Boltzmann = 4,90 10⁻⁹ (MJ / m².K⁴.j) ;

T : Température moyenne journalière (°C) ;

e_d : Tension de vapeur d'eau dans l'air (kPa) ;

R_s : Rayonnement solaire global (MJ/m².j) ;

R_{so} : Rayonnement solaire de courtes longueurs d'onde à ciel clair (MJ / m².jour).

9/ Rayonnement solaire de courtes longueurs d'onde (R_{so}) :

$$R_{so} = (0.75 + 2 \times 10^{-5} z) * (R_a)$$

R_a : Rayonnement extraterrestre (MJ/m²/j).

10/ Flux de chaleur du sol (G) :

$$G = 0.38 (T_i - T_{i-1})$$

G : Flux de chaleur du sol (MJ / m².j) ;

T_i : Température moyenne de l'air (°C) ;

T_{i-1} : Température moyenne de l'air du jour précédent (°C).

Nous avons adopté $G \approx 0$ car la température moyenne journalière varie peu d'un jour à l'autre.

11/ Constante psychrométrique (γ) :

$$\gamma = 0.665 \cdot 10^{-3} \cdot P$$

γ : Constante psychrométrique (kPa/°C) ;

P : Pression atmosphérique (kPa).

12/ Pression atmosphérique (P) :

$$P = 101.3 \left(\frac{293 - 0.0065z}{293} \right)^{5.26}$$

z : Elévation au-dessus du niveau de la mer (m).

Table 3 : Calcul de l'ETP par la méthode de Penman-Monteith-F.A.O

Mois	U_2 (m. s ⁻¹)	e_a (kPa)	Δ (kPa/°C)	R_a (MJ/m ² /j)	R_s (MJ / m ² .jour)	R_{ns} (MJ / m ² .jour)	R_{so} (MJ / m ² .jour)	R_{nl} (MJ / m ² .jour).	R_p (MJ / m. jour)	ETP (mm)
Sept	2.53	2.60	0.16	2.00	1.07	0.82	1.52	2.26	3.09	180.95
Oct.	2.24	1.93	0.12	1.64	0.97	0.75	1.25	2.70	3.45	130.38
Nov.	2.35	1.30	0.09	1.75	0.96	0.74	1.33	2.43	3.18	100.78
Déc.	2.30	1.01	0.07	2.13	1.01	0.78	1.62	1.90	2.68	75.76
Jan	2.15	0.94	0.06	1.84	0.90	0.69	1.40	2.00	2.69	72.73
Fév.	2.41	1.01	0.07	1.73	0.93	0.72	1.32	2.38	3.10	96.23
Mar	2.69	1.23	0.08	1.92	1.08	0.83	1.46	2.60	3.43	123.18
Avr.	2.95	1.48	0.10	2.18	1.14	0.88	1.66	2.30	3.18	146.08
Mai	2.76	2.05	0.13	1.92	1.18	0.91	1.46	2.92	3.83	177.11
Juin	2.81	2.83	0.17	1.62	1.18	0.91	1.23	3.81	4.72	245.80
Juill.	2.72	3.44	0.20	1.83	1.44	1.11	1.39	4.37	5.48	291.63
Août	2.65	3.37	0.20	2.17	1.39	1.07	1.65	3.17	4.24	264.26

Table 4 : Calcul de l'écart relatif des différentes méthodes d'estimation de l'ETP comparées à celle de l'ETP_{Piche}.

Mois	ETP (mm)				Ecart relatif (%)		
	Piche	Pen-Mont-F.A.O	Thorntwaite	Turc	Pen-Mont-F.A.O	Thorntwaite	Turc
Sept	221.03	180.95	100.31	196.63	18.13	54.62	11.04
Oct.	141.77	130.38	62.40	161.22	8.03	55.98	-13.72
Nov.	76.73	100.78	24.58	127.98	-31.34	67.97	-66.79
Déc.	47.78	75.76	11.83	97.02	-58.57	75.24	-103.07
Jan	40.70	72.73	8.15	78.28	-78.69	79.98	-92.33
Fév.	54.05	96.23	10.95	85.13	-78.05	79.73	-57.51
Mar	86.71	123.18	24.83	133.32	-42.06	71.36	-53.74
Avr.	118.61	146.08	46.46	161.92	-23.16	60.83	-36.51
Mai	187.01	177.11	89.65	199.56	5.29	52.06	-6.71
Juin	297.56	245.80	136.35	245.42	17.40	54.18	17.52
Juill.	393.49	291.63	170.86	338.34	25.89	56.58	14.01
Août	369.17	264.26	156.22	298.64	28.42	57.68	19.10

Annexe III

III.1. Coupes lithologiques des forages

Sondage : Ain Yaghout F54

Carte : AinYaghout 1/50000

Date de travaux : du 14.08.68 au 17.10.68

Echelle de la coupe : 1/2000

X : 833.740 (km)

Y : 284.500 (km)

Z : 829.500 (m)

Profondeur et cotes	Tubage et cimentation	Plan d'eau	Coupe	Description géologique	Etage
0					
20	17"3/4 Tube plein Ø12"			Argile brune et debris calcaires	MIO - PLOCENE
40		Calcaires cryptocristallins gris fissurés			
60		Argile avec intercalations de calcaire			
80		Calcaires cryptocristallins fissurés			
100	11"3/4 Tube plein Ø6"			Marne faiblement fissuré	CRETACE SUPERIEUR
120		Calcaire argileux			
140					
160					
180		Marne avec intercalations de calcaire			
200					
220					
240					
260		Calcaire fissuré			
280					
300	7"3/4 Ø127 mm			Alternance de marne et de calcaire	CRETACE INFERIEUR - APTIEN
320		Calcaire avec intercalations de marne			
340		Alternance de marne et de calcaire			
360		Calcaire dolomitique			
380					
400					
420	5"3/4 Ø108 mm				

Source : Direction des ressources d'eau de la wilaya de Batna.

Sondage : Douar Zoui N°1 (Gadaine 3)

Carte : El Maadher 1/50000

Date de travaux : du 26.09.83 au 03.04.84

Echelle de la coupe : 1/2000

X : 820.350 (km)

Y : 276.400 (km)

Z : 808.000 (m)

Profondeur et cotes	Tubage et cimentation	Plan d'eau	Coupe	Description géologique	Etage
0		NS = +12 m			
20	∅26" Ciment				Plio-Quaternaire
40	Tube guide ∅18"5/8 - 57 m			Argile brune avec des graviers, galets et sable.	
60	55 m Tube plein ∅16 3/4"				Plio-Quaternaire
80	Gravier			Graviers, galets et sables avec argile.	
100	Crépine Tube perforé ∅17"1/2 ∅13"3/4				Cenomanien ?
120	Bouchon 124 m				
140					
160					
180					
200					
220	∅8" 1/2				
240				Marnes grises (110-800 m)	
260	Trou nu				
280					
740					
760					
780	∅8" 1/2				
800					
				Fin du forage 800m.	

Source : Direction des ressources d'eau de la wilaya de Batna.

Sondage : OULED MEZIANE

Carte : AinYaghout 1/50000

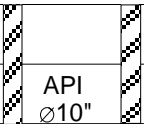
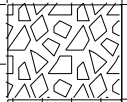
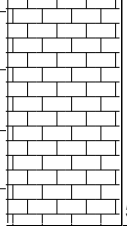
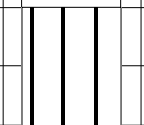
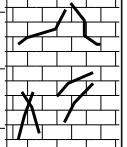
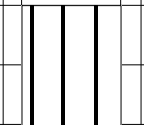
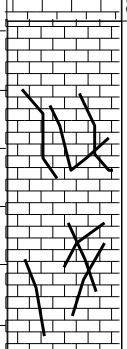
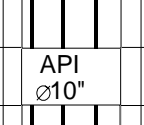
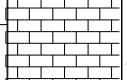
Date de travaux : du 23.05.95 au 30.07.95

Echelle de la coupe : 1/1000

X : 837.700 (km)

Y : 286.000 (km)

Z : 830.000 (m)

Profondeur et cotes	Tubage et cimentation	Plan d'eau	Coupe	Description géologique	Etage
0					
10	 API ∅10"			Debris calcaires, graviers et galets de couleur jaune brunâtre.	
20					
30					
40		NS = 35 m ↑		Calcaires gris-noir très dure.	
50		56 m			
60					
12 1/2 → 70	 API ∅10"			Calcaires gris fissurés.	
80					81 m
90					
100	 API ∅10"			Grés fin blanc beige clair et toux.	
110					
120					
130	 ∅10" TP				
140					160 m
150		← 8 1/2			

Source : Direction des ressources d'eau de la wilaya de Batna.

Sondage : FANTAINÉ CHAUDE (N1)

Carte : EL MADHER 1/50000

Date de travaux : 1970 - 1971

Echelle de la coupe : 1/500

X : 829.750 (km)

Y : 275.300 (km)

Z : 827.000 (m)

Profondeur et cotes	Tubage et cimentation		Coupe	Description géologique	Etage
0		NS= +1,6 m		Limons jaunes	REMPLISSAGE CONTINENTAL PLIO-IV
				Graviers et sables propores Marnes jaunes et graviers	
10				Marnes jaunes à sable et graviers (<5 mm)	
		Tube pleines			
20		∅8"	G	Marnes grises à sable et graviers (<5 mm)	
		Toile noire			
				Marnes bel jaunes à graviers (<5 mm)	
30			N	Marnes grises et peu de graviers	
				Marnes brunes à inodules calcaires et graviers	
40			I	Marnes jaunes à sable et graviers	
				Graviers et sables jaunes à argile brun rouge	
50			T	Marnes brun rouge à inodules calcaires et quelques graviers	
60			T	Graviers et sables marneux brun rouge	
70				Marnes brun rouge à inodules calcaires et et quelques graviers	
			U	Graviers et sables marneux brun rouge	
80				Graviers grésio-dolomitique plus au moins altéré	ZONE D'ALTERATION SUBSTRATUM ?
	88 m	Crépine Jahson	C	Grès dolomitique et dolomie géseuse fissurée	
90		∅12"		altérées à passées de sables dolomitiques et marneux	
100					
				Grès dolomitique	
110				Petits graviers dolomitiques et marnes rouges	

Source : Direction des ressources d'eau de la wilaya de Batna.

Sondage : FONTAINE CHAUDE 1 BIS

Carte : El Madher 1/50000

Date de travaux : du 21.04.84 au 20.11.84

Echelle de la coupe : 1/1000

X : 829.750 (km)

Y : 275.300 (km)

Z : 827.000 (m)

Profondeur et cotes	Tubage et cimentation	Plan d'eau	Coupe	Description géologique	Etage
0		NS = 0 m			
10	ciment	↑			Plio-quaternaire
20					
30	Tube guide Ø16 3/4"				
40	Ø 26"			Argile brune avec intercalation de sable et de graviers	
50					
60					
70					
80	Packer 78 m			80 m	
90	82 m Tube plein Ø10" inox				Crétacé
100				Grès gris compact, fissuré, jusqu'à	
110	Crepine johnson Ø10"			100 m ensuite grès bruin avec	
120				intercalation de marne grise	
130	Ø15 3/4"				
140	TP Ø10"				
150				150 m	
	Bouchon métallique			Fin du forage	

Source : Direction des ressources d'eau de la wilaya de Batna.

Sondage : DOUAR ZOUÏ N 2 (GADAINÉ 4)

Carte : El Madher 1/50000

Date de travaux : du 06.04.84 au 16.07.84

Echelle de la coupe : 1/2500

X : 824.200 (km)

Y : 275.250 (km)

Z : 822.000 (m)

Profondeur et cotes	Tubage et cimentation	Plan d'eau	Coupe	Description géologique	Etage
0		NS = 7 m	0		
25	cimenté Tube plein	↑	11	Argile brune compacte	Plio-quatérnaire
50	Crepine Tube perforé Ø 18 5/8"			sable, gravier, galets avec argile	
75	Graviers				
100	85 m Tube plein		85		
125	Bouchon cimenté 115 m				Cenomanien
150					
175					
200					
225					
250					
275					
300				Marnes grises	
325					
350	Ø 8 1/2" Trou nu				
375					
400					
425					
450					
475					
500			500 m		
				Fin du forage	

Source : Direction des ressources d'eau de la wilaya de Batna.

Sondage : FONTAINE CHAUDE N°2

Carte : El Madher 1/50000

Date de travaux : du 13.03.72

Echelle de la coupe : 1/2000

X : 829.900 (km)

Y : 274.750 (km)

Z : 827.000 (m)

Profondeur et cotes	Tubage et cimentation	Plan d'eau	Coupe	Description géologique	Etage
0		NS= +160 m			REPLISSAGE CONTINENTAL PLIO-IV
20	Tube plein Ø18"	↑		Marne jaune avec peu de gravier Sable et gravier fin marneux	
40				Alternance marne jaunes beiges grises brunes avec graviers et sables	
60	Tube plein			Argile brune rougeatre	
80	Massif gravier Ø 3-10 mm			Gravier et galet peu argileux	
100	Crepine johnson Ø 8"			Cailloutis (grès dolomite)	
120				Gravier et galet (grès dolomitique + calcaire)	
140				Marnes grises jaunatres	
160	Bouchon ciment			Marnes grises aux gravier et galet	
180				Couches alternance de marnes bleu foncée et brune aux intercalations de calcaire	
200	Trou			Marne bleu foncé fissuré phréatique aux intercalations des calcaires	
220	Ø 8 1/2"			Marne bleu foncé très dense	
240					
260					
280					
300					
320		Fin du forage			
340					
360					
380					
400					
420					

Source : Direction des ressources d'eau de la wilaya de Batna.

FORAGE : AIN YAGOUT 01

Coordonnées Lambert :

X = 836 887,35

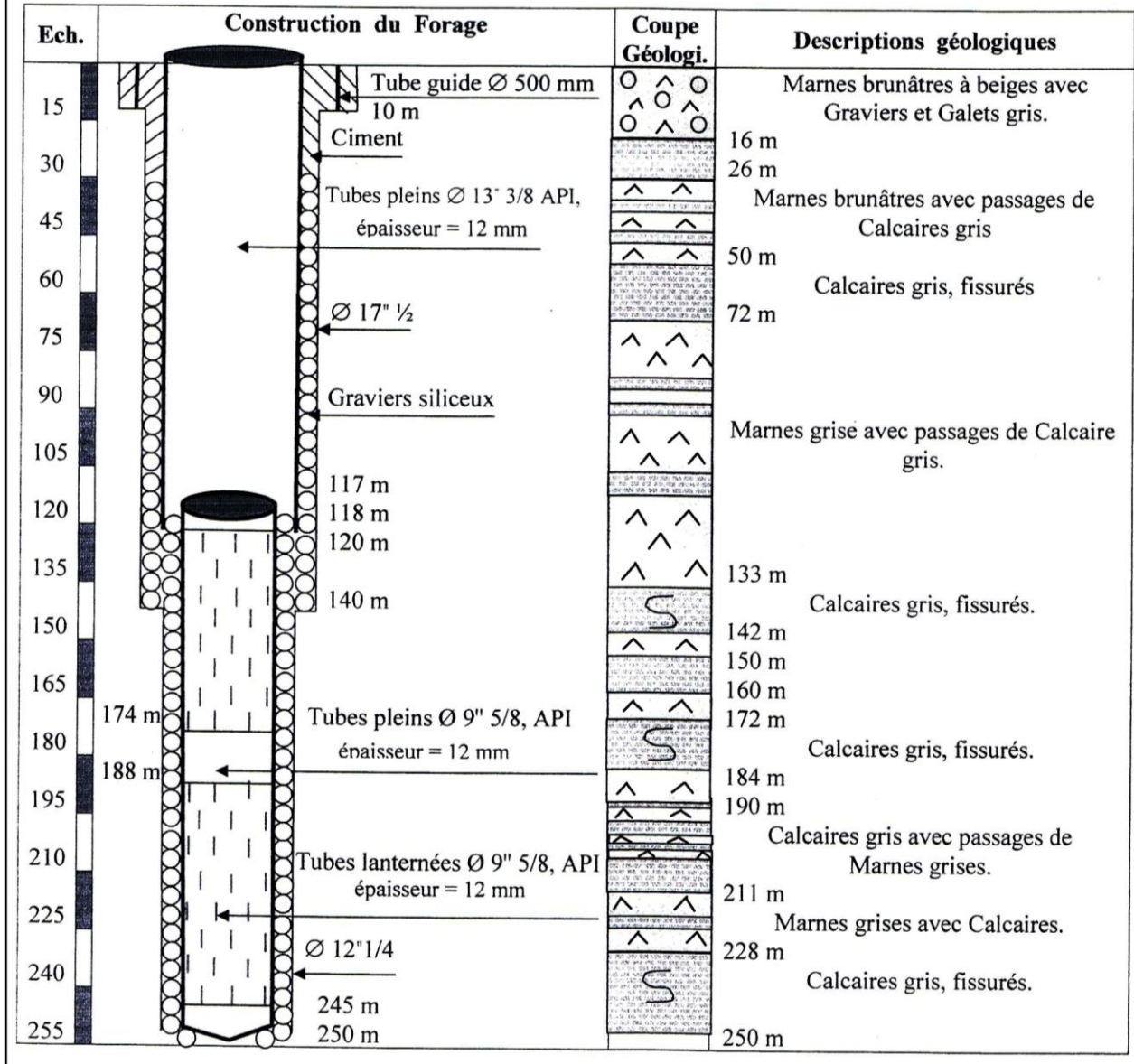
Y = 281 402,98

Z = 912 m.

* N.S = 62.13 m

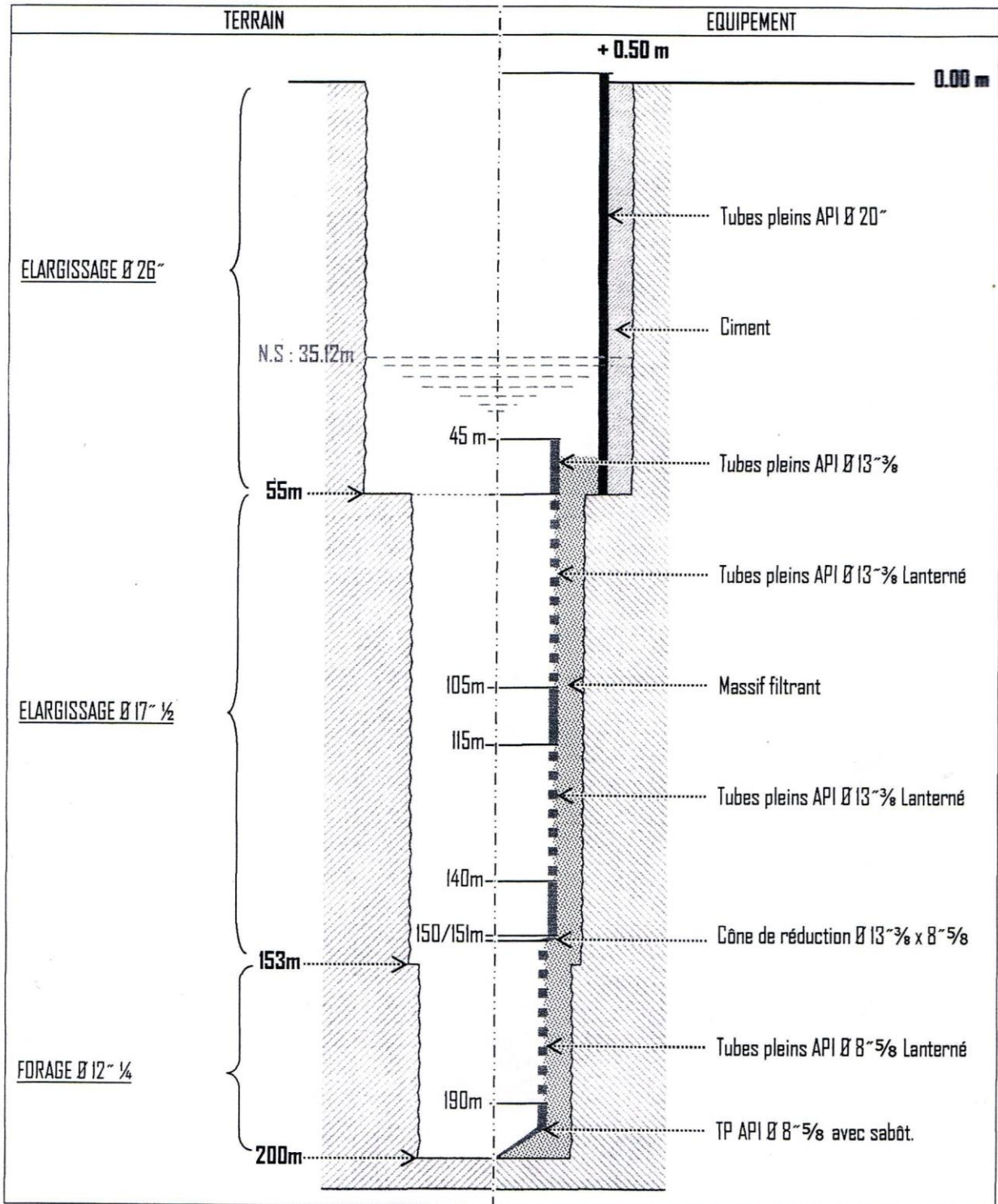
* N.D = 62.76 m

* Débit = 30 l/s.



Source : Direction des ressources d'eau de la wilaya de Batna.

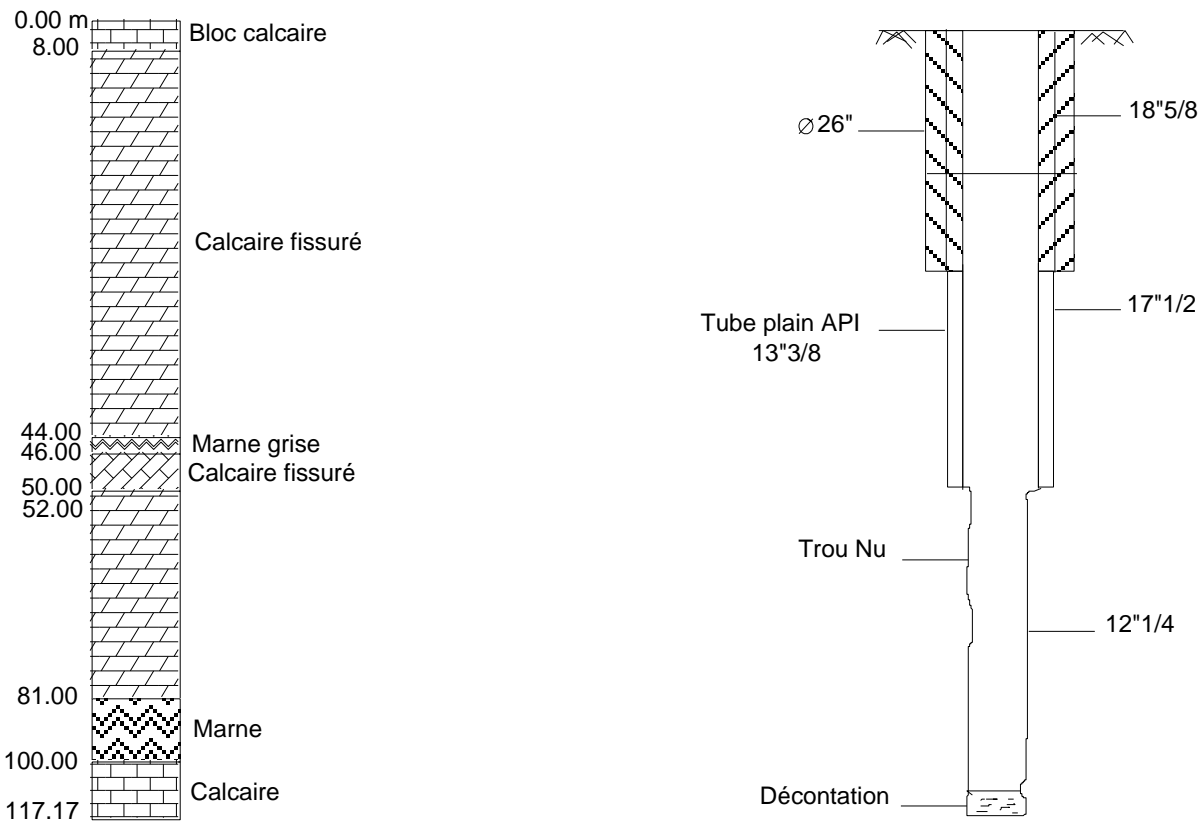
FORAGE : GADAINE 1 BIS



Source : Direction des ressources d'eau de la wilaya de Batna.

Forage : Ain Yaghout centre
Carte : Ain Yaghout 1/50000
Date de travaux : 18.03.03 au 22.09.03

x : 830.150 (Km)
y : 278.530 (Km)
Z : 850.000 (m)



Source : Direction des ressources d'eau de la wilaya de Batna.

III.2. Tableaux d'inventaire des points d'eau

Forages captant l'aquifère superficiel.

Numéro	Propriétaire	X (km)	Y (km)	Z (m)	Numéro	Propriétaire	X (km)	Y (km)	Z (m)
F1	privé	841,267	289,479	808	F75	privé	821,261	281,587	808
F4	privé	838,845	288,367	812	F77	privé	821,949	282,854	804
F6	privé	838,197	288,539	802	F91	privé	823,948	284,55	800
F7	privé	837,759	288,674	803	F96	privé	827,017	286,641	804
F8	privé	838,951	288,142	815	F97	privé	826,898	286,892	807
F17	privé	836,902	287,24	809	F101	privé	828,678	287,302	798
F24	privé	835,254	286,626	814	F112	privé	831,672	287,829	800
F25	privé	836,632	284,588	849	F123	privé	832,291	291,536	807
F27	privé	836,338	283,994	849	F128	privé	833,175	291,743	801
F34	privé	833,838	285,594	816	F132	privé	833,841	292,681	798
F35	privé	834,222	285,885	815	F133	privé	834,516	291,993	795
F36	privé	834,076	286,018	812	F134	privé	834,887	291,805	795
F38	privé	833,071	285,594	812	F135	privé	835,43	291,315	794
F39	privé	832,7	284,642	817	F136	privé	835,39	290,641	794
F47	privé	830,756	285,052	821	F137	privé	835,398	289,454	796
F50	privé	830,107	282,803	813	F138	privé	835,27	288,213	806
F51	privé	829,922	282,816	813	F141	privé	833,953	293,308	798
F52	privé	829,882	282,763	813	F142	privé	834,111	293,451	798
F54	privé	831,722	276,83	824	F145	privé	835,207	293,707	796
F55	privé	831,232	276,949	824	F146	privé	835,287	293,152	796
F57	privé	828,63	278,116	835	F148	privé	836,727	293,693	796
F63	privé	826,09	276,767	814	F149	privé	835,604	292,411	795
F64	privé	825,257	276,634	817	F151	privé	836,501	292,188	794
F65	privé	823,641	277,365	808	F152	privé	836,874	292,556	796
F66	privé	822,854	277,402	807	F153	privé	837,785	291,937	794
F68	privé	820,857	276,013	809	F154	privé	838,261	291,805	793
F69	privé	820,659	278,573	809	F155	privé	838,111	291,239	792
F71	privé	821,852	279,762	806	F156	privé	838,023	290,865	791
F72	privé	822,211	280,239	804	F157	privé	837,983	290,429	788
F73	privé	822,264	280,596	802	F158	privé	838,856	292,651	793
F74	privé	822,201	280,701	804	F159	privé	838,207	294,229	794

Forages exploitants l'aquifère profond.

Numéro	Propriétaire	X (km)	Y (km)	Z (m)	Numéro	Propriétaire	X (km)	Y (km)	Z (m)
F10	privé	839,03	287,891	825	F90	privé	822,784	285,41	808
F20	privé	837,304	285,409	840	F92	privé	824,028	285,794	809
F21	privé	836,603	285,131	837	F95	privé	825,483	286,138	812
F22	privé	836,312	285,065	839	F104	privé	827,699	288,598	822
F41	privé	832,897	282,297	843	F107	privé	828,721	289,429	809
F49	privé	833,614	281,173	877	F109	privé	828,75	290,448	823
F58	privé	835,174	274,928	852	F110	privé	827,917	290,58	835
F59	privé	835,721	274,98	869	F115	privé	830,137	289,889	807
F76	privé	822,209	282,912	804	F117	privé	830,32	290,2	814
F78	privé	821,977	283,227	805	F118	privé	831,354	289,501	801
F79	privé	821,208	283,679	810	F119	privé	831,1	289,902	803
F80	privé	821,826	283,677	806	F120	privé	831,339	290,531	815
F81	privé	821,72	283,783	807	F127	privé	833,154	292,02	802
F82	privé	821,641	283,955	808	F129	privé	833,168	293,114	805
F83	privé	821,208	284,711	815	F139	privé	833,234	293,71	802
F84	privé	822,916	284,762	806	F140	privé	833,141	293,723	804
F85	privé	822,599	284,828	806	F143	privé	833,419	294,173	807
F86	privé	822,533	284,881	807	F144	privé	834,301	293,927	798
F87	privé	822,162	285,278	808	F160	privé	838,415	294,871	804
F88	privé	822,255	285,344	809	F161	privé	840,532	295,883	825
F89	privé	823,022	285,093	806	/	/	/	/	/

Forages inaccessibles.

Numéro	Propriétaire	X (km)	Y(km)	Z(m)	Numéro	Propriétaire	X (km)	Y(km)	Z(m)
F2	privé	839,16	288,581	809	F56	privé	829,662	277,832	833
F3	privé	839,105	288,549	810	F60	privé	836,375	274,419	875
F5	privé	838,593	288,354	808	F61	municipal	829,907	275,146	827
F9	privé	839,394	288,081	824	F62	municipal	828,467	274,485	827
F11	privé	837,909	287,894	805	F67	privé	822,094	275,623	815
F12	privé	837,688	287,711	806	F70	privé	821,667	279,432	804
F13	privé	837,296	287,842	801	F93	privé	826,105	285,992	805
F14	privé	837,41	287,579	806	F94	privé	825,641	286,085	807
F15	privé	837,293	287,391	805	F98	privé	826,845	287,408	817
F16	privé	837,331	287,274	809	F99	privé	827,057	287,514	815
F18	privé	836,833	286,934	811	F100	privé	827,163	287,5	814
F19	privé	836,92	286,084	823	F102	privé	828,574	288,132	804
F23	privé	835,69	285,925	824	F103	privé	828,082	288,202	808
F26	privé	836,332	284,36	845	F105	privé	829,088	288,4	806
F28	privé	837	284,007	860	F106	privé	828,834	289,062	806
F29	municipal	837,502	283,517	885	F108	privé	828,684	289,707	809
F30	privé	835,221	283,614	854	F111	privé	830,475	288,99	799
F31	privé	834,566	284,576	830	F113	privé	829,782	289,522	806
F32	privé	834,324	284,867	832	F114	privé	830,676	289,531	802
F33	privé	834,257	284,823	832	F116	privé	830,232	290,039	809
F37	privé	833,15	285,74	810	F121	privé	831,458	290,729	817
F40	privé	832,886	284,576	818	F122	privé	832,691	291,438	801
F42	privé	832,781	282,253	843	F124	privé	832,12	292,158	825
F43	privé	831,915	283,013	827	F125	privé	832,464	292,29	817
F44	privé	831,902	283,21	825	F126	privé	833,035	292,152	802
F45	privé	832,388	283,822	825	F130	privé	833,683	293,012	798
F46	privé	831,007	284,933	821	F131	privé	833,722	292,853	798
F48	privé	830,835	285,568	821	F147	privé	836,199	293,469	796
F53	privé	833,654	279,21	873	F150	privé	836,197	292,175	794

III.3. Les pompages d'essais

Résultats du pompage d'essais du forage d'Ain Yaghout centre, (2003) :

Coordonnées Lamberts du forage : X= 836 Km, Y= 282 Km.

Palier n°1 : débit de pompage : 60 l/s.

Descente :

t (s)	ND (m)	S (m)	t (s)	ND (m)	S (m)	t (s)	ND (m)	S (m)
0	27,87	0,00	19800	28,04	0,17	145800	28,15	0,28
300	28,00	0,13	23400	28,05	0,18	153000	28,16	0,29
600	28,00	0,13	27000	28,05	0,18	160200	28,16	0,29
900	28,00	0,13	30600	28,04	0,17	167400	28,19	0,32
1200	28,00	0,13	37800	28,05	0,18	174600	28,20	0,33
1800	28,00	0,13	45000	28,10	0,23	181800	28,20	0,33
2400	28,00	0,13	52200	28,10	0,23	189000	28,21	0,34
3000	28,00	0,13	59400	28,10	0,23	196200	28,21	0,34
3600	28,01	0,14	66600	28,10	0,23	203400	28,20	0,33
4500	28,01	0,14	73800	28,10	0,23	210600	28,21	0,34
5400	28,02	0,15	81000	28,12	0,25	217800	28,20	0,33
6300	28,02	0,15	88200	28,12	0,25	225000	28,22	0,35
7200	28,02	0,15	95400	28,12	0,25	232200	28,23	0,36
8100	28,03	0,16	102600	28,14	0,27	239400	28,24	0,37
9000	28,03	0,16	109800	28,14	0,27	246600	28,24	0,37
10800	28,04	0,17	117000	28,14	0,27	253800	28,25	0,38
12600	28,04	0,17	124200	28,14	0,27	261000	28,25	0,38
14400	28,04	0,17	131400	28,14	0,27	268200	28,25	0,38
16200	28,04	0,17	138600	28,15	0,28	/	/	/

t : Temps de pompage.

N.D : Niveau dynamique.

S : Rabattement.

Remontée :

t' (mn)	N.D (m)	t+t'/t' (mn)	Sr (m)	t+t'/t' (s)
0	28,25	0,00	0,38	0
5	28,09	895,00	0,22	53700
10	28,09	448,00	0,22	26880
15	28,09	299,00	0,22	17940
20	28,09	224,50	0,22	13470
30	28,08	150,00	0,21	9000
45	28,08	100,33	0,21	6020
60	28,07	75,50	0,2	4530
90	28,07	50,67	0,2	3040
120	28,06	38,25	0,19	2295
180	28,06	25,83	0,19	1550
240	28,05	19,63	0,18	1178
300	28,05	15,90	0,18	954
360	28,04	13,42	0,17	805
420	28,04	11,64	0,17	699
480	28,04	10,31	0,17	619
600	28,03	8,45	0,16	507
720	28,03	7,21	0,16	433
840	28,02	6,32	0,15	379
960	28,02	5,66	0,15	339
1080	28,01	5,14	0,14	308

t : Temps de pompage.

N.D : Niveau dynamique.

S : Rabattement.

Sr : Rabattement résiduel.

Palier n°2 : débit de pompage : 35 l/s.

Descente :

t (s)	ND (m)	S (m)	t (s)	ND (m)	S (m)
0	28,01	0,00	18000	28,19	0,18
120	28,15	0,14	21600	28,2	0,19
240	28,15	0,14	25200	28,21	0,20
360	28,15	0,14	28800	28,22	0,21
480	28,15	0,14	32400	28,22	0,21
600	28,15	0,14	36000	28,23	0,22
900	28,16	0,15	39600	28,23	0,22
1200	28,16	0,15	43200	28,23	0,22
1500	28,16	0,15	46800	28,23	0,22
1800	28,16	0,15	54000	28,24	0,23
2700	28,17	0,16	61200	28,24	0,23
3600	28,17	0,16	68400	28,25	0,24
5400	28,18	0,17	75600	28,25	0,24
7200	28,19	0,18	82800	28,25	0,24
10800	28,19	0,18	86400	28,25	0,24
14400	28,19	0,18	/	/	/

Remontée :

t'(mn)	ND(m)	t+t'/t' (mn)	t+t'/t' (s)	Sr(m)
0	28,25	0,00	0	0,24
5	28,13	289,00	17340	0,12
10	28,12	145,00	8700	0,11
15	28,12	97,00	5820	0,11
20	28,11	73,00	4380	0,10
30	28,11	49,00	2940	0,10
45	28,11	33,00	1980	0,10
60	28,10	25,00	1500	0,09
90	28,10	17,00	1020	0,09
120	28,09	13,00	780	0,08
180	28,09	9,00	540	0,08
240	28,09	7,00	420	0,08

Palier n°3 : débit de pompage : 24 l/s

Descente :

t (s)	ND (m)	S (m)	t (s)	ND (m)	S (m)	t (s)	ND (m)	S (m)
3600	28,13	0,02	154800	28,17	0,06	291600	28,19	0,08
5400	28,13	0,02	162000	28,17	0,06	298800	28,19	0,08
7200	28,14	0,03	169200	28,17	0,06	306000	28,19	0,08
10800	28,14	0,03	176400	28,17	0,06	313200	28,19	0,08
14400	28,14	0,03	183600	28,17	0,06	320400	28,19	0,08
18000	28,14	0,03	190800	28,17	0,06	327600	28,19	0,08
21600	28,14	0,03	198000	28,18	0,07	331200	28,19	0,08
25200	28,14	0,03	205200	28,19	0,08	334800	28,19	0,08
32400	28,15	0,04	212400	28,19	0,08	338400	28,19	0,08
39600	28,16	0,05	219600	28,19	0,08	342000	28,19	0,08
46800	28,16	0,05	226800	28,19	0,08	345600	28,19	0,08
54000	28,16	0,05	234000	28,19	0,08	349200	28,19	0,08
61200	28,16	0,05	241200	28,19	0,08	352800	28,19	0,08
68400	28,16	0,05	244800	28,19	0,08	356400	28,19	0,08
72000	28,16	0,05	248400	28,19	0,08	363600	28,19	0,08
75600	28,16	0,05	255600	28,19	0,08	370800	28,18	0,07
79200	28,16	0,05	259200	28,19	0,08	378000	28,18	0,07
82800	28,16	0,05	262800	28,18	0,07	385200	28,18	0,07
86400	28,16	0,05	266400	28,18	0,07	392400	28,18	0,07
90000	28,16	0,05	270000	28,18	0,07	399600	28,18	0,07
97200	28,16	0,05	273600	28,18	0,07	406800	28,19	0,08
104400	28,16	0,05	277200	28,18	0,07	414000	28,18	0,07
147600	28,17	0,06	284400	28,19	0,08	421200	28,18	0,07

Remontée :

t' (mn)	ND (m)	t+t'/t' (mn)	t+t'/t' (s)	Sr (m)
0	28,25	0,00	0	0,24
5	28,13	289,00	17340	0,12
10	28,12	145,00	8700	0,11
15	28,12	97,00	5820	0,11
20	28,11	73,00	4380	0,10
30	28,11	49,00	2940	0,10
45	28,11	33,00	1980	0,10
60	28,10	25,00	1500	0,09
90	28,10	17,00	1020	0,09
120	28,09	13,00	780	0,08
180	28,09	9,00	540	0,08
240	28,09	7,00	420	0,08

Résultats des pompages d'essais effectués dans le forage de Gadaïne 1 bis, (2013) :

Coordonnées Lamberts approximatives du forage : X= 822 Km, Y= 284 Km.

Descente :

t (s)	ND (m)	S (m)	t (s)	ND (m)	S (m)	t (s)	ND (m)	S (m)
0	35,4	0,28	86400	83,53	48,41	172800	83,46	48,34
3600	82,8	47,68	90000	83,55	48,43	176400	83,44	48,32
7200	82,91	47,79	93600	83,55	48,43	180000	83,44	48,32
10800	82,99	47,87	97200	83,54	48,42	183600	83,43	48,31
14400	83,05	47,93	100800	83,53	48,41	187200	83,44	48,32
18000	83,12	48,00	104400	83,56	48,44	190800	83,43	48,31
21600	83,17	48,05	108000	83,57	48,45	194400	83,43	48,31
25200	83,2	48,08	111600	83,54	48,42	198000	83,42	48,30
28800	83,23	48,11	115200	83,55	48,43	201600	83,42	48,30
32400	83,3	48,18	118800	83,56	48,44	205200	83,43	48,31
36000	83,35	48,23	122400	83,54	48,42	208800	83,42	48,30
39600	83,41	48,29	126000	83,55	48,43	212400	83,41	48,29
43200	83,48	48,36	129600	83,56	48,44	216000	83,43	48,31
46800	83,5	48,38	133200	83,56	48,44	219600	83,42	48,30
50400	83,47	48,35	136800	83,56	48,44	223200	83,41	48,29
54000	83,49	48,37	140400	83,54	48,42	226800	83,4	48,28
57600	83,5	48,38	144000	83,56	48,44	230400	83,4	48,28
61200	83,5	48,38	147600	83,53	48,41	234000	83,39	48,27
64800	83,5	48,38	151200	83,5	48,38	237600	83,39	48,27
68400	83,55	48,43	154800	83,49	48,37	241200	83,41	48,29
72000	83,53	48,41	158400	83,47	48,35	244800	83,4	48,28
75600	83,54	48,42	162000	83,48	48,36	252000	83,39	48,27
79200	83,55	48,43	165600	83,46	48,34	255600	83,41	48,29
82800	83,53	48,41	169200	83,45	48,33	259200	83,4	48,28

Remontée :

t' (mn)	ND (m)	t+t'/t' (mn)	t+t'/t' (s)	Sr (m)
0	83,4	0	0	48,28
5	38,41	865	51900	3,29
10	35,6	433	25980	0,48
15	35,4	289	17340	0,28
20	35,38	217	13020	0,26
25	35,37	173,8	10428	0,25
30	35,37	145	8700	0,25
40	35,36	109	6540	0,24
50	35,36	87,4	5244	0,24
60	35,35	73	4380	0,23

III.3. Courbe type de Theis.

