

UNIVERSITE SAAD DAHLEB -BLIDA 1-

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

Département de Biologie et Physiologie Cellulaire

THESE DE DOCTORAT 3^{ème} cycle (LMD)

En Sciences biologiques

Spécialité : Biologie et Santé

**ETUDE DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET
MICROBIOLOGIQUE EN TANT QU'INDICATEURS DE LA QUALITE
DES EAUX SOUTERRAINES DANS LA PLAINE DE LA MITIDJA**

Par

Samira ZAMICHE

Devant le jury composé de :

F. SAIDI	Professeur, USD. Blida1	Présidente
A.FOUDIL BOURAS	Maitre de conférences (A), USTHB	Examineur
N. BOUCHENAFI	Professeur, USD. Blida1	Examinatrice
G. TAIL	Professeur, USD. de Blida1	Examinatrice
F. HAMAI-DI-CHERGUI	Maitre de conférences (A), USD Blida 1	Directrice de thèse

Blida, Janvier 2019

RESUME

En Algérie, les effluents urbains et industriels, rejetés trop souvent sans traitements appropriés, constituent la source principale de dégradation de la qualité des eaux, aussi bien superficielles que souterraines. L'agriculture, à son tour, participe à cette dégradation par l'utilisation exagérée de pesticides et des engrais chimiques d'où le phénomène de la pollution des eaux souterraines. L'objectif de ce travail est d'évaluer la qualité des eaux des forages de la plaine de Mitidja utilisés pour la consommation humaine et l'irrigation, à travers le suivi de différents paramètres physico-chimiques et microbiologiques et par le dosage des éléments traces métalliques. Trente forages ont été prélevés et analysés pendant la saison sèche et la saison humide au cours de cinq campagnes d'échantillonnage.

Globalement, la minéralisation des eaux s'acquiert par dissolution des formations géologiques et évaporation de la nappe avec une influence plus au moins importante de l'invasion marine dans la Mitidja orientale. Des processus anthropiques, liés principalement à l'utilisation irrationnelle des engrais chimiques dans l'agriculture sont également attribuables. La cartographie hydrochimique a montré une zonalité des concentrations d'éléments chimiques avec une élévation de la salinité dans l'extrême Est et Ouest de la plaine. La prédominance de deux faciès chimiques le bicarbonaté calcique et chloruré et sulfaté calcique est le résultat de la dissolution des formations carbonatées et évaporitiques.

Les résultats des analyses chimiques ont fait ressortir que les eaux des forages situés dans la partie Ouest et Centre de la nappe sont de bonne qualité chimique avec un indice de qualité de l'eau qui ne dépasse pas 93. Cette dernière se dégrade progressivement en partant vers l'Est de la plaine avec un Indice de Qualité de l'Eau (IQE) supérieure à 100, ce qui correspond à des eaux de mauvaise qualité pour la consommation humaine et avec une conductivité électrique (moyenne= 1656 $\mu\text{S}/\text{cm}$) qui dépasse la norme de l'OMS fixée à 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. De plus, les teneurs en Nitrates dans cette partie de la nappe sont

importantes (moyenne $\text{NO}_3^- = 56.68 \text{ mg/l}$) dépassant les normes recommandées par l'OMS.

La classification par les méthodes de RICHARDS et WILCOX indique que les eaux de la majorité des forages sont bonnes et admissibles pour l'irrigation avec une valeur moyenne du SAR (Sodium Adsorption Ratio) qui reste inférieure à 3 méq/l. Aussi, les résultats de cette étude montrent que la pollution fécale et organique est nulle et que les eaux sont de très bonne qualité biologique.

Deux zones distinctes du point de vue de leur vulnérabilité à la pollution ont été délimitées : une zone à faible indice de contamination (3-7), qui caractérise la partie Ouest et Centre de la nappe et une zone à moyenne indice de contamination (8-11), qui caractérise la partie Est de la nappe. Cela montre que cette partie de la plaine est plus exposée et plus vulnérable à la pollution.

Mots clés : Nappe alluviale de la Mitidja, forages, minéralisation, pollution, vulnérabilité.

ABSTRACT

In Algeria, the urban and industrial effluents, rejected too often without adapted treatments, constitute the primary source of degradation of water quality, as well surface as groundwater. Agriculture, in its turn, takes part in this degradation by the exaggerated use of pesticides and the artificial fertilizers from where the phenomenon of the pollution of subterranean water. The objective of this work is to evaluate the water quality of the drillings of the plain of Mitidja used for human consumption and the irrigation, through the follow-up of various physicochemical and microbiological parameters and by the proportioning of the metal elements traces. Thirty drillings were taken and analyzed during the dry season and the wet season during five sampling campaigns.

The mineralization of water is acquired by dissolution of the geological formations and evaporation of the aquifer with an influence at least important of the marine invasion in Mitidja Eastern. Processes anthropic, related mainly to the irrational use of the artificial fertilizer in agriculture are also ascribable. The hydrochimic cartography showed a zonality of the chemical concentrations of elements with a rise in salinity in the extreme East and West of the plain. The prevalence of two calcic and chlorinated and the sulphated bicarbonated chemical facies calcic one is the result of the dissolution of the carbonated and evaporitic formations.

The results of the chemical analyzes showed that water of the drillings located in the Western part and Centers aquifer are of better chemical quality with a water quality index which does not exceed 93. The latter is degraded gradually while leaving towards the East of the aquifer with an Water Quality Index (WQI) higher than 100, which corresponds to water of bad quality for human consumption. Moreover, the contents Nitrates in this part of the aquifer (average =56.68 mg/l) exceed the standards recommended by WHO.

Classification by the methods of RICHARDS and WILCOX indicates that water of the majority of drillings is good and acceptable for the irrigation with a median value of the SAR (Sodium Adsorption Ratio) which remains lower than 3

meq/l. As, the results of this study show as fecal and organic pollution is null and that water is of very biological good quality.

Two zones distinct from the point of view of their vulnerability to pollution were delimited: a zone with low index of contamination (3-7), which characterizes the Western part and Centers aquifer and a zone with average index of contamination (8-11), which characterizes the Eastern part of aquifer. This part of the plain is more exposed and vulnerable to pollution.

Key words: Alluvial aquifer of Mitidja, drillings, mineralization, pollution, vulnerability.

ملخص

في الجزائر، تعتبر النفايات السائلة الحضرية والصناعية، التي يتم تصريفها في كثير من الأحيان دون معالجة مناسبة، المصدر الرئيسي لتدهور نوعية المياه، سواء السطحية أو الجوفية. وتساهم الزراعة بدورها في هذا التدهور بسبب الاستخدام المفرط للمبيدات والأسمدة الكيميائية، هذا ما تسبب في ظاهرة تلوث المياه الجوفية. الهدف من هذا العمل هو تقييم نوعية المياه في الآبار الجوفية لسهول المتيجة المستعملة للاستهلاك البشري والري، من خلال رصد مختلف العوامل الفيزيائية والكيميائية والميكروبيولوجية وتحديد كمية المعادن الثقيلة من خلال أخذ عينات من ثلاثين بئراً وتحليلها خلال موسم الجفاف والموسم الرطب خلال خمس حملات لأخذ العينات.

عموماً، يتم تمعدن المياه عن طريق إذابة التكوينات الجيولوجية وتبخر طبقة المياه الجوفية وهذه العوامل تعتبر الأكثر تأثيراً. أما الأقل تأثيراً فتتمثل في الغزو البحري خاصة في أقصى شرق المتيجة كما أن العوامل البشرية تساهم أيضاً في التمدن أيضاً، والتي ترتبط بشكل أساسي بالاستخدام غير الرشيد للأسمدة الكيماوية في الزراعة. وقد أظهرت الخرائط الهيدروكيميائية مناطق ارتفاع في الملوحة في أقصى الشرق والغرب من السهل. هناك وجهين كيميائيين سائدين هما البيكاربوناتى جيرى و الكلور جيرى. هذان الوجهان الكيماويان هما نتيجة تحلل المركبات الكربوناتية و التبخرية.

نتائج التحاليل الكيماوية أظهرت أن نوعية مياه الآبار المتواجدة في الجهة الغربية و الوسطى للسهل جيدة وصالحة للشرب مع إشارة نوعية مياه لا تتجاوز 93. هذه الأخيرة تتدهور تدريجياً كلما توجهنا نحو الجهة الشرقية للسهل مع إشارة نوعية المياه تتجاوز 100. ما يدل على أن نوعية المياه غير صالحة للشرب إضافة إلى هذا كمية النترات في مياه آبار هذه المنطقة تتجاوز الحدود المسموح بها من طرف المنظمة العالمية للصحة.

التقسيم على أساس طريقة ريشارد و ويلكوكس إشارة أن أغلبية الآبار هي جيدة وقابلة للسقي كذلك نتائج هذه الدراسة أكدت أن التلوث البرازي و العضوي منعدم وهذه المياه ذات نوعية بيولوجية جيدة.

هناك منطقتين ذات حساسية للتلوث: منطقة ذات إشارة ضعيفة للتلوث (3-7) و التي تميز المنطقة الغربية والوسطى للمياه الجوفية و منطقة ذات حساسية متوسطة للتلوث (8-11) و التي تميز المنطقة الشرقية للمياه الجوفية وهذا على ما يدل على أنها أكثر عرضة و حساسية للتلوث.

الكلمات المفتاحية: المياه الجوفية للمتيجة، آبار، تمعدن، تلوث، حساسية.

REMERCIEMENT

Cette thèse vient de finaliser 4 ans de travail, qui n'aurait pu être menée à terme sans le support continu de ma directrice de thèse Dr. HAMAIDI-CHERGUI Fella. Je désire lui adresser un remerciement tout particulier pour ses précieux commentaires et ses conseils pertinents qui m'ont grandement aidé tout au long des différentes étapes menant à l'élaboration de cette thèse.

Son support et sa disponibilité m'ont toujours redonné le courage dans les moments difficiles. Un grand merci pour la confiance qu'elle m'a accordée tout au long de ma thèse.

Je voudrais exprimer mon grand respect et ma profonde reconnaissance à Pr. SAIDI Fairouz, directrice de laboratoire recherche Biotechnologies Environnement et Santé, pour son intérêt pour le projet, pour tous ses bons conseils, pour sa grande disponibilité, pour ses commentaires constructifs et pour avoir accepté de présider le jury.

J'exprime mes remerciements à Monsieur FOUJIL-BOURAS Ali ; Docteur à l'USTHB, qui m'a fait l'honneur d'examiner cette thèse.

Mes remerciements vont également à Madame BOUCHENAFI Naima; Professeur à l'université de Blida 1, qui m'a fait l'honneur de faire partie du jury de cette thèse en tant qu'examinatrice.

Je tiens à remercier Madame TAIL Ghania ; Professeur à l'université de Blida 1, d'avoir bien voulu assister et juger cette thèse.

Au personnel du laboratoire de la SEAAL de KOUBA et au personnel du laboratoire d'hygiène de la wilaya de Blida

Mes remerciements s'adressent aux différents services techniques auprès desquels j'ai bénéficié d'un aimable appui, notamment ceux qui m'ont facilité l'accès aux données de mesures et à la documentation. Je témoigne mon amitié à

l'ensemble du personnel de l'ANRH (Blida) pour les bons moments passés ensemble et les échanges scientifiques.

Je tiens à remercier très vivement mon cher mari pour son soutien, sa compréhension, son aide, sa disponibilité, sa patience, pour son amour durant toutes ces années de préparation de ma thèse.

Un grand merci pour mes parents, mes frères et mes sœurs pour leur encouragement et leur soutien.

TABLE DES MATIERES

RESUME	
REMERCIEMENTS	
TABLE DES MATIERES	
LISTE DES ILLUSTRATIONS, GRAPHIQUES ET TABLEAUX	
INTRODUCTION	13
1. CARACTERISTIQUES GENERALES DES EAUX SOUTERRAINES	17
1.1. Vulnérabilité des eaux souterraines aux pollutions	19
1.2. Pollution de l'eau souterraine	19
2. DESCRIPTION DE LA PLAINE DE LA MITIDJA	26
2.1. Topographie	27
2.2. Réseau hydrographique	29
2.3. Aspect socio-économique	30
2.4. Ressources en eau	32
2.5. Aperçu climatique	34
2.6. Aperçu géologique	42
2.7. Aperçu hydrogéologique	48
2.8. Evolution de la profondeur de la nappe de la Mitidja	50
3. MATERIEL ET METHODES	58
3.1. Stratégie et organigramme d'échantillonnage	58
3.2. Prélèvement, conservation et transport vers les laboratoires d'analyse	62
3.3. Méthodes d'analyses physico-chimiques des échantillons	65
3.4. Méthodes d'analyses microbiologiques des échantillons	67
3.5. Indice de qualité de l'eau	76
3.6. Détermination des principaux faciès chimiques	78
3.7. Analyse statistique	81
4. RESULTATS ET DISCUSSION	83
4.1. Origines et mécanismes d'acquisition de la minéralisation	83
4.2. Processus et facteurs contrôlant le chimisme de la nappe	144
4.3. Qualité biologique de la nappe alluviale de la Mitidja	171
Conclusion	
APPENDICE	
A. Détail des méthodes d'analyses physico-chimiques	
B. Résultats des analyses physico-chimiques	
C. Résultats des analyses bactériologiques	
D. Résultats de calcul de l'IQE et de l'IC	
E. Matériel utilisé pour la partie expérimentale	
F. Liste des symboles et des abréviations	
REFERENCES	

LISTE DES ILLUSTRATIONS, GRAPHIQUES ET TABLEAUX

Figure 2.1	Situation géographique de la plaine de la Mitidja	26
Figure 2.2	Les sous bassins versants de la plaine de la Mitidja.	28
Figure 2.3	Réseau hydrographique de la plaine Mitidja	30
Figure 2.4	Pluviométrie moyenne interannuelle (Période 1979- 2012).	36
Figure 2.5	Climagramme d'Emberger	41
Figure 2.6	Aperçu géologique de la plaine de Mitidja	43
Figure 2.7	Affleurement des roches volcaniques cal co-alcalines du Miocène	44
Figure 2.8	Coupes géologiques au niveau de la Mitidja.	46
Figure 2.9	Les différents stades de l'évolution de la Mitidja pendant le Plio- quaternaires	47
Figure 2.10	Carte piézométrique de la nappe alluviale de la Mitidja de la période basses eaux 2010.	50
Figure 2.11	Réseau piézométrique de la nappe alluviale de la Mitidja	51
Figure 2.12	Variations des niveaux de la nappe dans le bassin Harrach- Hamiz en périodes de hautes eaux (2001 à 2013)	52
Figure 2.13	Variations des niveaux de la nappe dans le bassin Harrach- Hamiz en périodes de basses eaux (2001 à 2013)	53
Figure 2.14	Evolution des niveaux de la nappe dans le bassin du Mazafran en périodes des hautes eaux (2002 à 2013)	54
Figure 2.15	Evolution des niveaux de la nappe dans le bassin du Mazafran en périodes des hautes eaux (2002 à 2013)	55
Figure 2.16	Evolution des niveaux de la nappe dans le bassin du Mazafran en périodes des basses eaux (2001 à 2013)	56
Figure 2.17	Evolution des niveaux de la nappe dans le bassin du Mazafran en périodes des basses eaux (2001 à 2013)	57
Figure 3.1	Réseau d'échantillonnage de la nappe de la Mitidja	59
Figure 3.2	Diagramme de Piper	79
Figure 3.3	Diagramme de Scholler-Berkaloff	80
Figure 4.1	Diagramme de Piper, 2015	85
Figure 4.2	Diagramme de Piper, 2016	85

Figure 4.3	Diagramme de Scholler-Berkaloff	86
Figure 4.4	Diagramme de Gibbs (2015)	88
Figure 4.5	Diagramme de Gibbs (2016)	89
Figure 4.6a	Variation de l'indice de saturation Calcite	92
Figure 4.6b	Variation de l'indice de saturation Anhydrite	92
Figure 4.6c	Variation de l'indice de saturation Aragonite	93
Figure 4.6d	Variation de l'indice de saturation Dolomite	93
Figure 4.6e	Variation de l'indice de saturation Gypse	94
Figure 4.7	Origine des ions Chlorures et Sodium	96
Figure 4.8	Origine de Calcium en fonction des Bicarbonates	97
Figure 4.9	Origine de Calcium en fonction des Sulfates	98
Figure 4.10	Répartition spatiale de la température entre les trois zones d'étude	99
Figure 4.11	Répartition temporelle de la température entre les quatre (4) campagnes d'échantillonnage	100
Figure 4.12	Variation spatio-temporelle de pH	101
Figure 4.13	Répartition spatiale de pH entre les trois zones d'étude	102
Figure 4.14	Répartition temporelle de PH entre les quatre (4) campagnes d'échantillonnage	102
Figure 4. 15	Evolution spatio-temporelle de la conductivité électrique	104
Figure 4. 16	Répartition des moyennes de la conductivité électrique entre les trois zones d'étude	104
Figure 4.17a	Répartition spatiale de la CE (Octobre, 2015)	105
Figure 4.17b	Répartition spatiale de la CE (Juin, 2015)	105
Figure 4.17c	Répartition spatiale de la CE (Octobre, 2016)	105
Figure 4.17d	Répartition spatiale de la CE (Juin, 2016)	105
Figure 4. 18	Evolution spatio-temporelle de Calcium	106
Figure 4. 19	Répartition moyenne des teneurs en Calcium entre les trois zones d'étude	107
Figure 4.20a	Répartition spatiale de Ca (Octobre, 2015)	108
Figure 4.20b	Répartition spatiale de Ca (Juin, 2015)	108
Figure 4.20c	Répartition spatiale de Ca (Octobre, 2016)	108
Figure 4.20d	Répartition spatiale de Ca (Juin, 2016)	108

Figure 4. 21	Evolution spatio-temporelle du Magnésium	109
Figure 4. 22	Répartition moyenne des teneurs en Magnésium entre les trois zones d'étude	109
Figure 4.23a	Répartition spatiale du Magnésium (Octobre, 2015)	110
Figure 4.23b	Répartition spatiale du Magnésium (Juin, 2015)	110
Figure 4.23c	Répartition spatiale du Magnésium (Juin, 2016)	111
Figure 4.23d	Répartition spatiale du Magnésium (Octobre, 2016)	111
Figure 4.24	Evolution spatio-temporelle de la dureté	112
Figure 4. 25	Répartition spatiale moyenne de la dureté entre les trois zones d'étude	112
Figure 4.26	Evolution spatio-temporelle du Sodium	114
Figure 4. 27	Répartition spatiale moyenne du Sodium entre les trois zones d'étude	114
Figure 4.28a	Répartition spatiale du Na (Octobre, 2015)	115
Figure 4.28b	Répartition spatiale du Na (Juin, 2015)	115
Figure 4.28c	Répartition spatiale du Na (Juin, 2016)	115
Figure 4.28d	Répartition spatiale du Na (Octobre, 2016)	115
Figure 4.29	Evolution spatio-temporelle des teneurs en chlorures	117
Figure 4. 30	Répartition des moyennes en chlorures dans les trois zones d'étude	117
Figure 4.31a	Répartition spatiale du Cl (Octobre, 2015)	118
Figure 4.31b	Répartition spatiale du Cl (Juin, 2015)	118
Figure 4.31c	Répartition spatiale du Cl (Juin, 2016)	118
Figure 4.31d	Répartition spatiale du Cl (Octobre, 2016)	118
Figure 4. 32	Evolution spatio-temporelle des teneurs en bicarbonates	119
Figure 4. 33	Répartition des moyennes en bicarbonates dans les trois zones d'étude	120
Figure 4.34a	Répartition spatiale du HCO ₃ (Octobre, 2015)	120
Figure 4.34b	Répartition spatiale du HCO ₃ (Juin, 2015)	120
Figure 4.34c	Répartition spatiale du HCO ₃ (Juin, 2016)	121
Figure 4.34d	Répartition spatiale du HCO ₃ (Octobre, 2016)	121
Figure 4. 35	Evolution spatio-temporelle des teneurs en bicarbonates	122
Figure 4. 36	Répartition des moyennes en sulfates dans les trois zones	122

	d'étude	
Figure 4.37a	Répartition spatiale du SO ₄ (Octobre, 2015)	123
Figure 4.37b	Répartition spatiale du SO ₄ (Juin, 2015)	123
Figure 4.37c	Répartition spatiale du SO ₄ (Juin, 2016)	123
Figure 4.37d	Répartition spatiale du SO ₄ (Octobre, 2016)	123
Figure 4.38	Le cycle de l'Azote	124
Figure 4. 39	Evolution spatio-temporelle des teneurs en nitrates	125
Figure 4. 40	Répartition des moyennes en Nitrates dans les trois zones	126
	d'étude	
Figure 4.41a	Répartition spatiale du NO ₃ (Octobre, 2015)	127
Figure 4.41b	Répartition spatiale du NO ₃ (Juin, 2015)	127
Figure 4.41c	Répartition spatiale du NO ₃ (Juin, 2016)	127
Figure 4.41d	Répartition spatiale du NO ₃ (Octobre, 2016)	127
Figure 4. 42a	Variation spatiale de l'IQE et NO ₃ ⁻ dans la nappe alluviale de la Mitidja	130
Figure 4.42b	Variation temporelle de l'IQE et NO ₃ ⁻ dans la nappe alluviale de la Mitidja	130
Figure 4.43a	Répartition spatiale de l'IQE (Juin, 2015)	132
Figure 4.43b	Répartition spatiale de l'IQE (Octobre, 2015)	132
Figure 4.43c	Répartition spatiale de l'IQE (Juin, 2016)	133
Figure 4.43d	Répartition spatiale de l'IQE (Octobre, 2016)	133
Figure 4.44	Diagramme de RICHARDS (2015 et 2016)	138
Figure 4.45a	Diagramme de WILCOX (2015)	140
Figure 4.45b	Diagramme de WILCOX (2016)	140
Figure 4.46a	Boite à moustache de la période hautes eaux (Juin, 2015)	150
Figure 4.46b	Boite à moustache de la période basses eaux (Octobre, 2015)	150
Figure 4.47a	La Classification Hiérarchique Ascendante (CAH, juin 2015)	151
Figure 4.47 b	La Classification Hiérarchique Ascendante (CAH, Octobre 2015)	151
Figure 4.48a	Projection des variables (Hautes eaux, 2015)	156
Figure 4.48b	Projection des individus (Hautes eaux, 2015)	157
Figure 4.49a	Projection des variables (Basses eaux, 2015)	158
Figure 4.49b	Projection des individus (Basses eaux, 2015)	159
Figure 4.50a	Boite à moustache de la période hautes eaux (Juin, 2015)	162

Figure 4.50b	Boite à moustache de la période basses eaux (Octobre, 2015)	162
Figure 4.51 a	CHA Juin 2016	163
Figure 4.51b	CAH Octobre 2016	163
Figure 4.52a	Projection des variables (Hautes eaux 2016)	167
Figure 4.52b	Projection des individus (Hautes eaux 2016)	168
Figure 4.53a	Projection des variables (Basses eaux, 2016)	170
Figure 4.53b	Projection des individus (Basses eaux, 2016)	170
Figure 4.54a	Variation spatiale des paramètres de contamination fécale (Juin, 2015)	174
Figure 4.54b	Variation spatiale des paramètres de contamination fécale (Octobre, 2015)	174
Figure 4.54c	Variation spatiale des paramètres de contamination fécale (Mai, 2017)	175
Figure 4.55	Variation spatiale de l'oxygène dissous (Mai, 2017)	178
Figure 4.56	Variation spatiale de la DBO ₅ et de la DCO (Mai, 2017)	179
Figure 4.57a	Variation spatiale de l'indice de Contamination dans la nappe alluviale de la Mitidja	183
Figure 4.57b	Variation temporelle de l'indice de Contamination dans la nappe alluviale de la Mitidja	184
Figure 4.58a	Répartition spatiale de l'Indice de Contamination (Juin, 2015)	185
Figure 4.58b	Répartition spatiale de l'Indice de Contamination (Octobre, 2015)	185
Figure 4.58c	Répartition spatiale de l'Indice de Contamination (Juin, 2016)	186
Figure 4.58d	Répartition spatiale de l'Indice de Contamination (Octobre, 2016)	186
Tableau 1.1	Principales maladies d'origine hydrique et leurs agents pathogènes	25
Tableau 2.1	Caractéristiques générale des stations pluviométriques	35
Tableau 2.2	Précipitation moyennes mensuelles (1975-2010).	35
Tableau 2.3	Précipitations dans les trois stations pluviométriques	37
Tableau 2.4	Les températures moyennes mensuelles maximales, minimales et annuelles pour la station de HAMIZ (Période 1987/2010).	38
Tableau 2.5	Température mensuelles minimales, maximales et moyennes	38

	pour la station Dar El Beida (1974-2005).	
Tableau 2.6	Valeurs de l'indice d'aridité annuel pour les stations de Hamiz et de Dar El Beida.	40
Tableau 2.7	Valeurs de l'indice d'aridité de l'Emberger	41
Tableau 3.1	Caractéristiques des forages étudiés.	60
Tableau 3.2	Les campagnes d'échantillonnage effectuées durant la période d'étude.	61
Tableau 3.3	Méthodes d'analyses physico-chimiques	66
Tableau 3.4	Récapitulatif des paramètres microbiologiques mesurés et méthodes utilisées.	75
Tableau 3.5	Poids des paramètres physico-chimiques	77
Tableau 3.6	Classification de l'eau selon l'IQE	78
Tableau 4.1	Résultats de dosage des métaux lourds (Mai, 2017)	134
Tableau 4.2	Classification de l'eau d'irrigation de la nappe alluviale de la Mitidja selon le diagramme de RICHARDS	137
Tableau 4.3	Classification de l'eau d'irrigation de la nappe alluviale de la Mitidja selon le Diagramme de WILCOX.	139
Tableau 4.4	Classification des eaux de la nappe alluviale de la Mitidja	143
Tableau 4.5	ANOVA à 2 facteurs des paramètres de nappe alluviale de la Mitidja	145
Tableau 4.6	Résultats de l'étude de la variation temporelle de chaque paramètre chimique	146
Tableau 4.7	Résultats de l'étude de la variation spatiale de chaque paramètre chimique:	146
Tableau 4.8	Statistiques élémentaires des paramètres physico-chimiques de la nappe de la Mitidja (Juin, 2015).	148
Tableau 4.9	Statistiques élémentaires des paramètres physico-chimiques de la nappe de la Mitidja (Octobre, 2015)	149
Tableau 4.10	Matrice de corrélation (Juin, 2015).	152
Tableau 4.11	Matrice de corrélation (Octobre, 2015).	153
Tableau 4.12	Caractéristique de l'ACP (Juin, 2015)	154
Tableau 4.13	Caractéristique de l'ACP (Octobre, 2015)	155

Tableau 4.14	Statistiques élémentaires des paramètres physico-chimiques de la nappe de la Mitidja (Juin, 2016)	160
Tableau 4.15	Statistiques élémentaires des paramètres physico-chimiques de la nappe de la Mitidja (Octobre, 2016)	161
Tableau 4.16	Matrice de corrélation (Juin, 2016)	164
Tableau 4.17	Matrice de corrélation (Octobre, 2016)	165
Tableau 4.18	Caractéristique de l'Analyse en Composante Principale (Juin, 2016)	166
Tableau 4.19	Caractéristique de l'Analyse en Composante Principale (Octobre, 2016)	169
Tableau 4.20	Résultats des analyses microbiologiques	171
Tableau 4.21	Classement des paramètres microbiologiques selon Bovesse et Depelchin	176
Tableau 4.22	Indice de qualité microbiologique	176
Tableau 4.23	Grille de la qualité (IPO) selon Leclercq & Maquet	179
Tableau 4.24	Grille de la qualité (IHE)	180
Tableau 4.25	Résultats de l'analyse des paramètres de pollution et de calcul de l'IPO	181
Tableau 4.26	Classement des indices de contaminations	182

INTRODUCTION

Plutôt que d'être nécessaire à la vie, l'eau est la vie elle-même. On ne lui connaît pas de substitut [1]. Menacée par une consommation en nette augmentation et une pollution accrue, la situation mondiale des ressources en eau est devenue critique. Plus d'un milliard de personnes dans le monde n'ont pas accès à l'eau potable et près de deux milliards et demi, soit le tiers de la population mondiale, seront confrontés à une pénurie d'eau d'ici 2025 [2].

MORRIS et al [3], ajoutent que cette situation critique nécessite une gestion efficace des ressources en eaux en intégrant toutes les composantes du cycle hydrologique et l'une de ces composantes, figurent les nappes d'eau souterraines, qui ont longtemps été négligées, alors qu'elles représentent 95 % de l'eau douce de la planète. Des études confirment que leur qualité est supérieure à celle des eaux de surface, grâce aux procédés auto épuratoires du sol [2, 4, 5,].

Cependant, ces dernières années, les eaux souterraines sont exposées à des pollutions anthropiques qui engendrent la dégradation progressive de cette ressource de plus en plus périssable [4]. La problématique de l'eau est une question de quantité et de qualité. En effet, la pollution des eaux souterraines représente l'un des aspects les plus inquiétants et son utilisation à des fins alimentaires représente un danger pour la santé publique [6].

En Algérie, la croissance démographique a entraîné un grand problème de détérioration de la qualité de l'eau, déjà en quantité limitée [7]. En effet, les effluents urbains et industriels, rejetés trop souvent sans traitements appropriés dans le milieu récepteur, constituent la source principale de dégradation de la qualité des eaux, aussi bien superficielles que souterraines. L'agriculture, à son tour, participe à cette dégradation par l'utilisation exagérée de pesticides et des engrais chimiques, d'où le phénomène de la pollution des eaux souterraines [8,9]. L'impact de ces pollutions sur l'environnement et leurs évolutions dans le temps et l'espace demeurent à ce jour peu connus.

La nappe alluviale de la Mitidja (Nord-Algérie), est l'un des réservoirs souterrains les plus importants en Algérie, car elle alimente en eau potable, de nombreuses localités de la capitale et plusieurs villes des wilayas situées dans la plaine de la Mitidja (Alger, Blida, Boumerdès, et Tipaza). Elle assure aussi l'irrigation des dizaines de milliers d'hectares de terres agricoles et l'alimentation de presque toutes les unités industrielles [9].

C'est dans ce contexte, qu'un intérêt particulier en matière de suivi qualitatif et quantitatif est accordé à cette nappe qui a fait l'objet de nombreuses études hydrogéologiques et hydrochimiques [10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18]. Ces travaux ont confirmé que la nappe est exposée à des risques de pollution dont certains ont provoqué la dégradation de sa qualité.

AIT OUALI [14] et YAHIAOUI [16] ont montré à travers leurs études le lien entre les facteurs naturels (géologie et climatologie) et la variabilité spatio-temporelle de certaines propriétés chimiques des eaux souterraines de la plaine de la Mitidja par une approche statistique classique qui est l'analyse en composantes principales (ACP), ainsi que par une approche géostatistique (variographie et krigeage). D'autres auteurs [11, 12] ont constaté que d'autres facteurs, essentiellement d'origine anthropique, peuvent jouer un grand rôle dans le chimisme des eaux souterraines de cette plaine.

Les travaux de HADJOU DJ [15] ont mis en évidence la forte pollution de l'aquifère de la Mitidja par des nitrates. Ce problème a été confirmé par les travaux d'AIT OUALI [14], YAHIAOUI [16], HADJOU DJ et al [9] et DJOU DAR-HALAL [17]. D'autre part, KHOULI et DJABRI [18] par une étude approfondie sur plusieurs années ont attribué la présence des nitrates à l'utilisation de produits agricoles.

L'étude de la vulnérabilité intrinsèque du système aquifère quaternaire de la Mitidja en utilisant un Système d'Information Géographique (SIG) a été abordée par des études antérieures [14, 17]. Ces auteurs avaient constaté que plus de 50% de la superficie de la nappe est caractérisée par une forte vulnérabilité.

Cependant, très peu de travaux consultés allient la contamination de la nappe par les microorganismes.

L'étude que nous présentons est une contribution à l'évaluation de l'état actuel de la nappe alluviale de la Mitidja. Elle vise également à faire le bilan environnemental de l'utilisation des nitrates dans la plaine de la Mitidja à travers l'évaluation de la contamination de la nappe par les nitrates et son évolution spatio-temporelle.

Ce diagnostic permettra d'élaborer des stratégies de gestion rationnelle et ainsi contribuer au développement durable de la zone d'étude afin d'aboutir à la mise en place d'un réseau de prévention et d'alerte rapide de la pollution des eaux souterraines sur toute la plaine de la Mitidja. La présente étude devra donc répondre aux questions suivantes :

- Quel est l'état actuel (qualité et quantité) des ressources en eaux dans le système aquifère quaternaire de la plaine de la Mitidja ?
- Quels sont les origines et les mécanismes de la dégradation qualitative de ces ressources ?
- Quel est le niveau de contamination de la nappe alluviale de la Mitidja par les nitrates et les microorganismes ?
- Quelles sont les stratégies à mettre en œuvre pour gérer de façon durable et rationnelle les ressources en eau dans la plaine de la Mitidja ?

La méthodologie adoptée se présente en deux grandes parties essentielles :

1^{er} Partie : Une synthèse bibliographique, qui comprend une étude bibliographique soulignant quelques notions fondamentales sur l'eau et la pollution des nappes souterraines. Cette partie a été complétée par des données récentes (géographiques, géologiques, hydrogéologiques et climatologiques), où nous avons tenté de donner un aperçu du cadre général de la plaine de la Mitidja.

2^{ème} Partie : C'est une étude hydro chimique et microbiologique de la nappe alluviale de la plaine de la Mitidja qui comprend une identification de l'origine de la minéralisation des eaux souterraines en utilisant des outils hydrogéochimiques

suivie par une étude statistique (Analyse de la variance et analyse factorielle) de l'évolution spatio-temporelle du chimisme de la nappe dans le but de déterminer les principaux processus et facteurs contrôlant la chimie et la qualité de la nappe. Et enfin, une analyse de la qualité chimique et microbiologique des eaux souterraines en vue d'évaluer l'aptitude de la nappe alluviale de la Mitidja à la consommation humaine et à l'irrigation.

CHAPITRE 1

CARACTERISTIQUES GENERALES DES EAUX SOUTERRAINES

Les eaux souterraines ont longtemps été considérées comme une source d'eau potable. Elles ont des propriétés étroitement liées à leur origine géologique [19, 20]. En effet, la nature géologique de terrain a une influence déterminante sur la composition chimique de l'eau retenue. Car, à tout instant, l'eau est en contact avec le sol dans laquelle elle stagne ou circule, donc il s'établit un équilibre entre la composition du terrain et celle de l'eau [20].

MUSY et SOUTTER [21] ont souligné que l'eau des nappes captives est une eau stagnante qui, par son long contact avec les roches, est souvent très minéralisée avec la présence de Fer et de Manganèse. Contrairement, l'eau des nappes alluviales et phréatiques (nappe libre) est plus vulnérable à la pollution domestique, industrielle et agricole, ce qui peut expliquer la présence souvent à l'état de trace de nombreux micropolluants minéraux et organiques et de produits azotés [22]. En général, les principales caractéristiques des eaux souterraines sont [21] :

- Une turbidité faible,
- Une température et une composition chimique souvent constantes,
- Une absence presque totale d'oxygène.

En outre, les eaux souterraines sont souvent d'une grande pureté microbiologique. LOUMI [23] ajoute que ces eaux ne sont cependant pas sans inconvénient car :

- Leur salinité peut être très élevée (région du Sahara) ;
- Leur extraction est difficile, elle exige généralement un pompage ;
- Lorsqu'elles ne se trouvent pas à proximité des agglomérations, leur transport est souvent onéreux.

Selon COLLIN [24], on peut exploiter les eaux souterraines soit d'une manière ponctuelle à leur émergence, grâce aux captages de source, soit par des puits et des forages répartis sur la surface du territoire subjacent aux aquifères choisis. Ainsi, le choix d'un ouvrage de captage ne doit pas être fait à la légère. Il ne faut pas oublier que l'eau sera captée pour assurer l'alimentation en eau potable pendant plusieurs décennies [24].

Il ne faut donc pas minimiser l'importance de l'investissement que requiert une telle installation, car la santé des utilisateurs dépend de la qualité de l'eau captée [25]. Ce qui nécessite l'entretien et le contrôle des ouvrages de captage pour le bon fonctionnement du système technique de l'alimentation en eau potable [26].

Comme le fait très justement annoncer DETAY [27] dans son ouvrage paru en 1997, que les captages d'eau souterraine en exploitation posent de nombreux problèmes, à savoir le colmatage bactérien qui produit des bactéries et des masses gélatineuses non dangereuses pour la santé, mais qui réduisent les débits disponibles, la corrosion qui peut détruire tout ou une partie du captage et l'ensablement (généralement progressif) qui réduit les capacités de l'ouvrage jusqu'à sa destruction éventuelle.

De ce fait, l'une des responsabilités importantes des collectivités est de distribuer une eau de bonne qualité chimique et bactériologique, conforme aux normes de "potabilité" compatibles avec la Santé Publique [24]. Les périmètres de protection correspondent à un zonage établi autour des captages utilisés pour la production d'eau d'alimentation, en vue d'assurer la préservation de sa qualité [28]. Il en résulte qu'un périmètre de protection est la première barrière entre l'eau destinée à l'alimentation et la pollution extérieure [25, 29].

1.1. Vulnérabilité des eaux souterraines aux pollutions

L'eau souterraine bien qu'elle soit cachée et invisible, est fragile et souvent vulnérable aux nombreuses sources de contamination découlant des activités humaines. Comme le démontrent plusieurs travaux [2, 25, 28, 29], le traitement d'une eau souterraine contaminée peut s'avérer long et coûteux, voire impossible dans certains cas.

La vulnérabilité des nappes dépend d'une part des possibilités de transit de la pollution de la surface du sol vers la nappe (dans la zone dite non saturée) et d'autre part de la propagation dans la nappe elle-même [24, 30, 31]. De nombreux auteurs [30, 32, 33, 34] ont distingué usuellement :

- ✓ Une vulnérabilité intrinsèque : qui prend en compte les conditions physiques du milieu naturel. Les paramètres intrinsèques au milieu sont considérés invariables dans le milieu mais différent d'un milieu à un autre.
- ✓ Une vulnérabilité spécifique : qui fait intervenir non seulement les paramètres naturels mais aussi les propriétés de contaminant, sa nature et sa mise en place.

1.2. Pollution de l'eau souterraine

Une eau souterraine renferme une teneur en substances minérales dissoutes d'origine naturelle, géologique : c'est «**le fond géochimique naturel**». Le degré de pollution est apprécié par la mesure de l'écart entre les caractéristiques physiques et chimiques de l'eau considérée, par référence au bruit de fond [30].

D'après ATTEIA [35] et BANTON & BONGOY [36] l'eau souterraine est dite polluée lorsqu'elle contient des substances non liées à la structure naturelle des terrains où elle a séjourné. C'est-à-dire des substances introduites de façon directe ou indirecte par l'activité humaine.

GENIN et al [37] ont retenu plusieurs critères pour classer les pollutions. Il s'agira par exemple de l'origine des substances, qui renseigne globalement sur leur nature et leur mode de transfert, ou de l'effet des pollutions, qui s'intéresse au mode de réactions des écosystèmes selon la nature et la dynamique d'apport des substances, ou encore du mode d'apport, qui détermine les moyens d'étude et de traitement. Selon les mêmes auteurs, on peut classer les polluants en fonction :

➤ De l'origine de la pollution

- La pollution urbaine : elle est généralement véhiculée par le réseau d'assainissement. Elle se caractérise par des germes fécaux, de fortes teneurs en matière organique, de sels minéraux et des détergents [38].
- La pollution industrielle : Les industries produisent une large gamme de polluants comme des métaux (plomb, cadmium, Zinc...etc.), des résidus pétroliers et des micropolluants organiques. Leur rejet sous forme liquide peut contribuer localement à la contamination des eaux souterraines.
- La pollution agricole : l'agriculture constitue une des premières causes des pollutions diffuses des ressources des eaux. Elle utilise des engrais chimiques azotés et phosphorés, des produits phytosanitaires parfois toxiques. Lorsqu'ils sont utilisés en excès, ils contaminent en période de pluie, par lessivage et ruissellement les eaux de surfaces et par infiltration les nappes souterraines [39].

➤ De la répartition géographique

- La pollution diffuse : provient de l'épandage de produits solides ou liquides à la surface du sol sur des superficies importantes. La pollution des eaux par les nitrates est l'un des exemples les plus connus [24].
- La pollution ponctuelle : résulte souvent de l'injection d'un contaminant sur une superficie restreinte. Ainsi, une pollution ponctuelle peut résulter d'un accident routier [24].

➤ De la répartition dans le temps

- Pollution permanente ou chronique : Le polluant se répand dans le milieu par petite quantité mais de façon régulière et parfois sur de très longues périodes [40].
- Pollution accidentelle ou aigue : toutes les pollutions peuvent être accidentelles, ce qui n'exclut pas qu'elles aient des conséquences durables si le foyer n'est pas immédiatement éradiqué [40].

➤ De la nature des polluants

- Pollution physique (chaleur, radioactivité, matières en suspension).
- Pollution chimique (sels minéraux, détergent, pesticide, solvants, métaux lourds...)
- Pollution microbiologique (micro-organismes comme virus et bactéries).

La vulnérabilité des nappes à ces diverses pollutions est conditionnée par plusieurs facteurs, parmi lesquels il y'a le pouvoir filtrant et l'épaisseur de la zone non saturée ainsi que la nature du réservoir (captif ou libre). La vitesse d'écoulement des eaux souterraines joue aussi un certain rôle en favorisant cette vulnérabilité [31].

Plusieurs études [24, 28, 37, 38, 39] démontrent clairement que les nitrates et les pesticides sont les principaux polluants d'origine diffuse. Tandis que les pollutions localisées se caractérisent plutôt par des contaminations microbiologiques, d'hydrocarbures ou d'autres substances telles que des solvants ou encore des métaux lourds.

1.2.1. Pollution par les nitrates

Dans les eaux naturelles non polluées, le taux des nitrates est très variable (de 1 à 15 mg/l) suivant la saison et l'origine des eaux. Leur concentration alors, n'excède pas en général 3mg/l à 5 mg/l dans les eaux superficielles et quelques mg/l dans les eaux souterraines [41]. Le risque de contamination est plus important si le sol recouvrant la nappe d'eau est vulnérable (ex : sablonneux) et si la nappe est peu profonde (puits de surface) [24].

Sur le plan sanitaire, les nitrates ne sont pas toxiques, mais ce n'est qu'à deux conditions que peut se révéler une toxicité des nitrates : s'il y a ingestion vraiment massive de ces composés ou s'ils sont transformés en nitrites par la microflore digestive au sein de l'organisme [41].

➤ Risque de méthémoglobinémie (ou syndrome du bébé bleu)

Dans certaines conditions, l'organisme humain réduit les nitrates en nitrites [42]. Ces nitrites, dans le sang, transforment l'hémoglobine en méthémoglobine non fonctionnelle, incapable de céder l'oxygène aux tissus, ce qui provoque une sorte d'asphyxie due à une modification du système de transport de l'oxygène dans le sang [41, 43]. C'est le syndrome des "enfants bleus", la méthémoglobinémie.

Les symptômes de cette maladie sont notamment la cyanose (décoloration bleutée de la peau et de la bouche), la dyspnée et l'asthénie [43].

➤ Risque carcinogène

Les nitrates sont susceptibles de présenter un risque lié à leur transformation en nitrites et éventuellement en nitrosamines dans le tractus digestif. Les propriétés carcinogènes de ces substances ont été découvertes il y a un demi siècle [44, 45]. Les études épidémiologiques et toxicologiques n'ont pas mis en évidence de relations certaines entre ingestion de nitrates et risque de

cancers. Cependant, les tests chez de nombreuses espèces animales ont montré l'effet carcinogène d'un grand nombre de nitrosamines [46].

1.2.2. Pollution par les pesticides

Les pesticides sont des produits obtenus le plus souvent par synthèse chimique, dont les propriétés toxiques permettent de lutter contre des organismes nuisibles [47]. L'appellation produit phytosanitaire ou phytopharmaceutique désigne les pesticides utilisés principalement pour la protection des végétaux [48].

Ces substances actives pulvérisées sur les cultures ou dans les arbres sont susceptibles de rejoindre tous les compartiments de l'environnement air, sol, sous sol et eaux. Elles peuvent présenter un risque pour l'homme et les écosystèmes en sus de leur effet intentionnel sur les organismes "cibles" [47].

Bien que les effets des pesticides sur la santé humaine soient difficiles à évaluer. Des risques aigus et chroniques sont aujourd'hui reconnus (effets cancérogènes, baisse de la fertilité...) [49].

1.2.3. Pollution par les métaux lourds

Bien qu'il soit très difficile de faire la part de ce qui est naturel (géogène) et de ce qui résulte de la contamination d'origine humaine (anthropogène), les métaux provenant des apports anthropiques sont présents sous des formes chimiques assez réactives et entraînent de ce fait des risques supérieurs aux métaux d'origine naturelle qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes [50].

En effet, les métaux lourds sont généralement considérés comme une menace pour la santé humaine et les écosystèmes, en raison de leur toxicité [51]. Certains d'entre eux sont dangereux, même à de faible concentration et leur toxicité augmente dans l'eau ou dans les sols [52].

1.2.4. Pollution microbiologique

Contrairement à ce que l'on croyait, les nappes d'eau souterraines semblent fréquemment contaminées par des microorganismes pathogènes [53, 54, 55, 56, 57, 58]. Des études récentes ont suggéré qu'un grand pourcentage des eaux à usage domestique, puisse contenir des microorganismes pathogènes. Cette observation était amplifiée lorsque les eaux étudiées provenaient de nappes d'eau dont la qualité microbiologique indiquait une pollution fécale [59, 60, 61, 62].

Les réglementations internationales sur les eaux souterraines prévoient une obligation de désinfecter toutes les eaux souterraines et ce quelle que soit leur qualité. Puisque les microorganismes pathogènes qui représentent un risque pour la santé humaine sont nombreux et que leur détection de routine ne s'applique pas toujours.

Les chercheurs se sont donc mis à la recherche d'un microorganisme ou d'une substance qui agirait à titre indicateur de la présence de microorganismes pathogènes dans les eaux souterraines.

Les coliformes thermo tolérants, *Escherichia coli*, les spores de *Clostridium* et les entérocoques sont tous associés aux matières fécales et sont reconnus comme des indices de pollution fécale [63, 64, 65]. En Algérie, les eaux de surface reçoivent, très souvent, des eaux d'égout ou des eaux usées. De ce fait, les puits et les forages devraient être situés loin des systèmes de traitement des eaux usées, des rejets d'égout, des fosses septiques, des pâturages, et des endroits où l'épandage de boues est pratiqué.

Le fait de trouver n'importe quel indicateur de pollution fécale dans une eau souterraine signifie le lessivage et l'infiltration de ces bactéries à partir de la surface. Par conséquent, la désinfection est impérative et obligatoire, pour assurer l'absence totale d'une contamination microbiologique.

Les infections microbiologiques à transmission hydrique recouvrent un large éventail de manifestations pathologiques bactériennes, parasitaires ou

virales dont les plus importants sont : la fièvre typhoïde, le choléra, les dysenteries, l'hépatite virale épidémique de type A [66]. Les principales maladies d'origine hydrique et leurs agents pathogènes sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 1.1 : Principales maladies d'origines hydrique et leurs agents pathogènes [67].

Origine	Maladies	Germes responsables
Bactérienne	Fièvre typhoïde	<i>Salmonella</i>
	Fièvre, infections pulmonaire.	<i>Legionella</i>
	Dysenteries bacillaire	<i>Shigella</i>
	Cholera	<i>Vibrio cholera</i>
	Gastro-Entérites aigues	<i>Escherichia coli, Salmonella, Shigella</i>
Virale	Hépatites	Virus hépatique
	Poliomyélite	Virus poliomyélique
	Gastro-entérites aigues	Virus de Norwalk, Rotavirus, Entérovirus.
Parasitaire	Dysenterie amibienne	<i>Entamaeba histolytica</i>
	Gastro-entérites	<i>Giardia, Cryptosporidium</i>

CHAPITRE 2

DESCRIPTION DE LA PLAINE DE LA MITIDJA

La Mitidja est une dépression allongée d'Ouest en Est (Figure 2.1). Elle constitue une vaste plaine qui couvre une superficie d'environ 1450km², depuis l'oued Boudouaou à l'Est jusqu' à l'Oued Nador l'Ouest, sur une longueur de 100 km avec une largeur qui varie de 10 à 18 km, l'altitude moyenne est de 100 m.

Le grand bassin versant de la Mitidja est située au Sud d'Alger. Elle s'étend sur les territoires des wilayas d'Alger, Boumerdès, Tipaza et Blida. D'une orientation WSW – ENE. Elle est située entre les longitudes 2°32'00 E et 3°19'00E et les latitudes 36°25'17"N et 36°47'40"N. Elle est délimitée au Sud par les piedmonts de l'Atlas Blidéen et au Nord par le ride de Sahel.

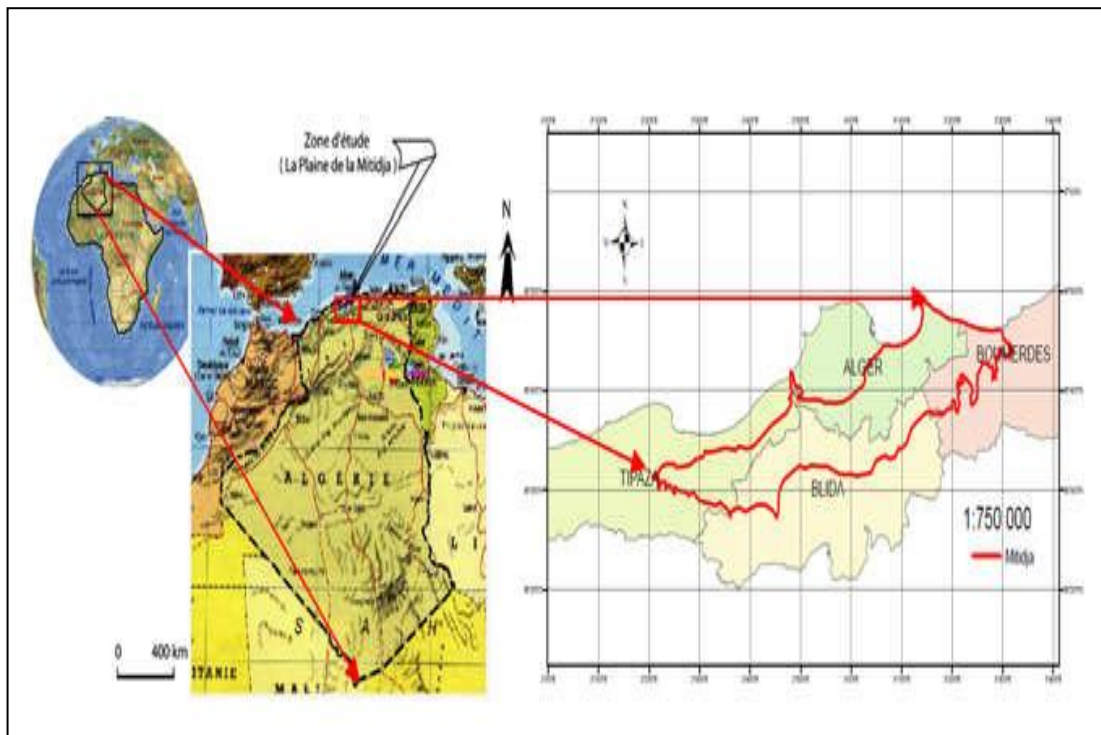


Figure 2.1 : Situation géographique de la plaine de la Mitidja [68].

2.1. Topographie

La topographie de la Mitidja est généralement plane, avec une pente d'environ 0.5% s'inclinant d'une élévation de 100-150m sur la limite sud et à 20 m environ sur la limite Nord. La pente peut atteindre 2 à 5 % sur les cônes de déjections des dépôts fluviales [68]. La morphologie de la région permet de distinguer:

2.1.1 La plaine

C'est un grand bassin formé par effondrement et remplissage d'âge Mio-Plio-Quaternaire bordée par deux régions surélevées [69]. Elle est façonnée de la juxtaposition des sous bassins versants (Figure 2.2).

Ces derniers se regroupent en quatre ensembles, drainés du Sud au Nord par un réseau hydrographique (Figure 2.3). Les principaux sous bassins sont:

- Sous Bassin Versant occidental (O. Nador).
- Sous Bassin Versant du Mazafran.
- Sous Bassin Versant d'El Harrach.
- Sous Bassin Versant oriental (Oued Hamiz et Oued Réghaia).

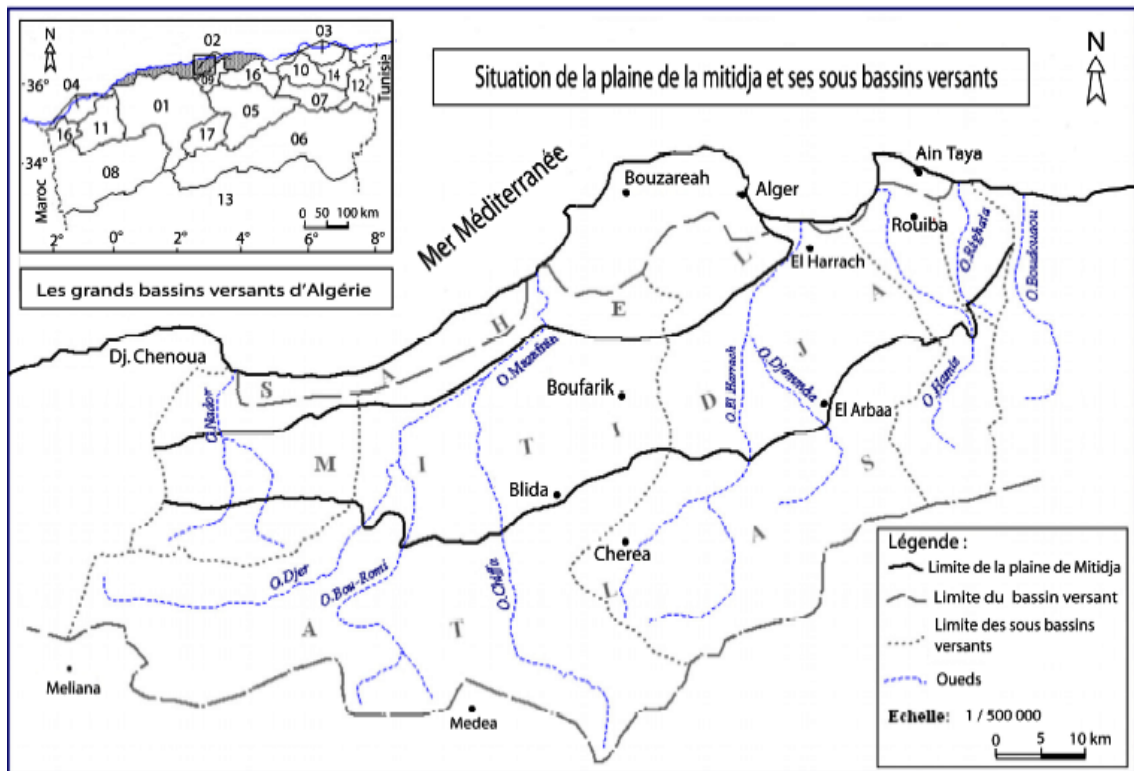


Figure 2.2 : Les sous bassins versants de la plaine de la Mitidja [68].

2.1.2. Le Sahel

C'est la ride sahélienne d'altitude moyenne de 200 m qui constitue une limite continue depuis El Harrach jusqu'à l'oued Nador, excepté une cluse au niveau de l'oued Mazafran. Le Sahel prend une forme anticlinale à pente faible et sépare la plaine de la mer [69].

2.1.3. Le Piémont de l'Atlas

Il correspond à une zone de déjection à écoulement profond, résultat de l'érosion dynamique du massif ancien. Son altitude moyenne varie de 100 à 200 m [69].

2.1.4. L'Atlas Blidéen

La chaîne de l'Atlas forme sur 30 Km environ une barrière continue où l'altitude moyenne est de 1400 mètres. Certains sommets peuvent atteindre 1600

mètres, les reliefs y sont escarpés et les Oueds très encaissés. La pente atteint par endroits 30 % ce qui favorise surtout l'écoulement superficiel [69].

2.2. Réseau hydrographique

C'est un ensemble de cours d'eau, qui drainent les eaux de ruissellement ou de restitution des nappes ; sous formes de sources ou tout au long des lits d'oueds.

La figure 2.3 permet de distinguer cinq oueds principaux qui drainent la plaine de la Mitidja: Oued Nador, Oued Mazafran, Oued El Harrach Oued Hamiz et Oued Reghaia. Ces cours d'eaux, nés dans l'Atlas, traversent la plaine du Sud au Nord aussi directement que possible et franchissent le Sahel par des cluses.

2.2.1 Oued El Harrach

Actuellement, il traverse la plaine du Sud au Nord pour s'infléchir vers le Nord-Est au pied du sahel jusqu'à la cluse d'El Harrach. Vers le milieu de la plaine l'oued El Harrach reçoit sur sa rive droite l'oued Djemaa.

2.2.2 Oued El Hamiz

Cet oued qui prend une direction Nord-Ouest, se redresse jusqu'au Sahel pour se jeter dans la mer Méditerranée au sud de Bordj El Bahri [68].

2.2.3. Oued Reghaia

L'Oued Reghaia privé de l'Oued El Hamiz parvient mal à s'écouler au fond de l'immense cluse dont elle avait hérité, ce qui pourrait expliquer la persistance du marais [68].

2.2.4. Oued Mazafran

Les débits les plus élevés sont enregistrés sur le Mazafran. Ce dernier étant le plus important avec une longueur de 65 km, la surface de son bassin versant est égale à 1860 km² [68].

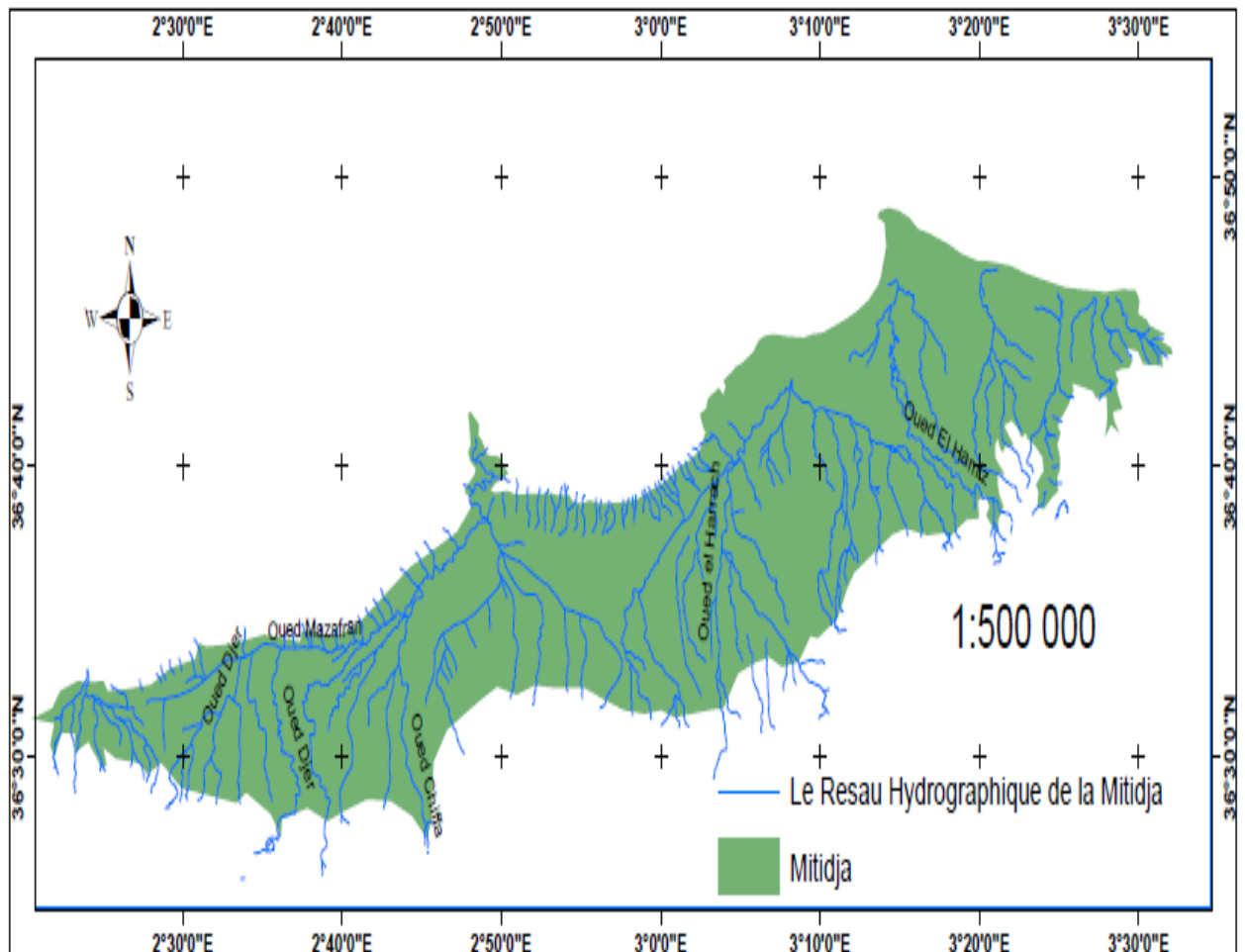


Figure 2.3 : Réseau hydrographique de la plaine Mitidja [68]

2.3. Aspect socio-économique

Cette partie permet de donner un aperçu sur la demande en eau dans la plaine (agricole, industrielle, urbaine ...), ainsi que sur le nombre d'habitants et leur densité dans les grands pôles urbains de la plaine. Elle doit sa richesse à plusieurs atouts :

- le relief plat, les sols homogènes et hautement fertiles avec un climat favorable (500 à 700 mm de précipitations par an) ;
- une proximité du marché potentiel que représentent la capitale Alger et les autres villes avoisinantes associés avec une infrastructure routière bien développée. Et enfin, le fort potentiel de mobilisation des ressources en eau en font une excellente région agricole d'une superficie de 129000 ha [70, 71].

Dans la région de la Mitidja, la végétation est dominée par des cultures annuelles. On y trouve des terres agricoles où prédominent l'arboriculture fruitière, la vigne, les maraîchages, les céréales, les légumes, les amandes, du caroubier, etc. Au Sahel, on y trouve plusieurs forêts [70].

Les données pédologiques recueillis auprès des services de l'ANRH ont permis de recenser cinq (5) classes de sols : sols peu évolués, sols calcimagnésiques, vertisols, sols à sesquioxyde de fer et les sols hydromorphes. Ces derniers se sont développés sur des superficies importantes. Les sols de la Mitidja sont caractérisés par une texture limoneuse en surface et limono-argileuse en profondeur.

Le développement des sols hydromorphes a été favorisé par un relief relativement plat, des textures fines à très fines et un système de drainage généralement défectueux.

L'urbanisation est un autre aspect de l'action de l'homme sur les sols, qui prend une ampleur sans précédent. En effet, l'avancée du béton dans cette région s'observe jusqu'à nos jours où des terres très fertiles sont utilisées pour la construction, ce qui réduit considérablement les terres agricoles. En plus, plusieurs activités industrielles ont été recensées qui rejettent leurs résidus directement sur les terres et dans les oueds [68].

Dans ce sens, l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) projette de réaliser dans un proche avenir la carte d'urbanisation de la Mitidja qui

permettra, une fois réalisée, de prendre des décisions fermes quant à la destinée de ces terres agricoles.

La majorité des activités industrielles sont regroupées au Centre et à l'Est de la plaine (Larbaa, Rouiba, Blida, El-Harrach, Boufarik, ...) avec des pôles industriels de Rouiba et de Réghaia. Les industries rencontrées dans la plaine sont:

- Mines et installation de traitement de minerais.
- Industries de transformation de fer et autres matériaux.
- Industries chimiques, des silicates d'alumines.
- Industries alimentaires.
- Industries transformatrices de résidus végétaux et animaux.
- Industries de transformation de combustibles
- Industries de la cellulose et du papier etc [14, 16].

La population totale dans la plaine était de 2 millions d'habitants en 1998 avec une densité de 60.hab/km². Les principaux pôles de concentration sont: Blida, Chiffa, Boufarik, Soummaa, El affroun, Dar El Beida et El Harrach. Cette population, concentrée sur un territoire très limité du point de vue géographique, représente 15% de la population total du pays [72].

La population de cette zone s'est accrue en 1998 par rapport à celle de 1987. Mais le taux d'accroissement démographique a baissé. Ceci confirme la période de transition que connaît le pays. Par contre le taux d'urbanisation a enregistré une évolution de 10% en 20ans durant la période 1977-1998[72].

2.4. Ressources en eau

La ressource en eau souterraine dans la plaine de la Mitidja devient de plus en plus insuffisante pour répondre aux besoins actuels. En effet, plus de la moitié des terres irriguées sont alimentées par la nappe quaternaire. Les niveaux piézométriques ont chuté avec des valeurs alarmantes (plus de 20 m) surtout

dans la région du Mazafran et Larbaa où les prélèvements d'eau sont très importants [68].

Selon l'Agence des Bassins Hydrographiques de l'Algérois [73], la ressource en eau souterraine de la Mitidja est de 328 hm³, dont les principaux champs captant sont :

- MAZAFRAN 1 ET II,
- CHEBLI,
- BARRAKI,
- HAOUCH FELIT,
- HAMIZ.

Les eaux de surface sont emmagasinées dans les barrages existant dans la plaine:

- Barrage du Hamiz 15.6 hm³
- Barrage Boukourdane 90 hm³
- Barrage de Bouroumi 200 hm³
- Barrage du Hamiz

Il est situé sur l'Oued Arbaâta. C'est un bassin versant de 139 Km² et d'une capacité de 21 hm³. Il se trouve à 6 Km de Khemis El Khechna dans la wilaya de Boumerdes. Construit entre 1869 et 1879, Il a été consolidé et surélevé de 7m en 1933. Il est surtout destiné à l'irrigation de la plaine de la Mitidja Est.

- Barrage du Boukourdane

Il est situé sur l'Oued El Hachem, à environ 1,3Km au sud du village de Sidi Amar dans la wilaya de Tipasa. Son bassin versant est de 158Km² et sa capacité de 90 hm³. Il est destiné à l'alimentation en eau potable de Tipaza et

d'Alger ainsi que pour l'irrigation de la vallée de l'Oued El Hachem, de la région Ouest de la Mitidja, et du Sahel Algérois.

- Barrage du Bouroumi

Il est situé sur l'Oued Bouroumi, soit à environ 8Km à l'Est de Bou Medfaâ et à 15Km au Sud d'El Affroun. Son bassin versant est de 150Km² avec une capacité de 200 hm³.

Ce barrage est destiné à l'irrigation de la plaine de la Mitidja Ouest et une alimentation en eau potable de la région. Il a été construit en 1986 spécialement pour l'irrigation.

2.5. Aperçu climatique

La plaine de la Mitidja est située au Nord de l'Atlas Blidéen, qui la protège de l'influence saharienne. De par sa position géographique, elle se trouve soumise à l'influence du régime climatique méditerranéen. Un climat régional subhumide littoral caractérise l'ensemble des plaines côtières. Au fur et à mesure que l'on s'éloigne du littoral, le climat devient de plus en plus continental et l'on enregistre une baisse sensible des températures.

Les données des différents paramètres climatiques (Tab 2.1) ont été fournies par l'office national de la météorologie(ONM) et l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques de Blida (ANRH).

Tableau 2.1: Caractéristiques générale des stations pluviométriques (source ANRH)

Stations pluviométriques			Coordonnées		
Nom	Période d'observation	Code de l'ANRH	X (Km)	Y (Km)	Z (m)
Attatba	1975-2010	02.10.22	495.450	363.15	60
Larbaa	1975-2010	02.14.03	541.150	362.95	100
Hamiz	1975-2010	02.06.02	558.550	367.40	130
Dar Beida	1975-2010	02-06-11	547.400	379.600	24
Boufarik	1979-2012	02-12-09	518.50	363.46	60
Kolea	1979-2012	02-12-11	506.45	370.40	120
Baraki	1979-2012	02-14-21	535.050	376.500	20

2.5.1. Précipitations

Pour étudier les précipitations de la région de la Mitidja, les données proviennent de trois(3) stations pluviométriques : station de Hamiz, d'Attatba et de Larbaa.

a. Les moyennes mensuelles des précipitations

Les précipitations moyennes mensuelles sur une période d'observation de 35 ans (1975 à 2010) pour les trois stations, sont représentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 2.2 : Précipitation moyennes mensuelles (période de 1975 à 2010).

station	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aout	Année
Hamiz	32,81	60,67	96,6	115,2	93,85	86,09	64,7	70,9	53,68	9,18	3,23	4,32	691,23
Larbaa	33,2	51	104,1	101,8	80,4	68,5	58,7	46,8	31,8	7	2	9,6	594,9
Attatba	27,09	56,04	82,36	89,41	83,82	79,81	61,97	52,07	38,51	7,61	2,67	4,42	585,78

Les valeurs des précipitations de la région varient entre 284 mm et 951mm. La période pluvieuse caractérise la période allant de Novembre à février (figure 2.4).

b. Les précipitations moyennes interannuelles

L'évolution interannuelle des pluies enregistrées sur 33 années d'observation (1979 à 2012) dans quatre (4) stations pluviométriques, Soumaa, Boufarik, Kolea et Baraki, est présentée par la figure ci-dessus.

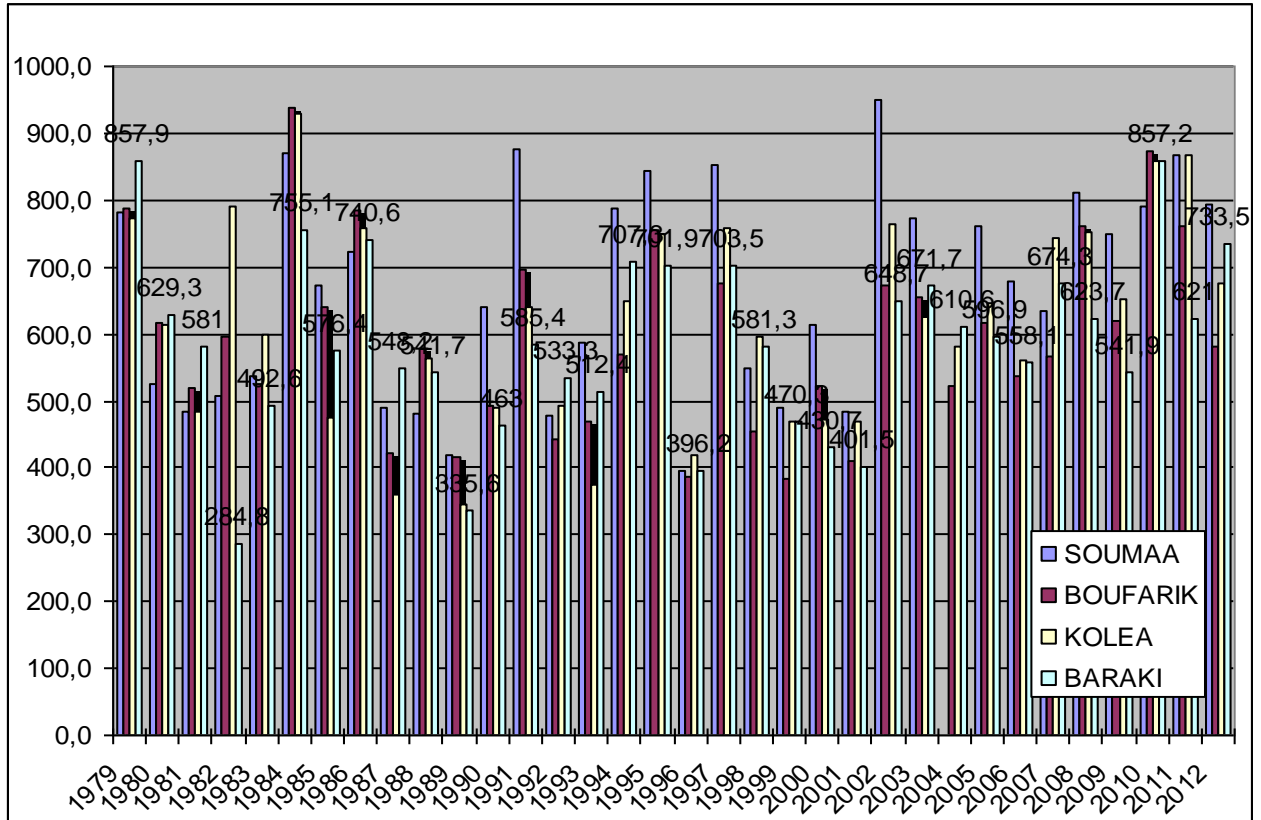


Figure 2.4 : Pluviométrie moyenne interannuelle (Période 1979- 2012).

Les précipitations moyennes interannuelles dans la plaine de la Mitidja sont irrégulièrement réparties (figure 2.4) avec une tendance à la hausse depuis l'année 2009, et un épisode pluvieux exceptionnel durant le mois de février 2012.

c. Détermination de la lame d'eau précipitée

Pour la détermination de la lame d'eau précipitée en mm sur l'ensemble du secteur d'étude, nous avons utilisé la méthode arithmétique. Celle-ci consiste à déterminer la moyenne arithmétique des précipitations des différentes stations de la zone d'étude durant la période 1975 à 2010.

$$P = \sum p_i / n$$

Avec :

P : précipitations moyennes annuelles en mm

p_i : Précipitations moyennes enregistrée dans chaque station en mm

n : nombres de stations pluviométriques

Les résultats sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 2.3 : Précipitations dans les trois stations pluviométriques (période de 1975 à 2010).

Stations	Précipitations (mm)
Larbaa	594,9
Hamiz	691,23
Attatba	585,78
$\sum p_i$	1871,91
La lame d'eau précipitée (P)	623,97 mm

Le tableau 2.3 montre que la lame d'eau précipitée dans la plaine de la Mitidja, suivant les données recueillies au niveau des 3 stations pluviométriques, est estimée à 623,97 mm.

2.5.2. La température

Pour déterminer la température moyenne de la zone d'étude, nous nous sommes basés sur les données recueillies au niveau des stations météorologiques de Dar El Beida et de Hamiz, sur une période d'observation de 35 ans (1975 à 2010) (Tableau 2.4 et 2.5).

Tableau 2.4: Températures moyennes mensuelles maximales, minimales et annuelles pour la station de HAMIZ (Période de 1975 à 2010).

	Sep	Oct	Nov	Déc	Janv	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou
Tmoy	24,2	20	16	13	11	12	13,2	15	18	22	25	29,3
Tmin	18,1	14	10	7,3	5,6	5,7	7,2	8,9	13	16	19	20,1
Tmax	30,1	26	21,1	18,3	17	18	19,2	21	23,5	27,9	31,4	32,4

Dans la station de Hamiz, les températures varient entre un minimum de 5,6⁰C enregistré durant le mois de Janvier et un maximum de 32,4⁰C enregistré durant le mois d'Août. La température moyenne annuelle au niveau de la station de Hamiz est de 18,22°C.

D'après les valeurs moyennes mensuelles des températures mentionnées dans le tableau, on constate que les mois de Juin, de Juillet et d'Août sont les plus chauds. Par contre, les mois de Décembre et Janvier sont les plus froids.

Dans la station de Dar El Beida (tableau 2.4), la température varie entre un minimum de 5,2⁰C enregistrée durant le mois de Février et un maximum de 32,5⁰C. La valeur de la température moyenne annuelle au niveau de la station de de Dar EL Beida est de 18,05°C.

Tableau 2.5 : Température mensuelles minimales, maximales et moyennes pour la station Dar El Beida (période de 1975 à 2010).

	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aout
Tmin	17,6	14,1	10,1	7,1	5,7	5,2	6,9	8,5	12,9	16,3	18,8	20,5
Tmax	29,4	26,1	20,9	18,3	17,5	17,8	20,1	21,7	25,3	28,7	31,4	32,5
Tmoy	23,5	20,1	15,5	12,7	11,6	11,5	13,5	15,1	19,1	22,5	25,1	26,5

D'après le tableau ci-dessus, nous pouvons distinguer deux périodes :

- une période chaude: qui s'étale de Juin à Septembre avec une température moyenne supérieure à la moyenne annuelle. Août est le mois le plus chaud de l'année avec 32,5°C.
- une période froide: qui s'étale du mois d'Octobre jusqu'au mois de Mai. Le mois le plus froid est le mois de Février avec une température de 5,2°C.

2.5.3. Classification du type du climat de la région d'étude

Plusieurs méthodes ont été développées pour classer le climat d'une région. Les plus fréquemment utilisées, sont celle de l'indice d'aridité de De.Martonne et celle d'Emberger.

a. Indice d'aridité de De. Martonne :

Cette indice a été élaboré par Emmanuel de Martonne en 1926 et permet de classer le climat en regroupant des données climatologiques et en utilisant une méthode statistique. Cette dernière est caractérisée par la formule suivante:

$$IM = P / (T + 10)$$

Avec :

IM: indice d'aridité annuelle

P: Précipitations moyennes annuelles (mm),

T: Températures moyennes annuelles (°C).

La classification se présente comme suit :

20 < IM < 30 : climat tempéré.

10 < IM < 20 : climat semi-aride.

7.5 < IM < 10 : climat steppique.

05 < IM < 7.5 : climat désertique.

IM < 5 : climat hyperaride.

L'application de cette formule dans la région d'étude, donne les résultats récapitulés dans le tableau suivant.

Tableau 2.6 : Valeurs de l'indice d'aridité annuel pour les stations de Hamiz et de Dar El Beida (période de 1975 à 2010).

Station	P (mm)	T (C°)	I _M
Hamiz	603,418	17,98	21,56
Dar El Beida	612,235	18,05	21,82

Selon les valeurs obtenues, nous pouvons conclure que le climat de la plaine de Mitidja est tempéré.

➤ Indice d'aridité d'Emberger (Climagramme d'Emberger)

Cette méthode a été élaborée par Emberger et permet de classer le climat d'une région selon son étage bioclimatique en reportant en abscisse la moyenne des minima du mois le plus froid et en ordonnées le quotient pluviométrique (Q₂) d'Emberger. La formule utilisée dans ce cas est la suivante :

$$Q_2 = 3.43 P / M - m$$

Avec :

Q₂: coefficient pluviométrique d'Emberger.

P : Précipitations moyennes annuelles en (mm).

M : Températures moyennes des maxima du mois le plus chaud.

m : Températures moyennes des minima du mois le plus froid.

Le Climagramme d'Emberger permet de classer les stations au sein de cinq (05) étages bioclimatiques : humide, sub-humide, semi-aride, aride et saharien. Le Climagramme considère qu'une région est d'autant plus sèche lorsque le quotient est plus petit.

L'indice Q2 des stations de Dar El Beida et de Hamiz, a été calculé à partir de cette formule. Les résultats obtenus sont reportés dans le tableau suivant :

Tableau 2.7: Valeurs de l'indice d'aridité de l'Emberger (période de 1975 à 2010).

Station	T min (C°)	T max (C°)	P (mm)	Q ₂ (indice d'aridité)	Etage bioclimatique
Dar El Beida	5,2	32,5	612,235	76,92	Semi aride
Hamiz	5,6	32,4	603,418	77,22	Semi aride

On reporte les valeurs du quotient pluviométrique (Q₂) en ordonnée et les minima du mois le plus froid en abscisses (figure 2.5).

Pour la plaine de la Mitidja, nous avons trouvé un quotient : Q= 76 (pour P= 603,418mm ; M=32.5 ; m=5.2). Le report de Q et de m sur le climagramme d'Emberger a permis de caractériser la plaine de la Mitidja par un climat Subhumide qui tend de plus en plus vers le semi-aride.

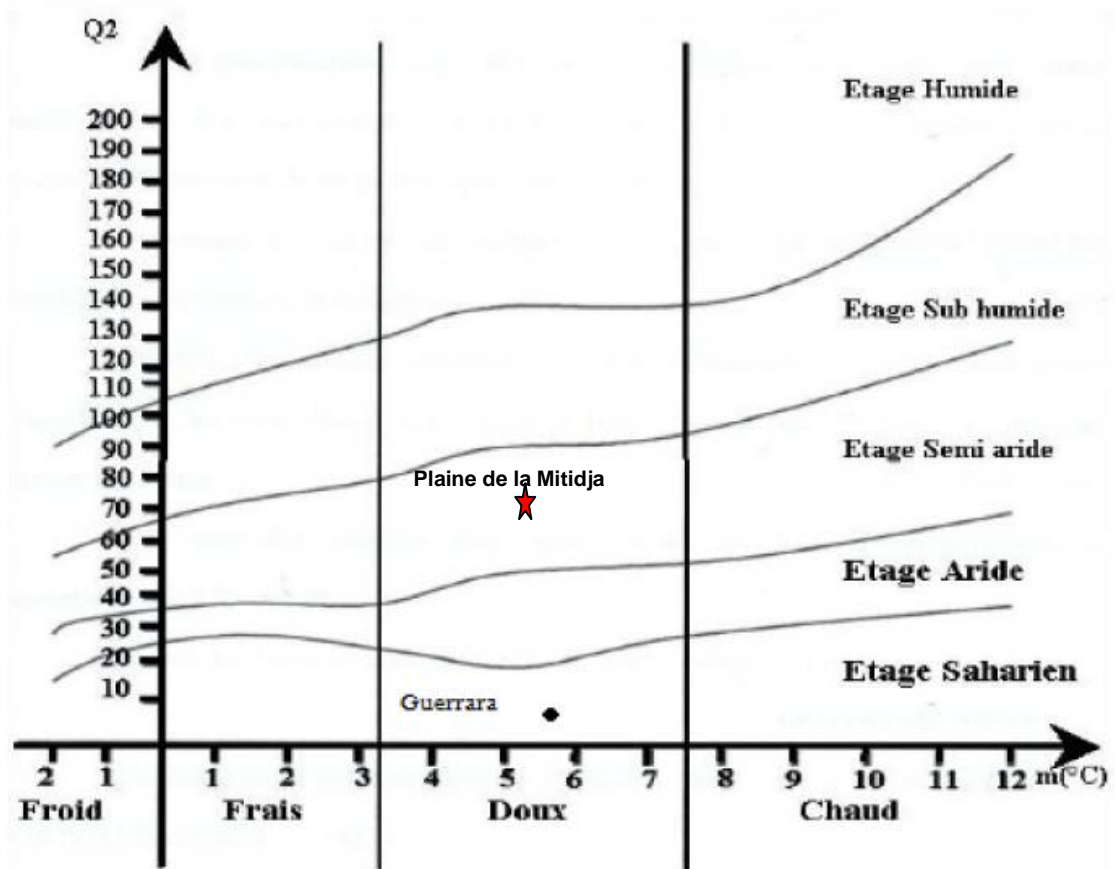


Figure 2.5 : Climagramme d'Emberger

2.6. Aperçu Géologique

Les différents travaux consultés [69, 74, 75, 76, 77, 78, 79] nous ont permis de connaître la structure lithologique de la plaine et de mettre en relief les principaux aquifères de cette plaine ainsi que leurs caractéristiques hydrogéologiques.

Ces études montrent que la plaine de la Mitidja correspond à une zone de subsidence à remplissage de dépôt d'âge Pliocène jusqu'à l'actuel, qui ont contribué à la formation de deux aquifères principaux celui de l'Asien et l'autre de la Mitidja. Ils sont séparés par les argiles de la formation d'El Harrach (Figure 2.6).

Le bassin de la Mitidja, se situe dans le domaine **Rifo-Tellien (Atlas Tellien)** ; la zone d'étude à laquelle nous nous consacrons se situe essentiellement sur la plaine. C'est pour cette raison que nous insisterons plus particulièrement sur le remplissage Quaternaire qui renferme les nappes aquifères Mitidjiennes. En effet, les terrains d'âge primaire à tertiaire n'affleurent que sur les bordures (Figure 2.6 et figure 2.7).

2.6.1 Le Quaternaire

La plaine de la Mitidja est un bassin alluvial intramontagneux, formé par effondrement rempli de dépôts d'âge Plio-Quaternaire. Les variations du niveau marin, les agents morpho-climatique, et les mouvements tectoniques récents constituent les agents de l'évolution [75].

➤ Formation d'El Harrach

Cette formation assimilée au Villafranchien inférieure connue sous le nom « formation de Maison Carrée », constitue une séquence relativement uniforme, d'argiles plastiques jaunâtres et grises à la base, On y rencontre de minces niveaux lenticulaires de graviers et de sable [80]. Elle affleure dans les régions suivantes: El Harrach, le long du versant sud du Sahel et à l'ouest de Hadjout. Cette formation atteint son épaisseur maximale de 200 m dans la partie

occidentale du bassin, tandis que l'érosion a fait disparaître cette dernière dans le secteur Est, région de Reghaia et de Rouiba entraînant un passage direct vers la formation de la Mitidja (Soltano - Tensiftien) au Pliocène supérieur [74], voir (Figure 2.8/Coupe C).

➤ Formation de la Mitidja

La formation de la Mitidja (Soltano - Tensiftien) s'est constituée dans une dépression fermée, complètement isolée de la mer durant le Pléistocène [76]. Durant cette période, une accumulation de dépôts marins sur la bordure Nord du Sahel a été enregistrée. Ces derniers sont composés de sable dunaire et de fins conglomérats. La formation de la Mitidja se compose principalement de matériaux alluviaux grossiers (des graviers, des galets, des limons ou argiles) [74].

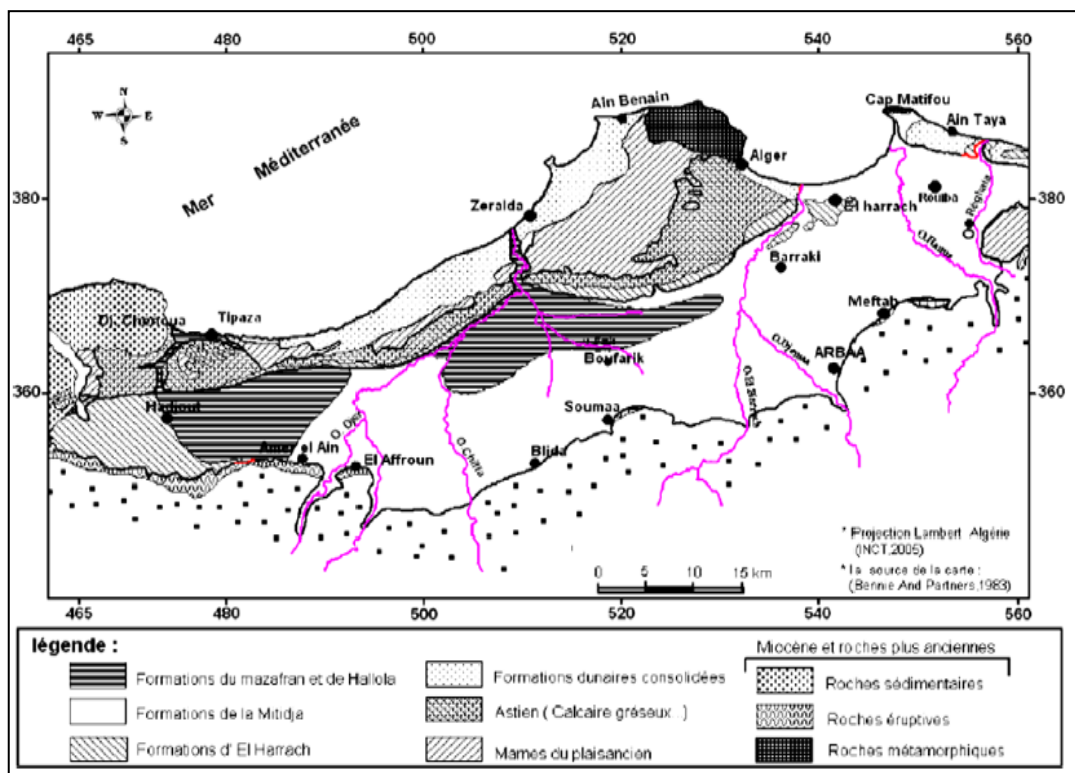


Figure 2.6: Aperçu géologique de la plaine de Mitidja [79]

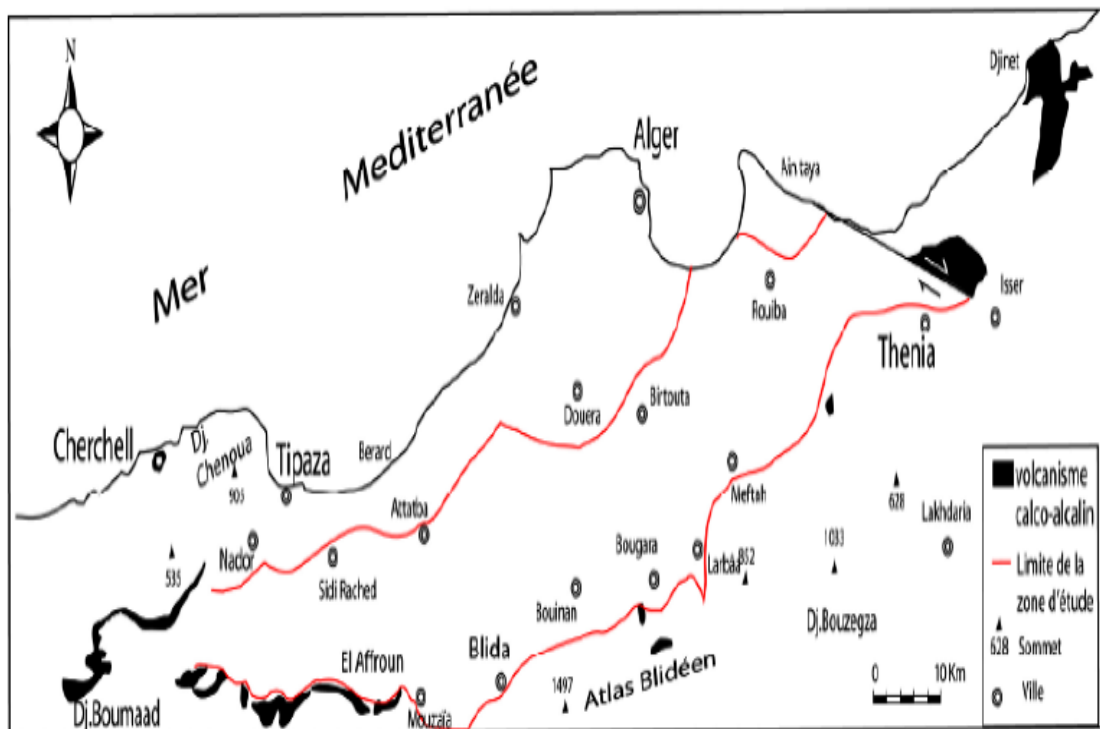


Figure 2.7: Affleurement des roches volcaniques cal co-alkalines du Miocène [79]

Les principales sources de matériaux sont les dépôts des oueds les plus importants et les cônes de déjections des piémonts de l'Atlas. Cette formation est présentée sur toute l'étendue de la plaine à l'exception de la partie occidentale où ces matériaux passent en dessous des marnes et argiles de la basse plaine du Mazafran [74] (Figure 2.8/coupe A).

➤ Formation du Mazafran et de Hallola

Ces formations assimilées au Rhabien, se retrouvent dans la plus grande partie des terrains bas de la plaine et ont une épaisseur en moyenne de 10 m. Elles sont constituées de limons et d'argiles de couleur généralement grise à jaunâtre ou gris-bleu, contenant parfois du gravier [75, 76, 79].

D'après SEKKAL [10], les limons de la formation du Mazafran s'étendent le long de la cluse du Mazafran. Ils atteignent leur épaisseur maximale à proximité de l'entrée de la cluse du Mazafran, soit 60 m. Les dépôts de la formation de Halloula sont présents dans les zones situées à l'ouest de la plaine et sont

séparés des dépôts du Mazafran par les oueds Djer et Bou Roumi, où elle occupe la zone de l'ancien lac de Hallola.

➤ Dépôts Récents

Les dépôts récents, qui constituent une part minime du remplissage de la Mitidja, comprennent des dépôts de sable dunaire, les dépôts du piémont de l'Atlas ainsi que les dépôts grossiers provenant des lits des oueds actuels.

Ces dépôts se composent de sable meuble éolien allant de fin à moyen ou de sable dunaire, de graviers et de couches fossilifères consolidés ou cimentés. Bien que l'épaisseur soit de 20 à 40 m, leur niveau est presque partout supérieur à celui de la mer [10].

2.6.2. Evolution de la Mitidja pendant le Quaternaire

D'après GLANGEAUD [75], le bassin de la Mitidja s'est formé par affaissement du socle rigide, entre les failles d'orientation E-O et NE-SO. Après le dépôt des sédiments marins et lagunaires du Plaisancien et de l'Astien, le sahel s'individualise en une ride anticlinale. L'Atlas continue à se soulever, les dépôts du Miocène, du Pliocène et du Quaternaire réagissant comme une couverture flexible entre ces deux blocs ascendants.

La figure 2.9, établie par BINNIE-ATKINS [80], résume les principaux événements géologiques, qui ont contribué à la formation de la Mitidja. En effet, à partir de l'Astien, les phénomènes de remblaiement, d'érosion et de plissement commencent à s'accroître, ils se poursuivent jusqu'à la fin du Pléistocène.

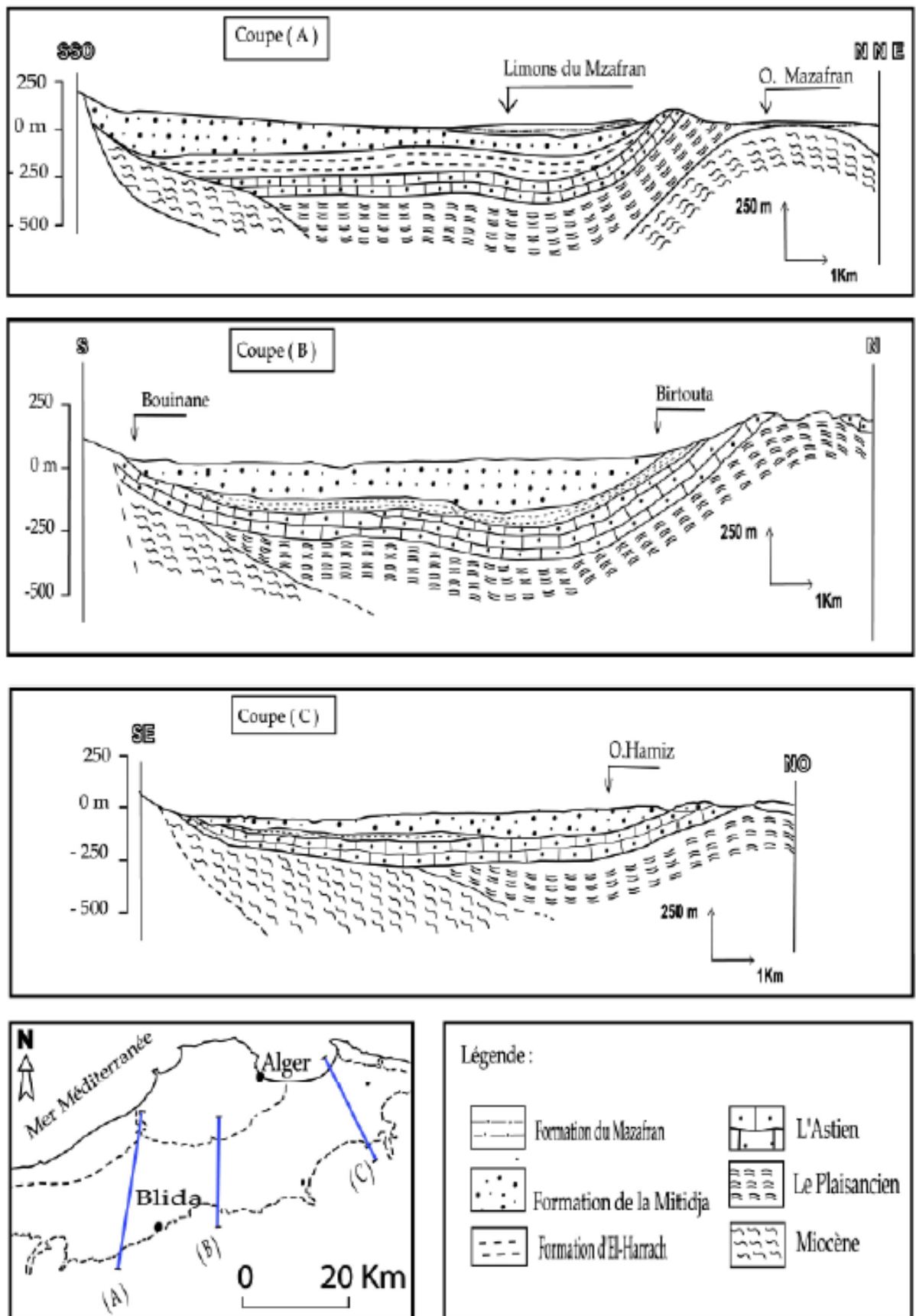


Figure 2.8 : Coupes géologiques au niveau de la Mitidja [79]

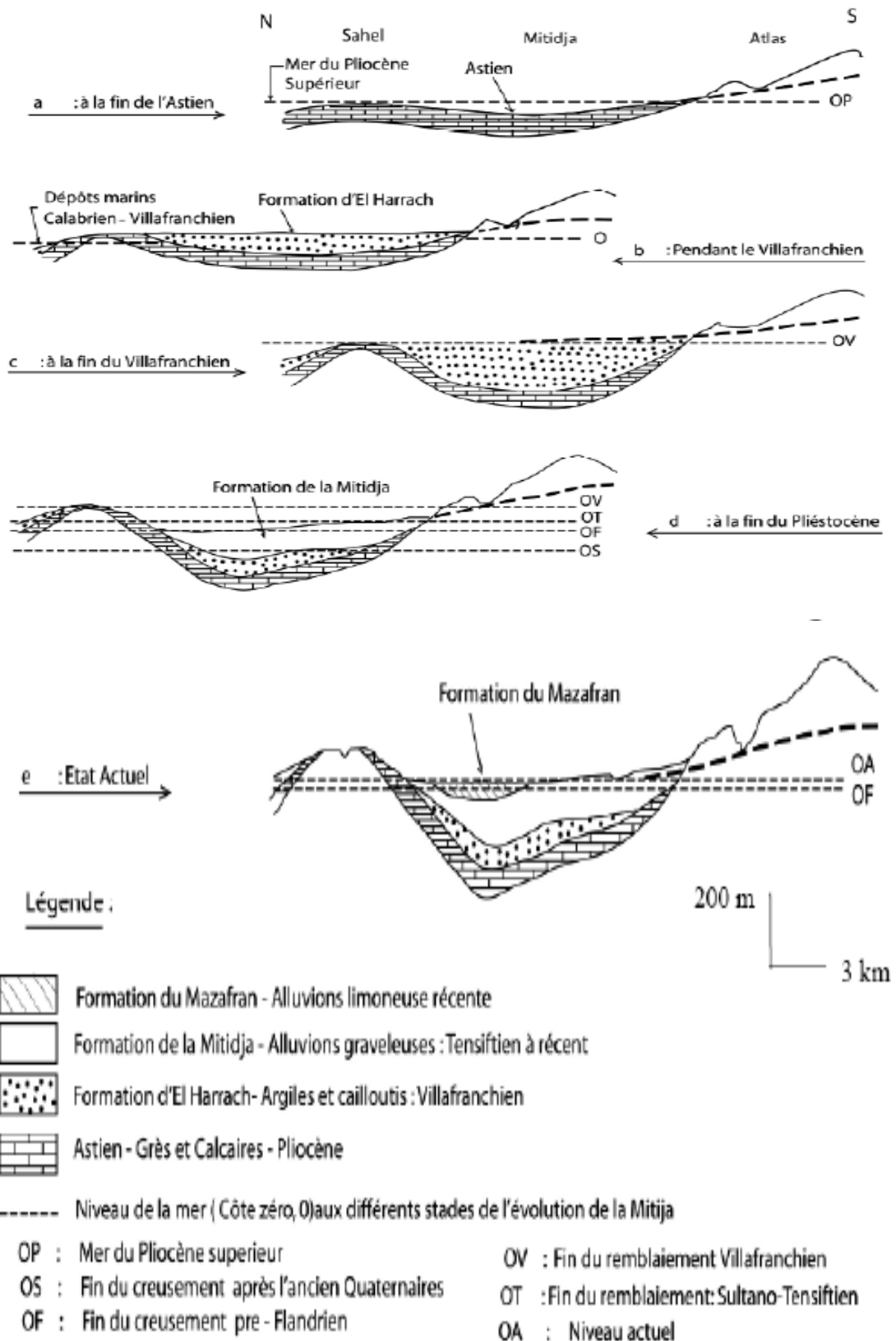


Figure 2.9 : Les différents stades de l'évolution de la Mitidja pendant le Plio- quaternaires [79].

2.7. Aperçu Hydrogéologique

La détermination des caractéristiques hydrogéologiques est très importante pour la connaissance des caractéristiques des aquifères. Les bureaux d'études GEOHYDRAULIQUE en 1968-1972 [80] puis par BINNIE-ATKINS en 1981-1983 [79] ont disposé d'une grande quantité de données disponibles (des coupes géologiques et des paramètres hydrodynamiques), qui ont été complétées par des campagnes d'enquête, de mesures et d'observation soit par les services de l'Institut Nationale des Ressources Hydrauliques (INRH), pour une grande part soit par les bureaux d'études eux-mêmes.

Les coupes géo-électriques interprétés par SEKKAL [10], MASSOUD NACER [11], TOUBAL [12], BENZAIDA [13] ENGALEC [82] et TREMOS [83] montrent que l'aquifère se développe sur une épaisseur de 100 à 200 m en moyenne et va en s'amincissant vers le sud pour atteindre l'Atlas. L'aquifère est composé de graviers et de galets alternant des limons et argiles, occupe toute l'étendue la plaine.

La formation quaternaire de la Mitidja représente la principale ressource en eau souterraine. Elle est hétérogène, constituée de graviers et sables avec des intercalations de niveaux argileux. Les alluvions affleurent sur la majeure partie du bassin avec une épaisseur qui peut atteindre plus de 200 m au centre de la plaine [80]. Localement, les alluvions peuvent être recouvertes par les formations limono-argileuses du Mazafran qui mettent en charge l'aquifère des alluvions de la Mitidja [80].

La formation de l'Astien est constituée principalement de sables et de grès plus ou moins calcaires qui reposent sur le substratum marneux du Plaisancien. Son épaisseur moyenne est de l'ordre de 100 m. L'Astien est séparé de l'aquifère des alluvions par la formation argileuse d'El Harrach, hormis au Nord-Est de la plaine où les deux formations perméables sont en contact direct [69].

L'alimentation de cet aquifère se fait essentiellement par les infiltrations des eaux de pluie sur le Sahel où il affleure. Il est également alimenté par la nappe alluviale sus-jacente par drainage à travers les marnes jaunes peu épaisses et dont la perméabilité varie de 10^{-7} à 10^{-8} m/s. Les transmissivités sont importantes surtout dans la partie Est. Les caractéristiques hydrodynamiques de l'astien sont mal connues [12].

Les estimations de la perméabilité donnent des valeurs qui varient dans de larges fourchettes avec une moyenne de l'ordre de 4,3 m/j et le coefficient d'emmagasinement entre 5×10^{-6} et 5×10^{-3} [12].

Cet aquifère (Figure 2.9), composé de graviers et de galets alternant avec des limons et argiles, occupe toute l'étendue la plaine. Sa limite inférieure est constituée par les marnes de la formation d'El-Harrach et sa limite supérieure est libre sauf dans la zone du Mazafran où la nappe est captive sous les limons du Rharbien [80].

La nappe alluviale quaternaire de la Mitidja est alimentée par [79, 80] :

- Infiltration des précipitations sur la plaine,
- Infiltration à partir des cours d'eau et du ruissellement sur les piémonts de l'Atlas,
- Écoulement souterrain de l'Atlas,
- Fuites des réseaux de distribution en eau,
- Infiltrations des eaux d'irrigation excédentaires

Les exhaures sont assurées par :

- Pompage dans les points et forages de la plaine
- Drainage des Oueds dans leur cours aval,
- Fuites souterraines vers la mer,
- Écoulement vers les limons de la formation du Mazafran.

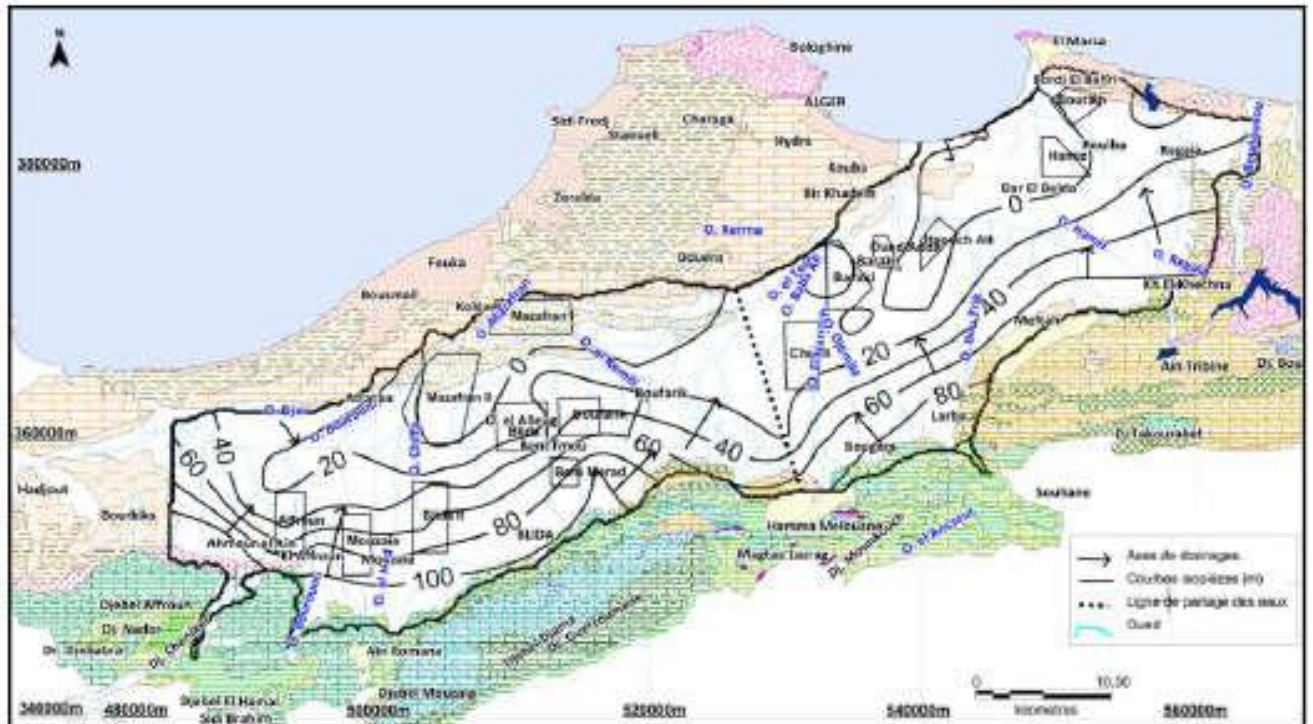


Figure 2.10 : Carte piézométrique de la nappe alluviale de la Mitidja durant la période basses eaux 2010 [17]

2.8. Évolution de la profondeur de la nappe de la Mitidja

Du point de vue du comportement hydraulique, la nappe des alluvions peut être divisée en deux parties [68] :

- Le bassin du Mazafran : la nappe est captive sur une grande partie (sous les limons du Mazafran)
- Le bassin Harrach-Hamiz : la nappe est entièrement libre favorisant une infiltration directe des pluies.

L'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques a retenu des points de mesures constitués de puits, de piézomètres et de forages. Ces points d'observation forment le réseau piézométrique de la nappe alluviale de la Mitidja (Figure 2.11). Les données piézométriques de la nappe alluviale de la Mitidja sont données par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques de la wilaya de Blida (ANRH) dont le siège est le Ministère de l'Hydraulique de Bir Mourad Rais à Alger.

2.8.1. Évolution de la profondeur de la nappe en période des hautes eaux dans le Bassin Harrach-Hamiz

Dans le champ de captage du Hamiz (E008-4211 pz1 Hamiz, E008-4212 pz 2 Hamiz), les profondeurs de la nappe marquent une amélioration métrique (Figure 2.12). Entre Baraki et Sidi Moussa, les niveaux de la nappe ont été suivis dans deux piézomètres (E007-9126-pz9baraki et E007-9127-pz10 sidi moussa).

Les mesures ont montré une amélioration d'une dizaine de mètre par rapport aux années précédentes. Au niveau de la région des Eucalyptus, le forage E007-9641 a montré une remontée de 7m entre 2010 et 2012, suite à l'arrêt de plusieurs forages des champs de captage de Baraki et de Hamiz.

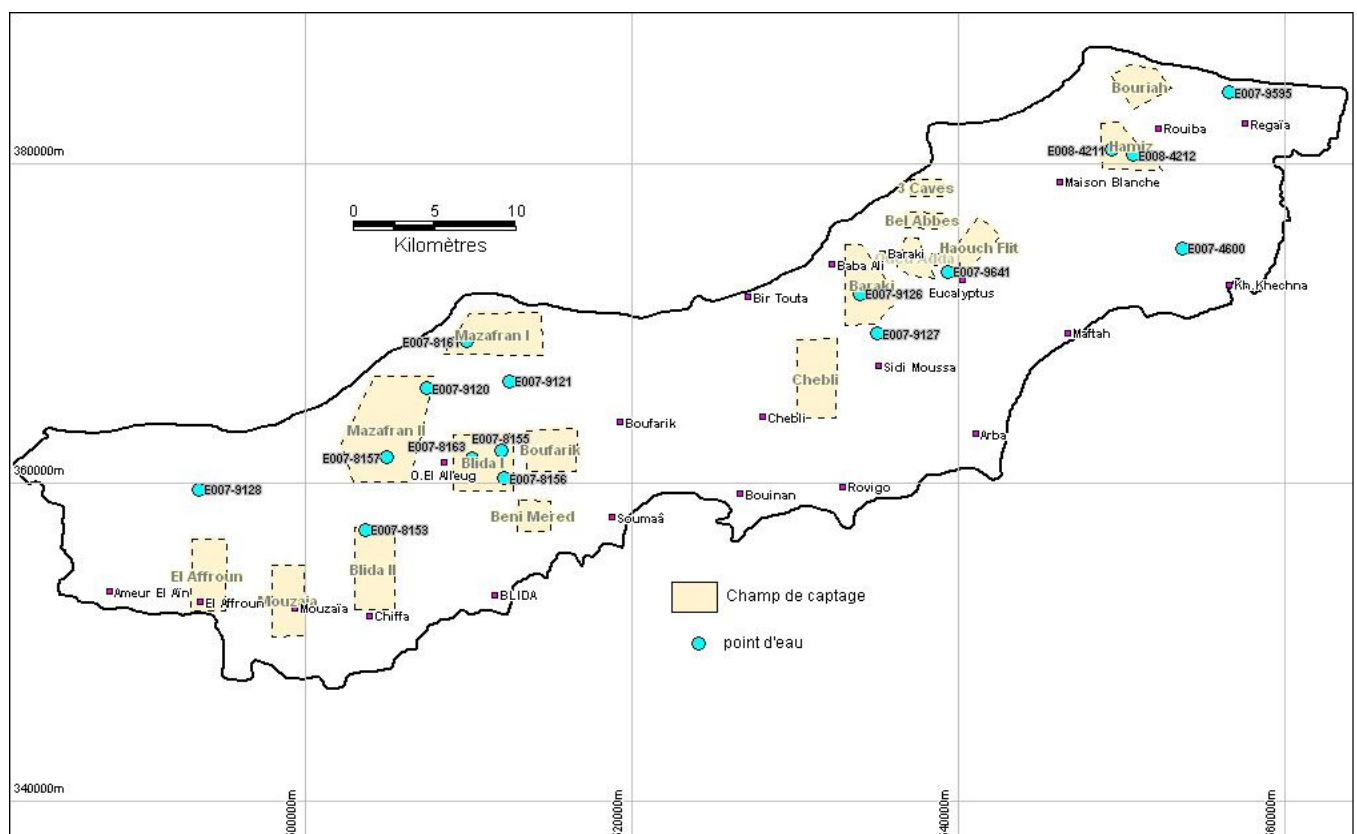


Figure 2.11 : Réseau piézométrique de la nappe alluviale de la Mitidja [68]

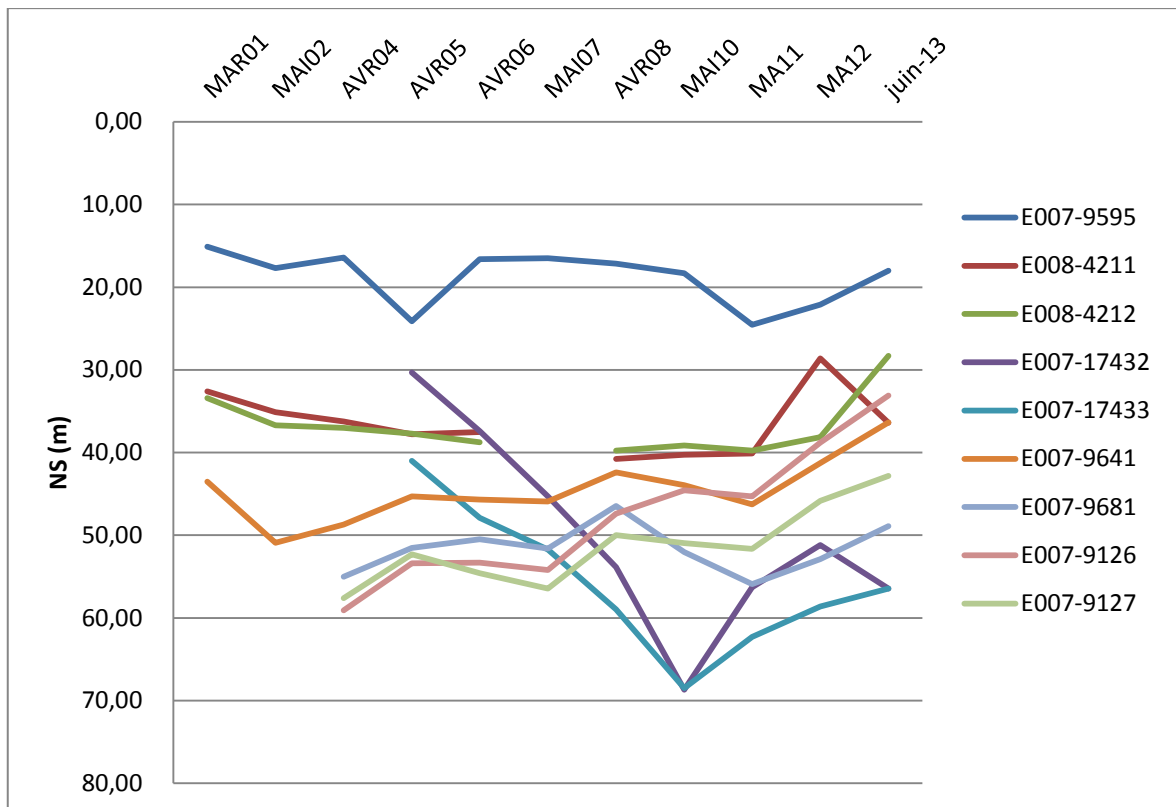


Figure 2.12 : Variations des niveaux de la nappe dans le bassin Harrach-Hamiz en périodes de hautes eaux (2001 à 2013)

Le graphe de la figure 2.12 montre une amélioration des niveaux sur pratiquement tous les points de mesure des différentes campagnes piézométriques des hautes eaux.

2.8.2. Évolution de la profondeur de la nappe en période des basses eaux dans le Bassin Harrach-Hamiz

L'évolution des niveaux de la nappe pendant la période des basses eaux semble être plus au moins stable en comparaison avec les années précédentes. Les niveaux varient et dénotent une amélioration métrique (Figure 2.13).

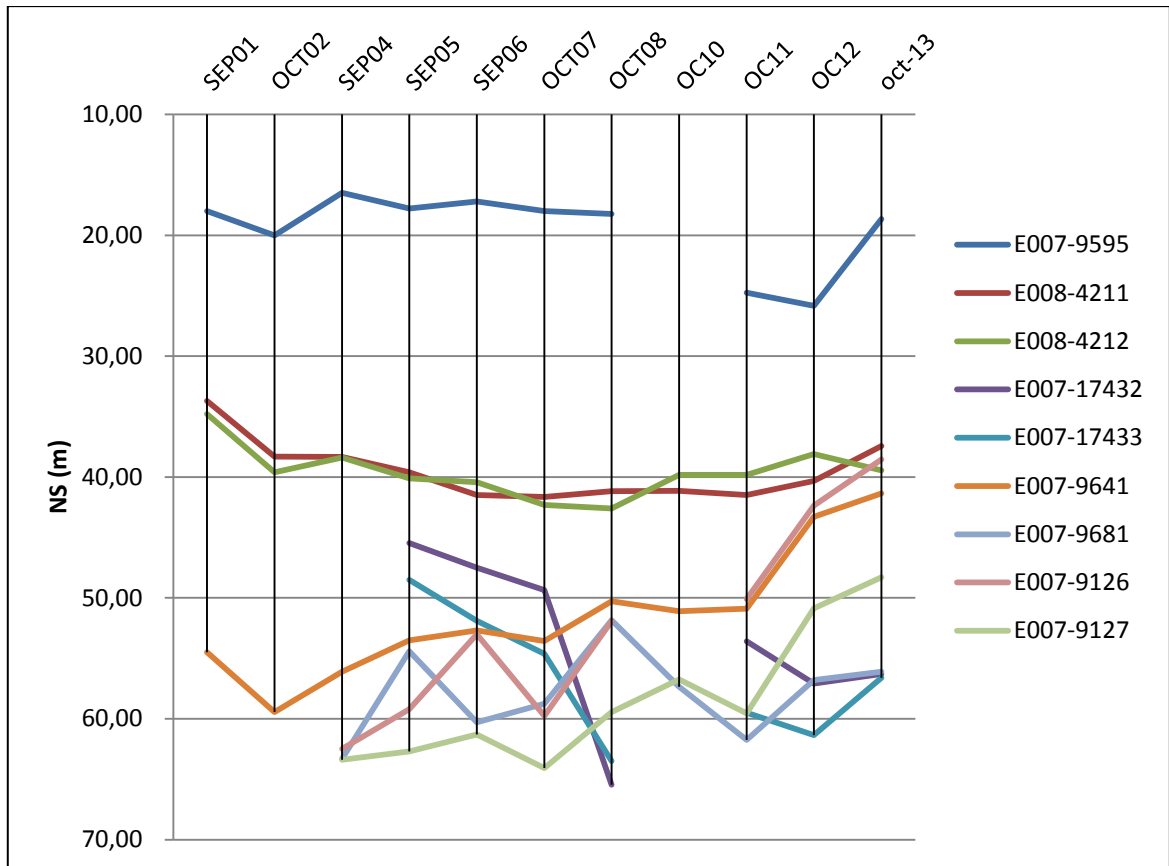


Figure 2.13: Variations des niveaux de la nappe dans le bassin Harrach-Hamiz en périodes de basses eaux (2001 à 2013)

Une remontée de l'ordre d'une dizaine de mètres, a été constatée au niveau du piézomètre E007-9126 situé dans le champ captant de Baraki. Le niveau actuel mesuré est de 38,55m par rapport au sol. Cette remontée progressive dans la région de Baraki et de Bougara est le résultat de l'influence conjuguée, de l'arrêt de plusieurs forages ainsi que l'épisode pluvieux exceptionnel du mois de février 2012 qui ont permis à la nappe de se recharger.

Nous tenons à signaler que cette remontée en période basses eaux au Nord de l'Atlas Blidien est l'impact réel de l'infiltration efficace des précipitations du mois de février 2012, en plus des apports de la fonte des neiges.

2.8.3. Évolution de la profondeur de la nappe en période des hautes eaux dans le Bassin du Mazafran

La comparaison des niveaux statiques, en période des hautes eaux dans le bassin du Mazafran, montrent une remontée de l'ordre de 1 à 5 m dans le bas Mazafran (E007-8161, E007-9121, E007-9122, E007-9123).

Nous avons enregistré néanmoins une remontée du niveau de l'ordre de 20 m du côté de Bouroumi à 7 Km au Nord d'El Affroun par rapport à 2010 au niveau du piézomètre E007-9128. A cet endroit, la profondeur de la nappe est de 29.50 m alors qu'en 2010, elle était à 51m.

Nous signalons une nette amélioration du niveau piézométrique sur pratiquement tous les points mesurés dans le bassin du Mazafran (Figures 2.14 et 2.15).

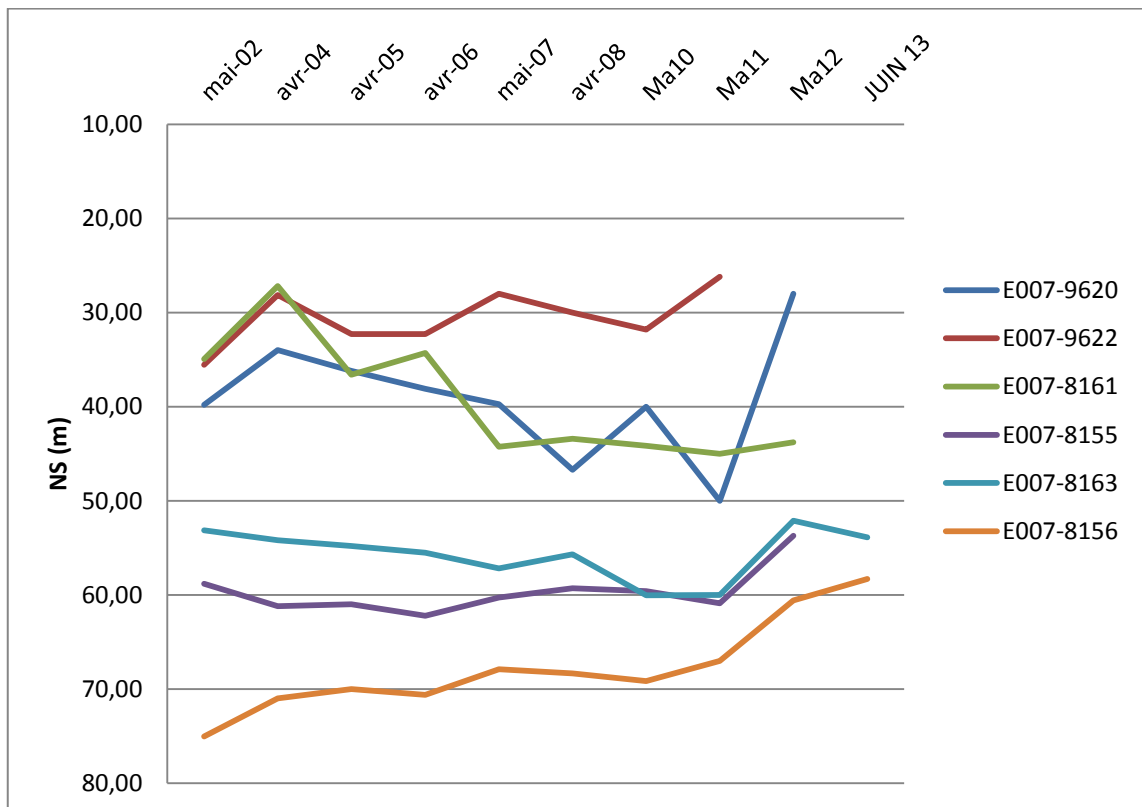


Figure 2.14: Evolution des niveaux de la nappe dans le bassin du Mazafran en périodes des hautes eaux (2002 à 2013)

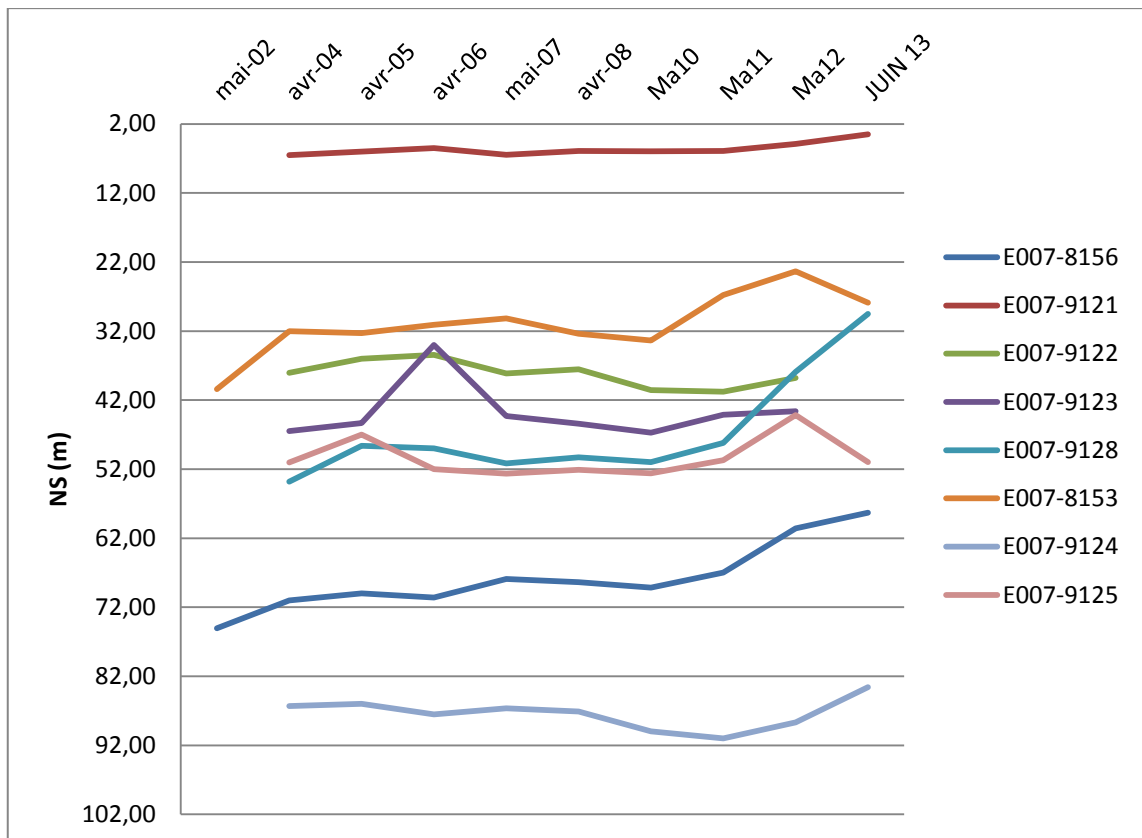


Figure 2.15: Evolution des niveaux de la nappe dans le bassin du Mazafran en périodes des hautes eaux (2002 à 2013)

2.8.4. Évolution de la profondeur de la nappe en période basses eaux dans le bassin du Mazafran

Dans le secteur du Mazafran, la nappe des alluvions est captive dans le bas Mazafarn. Nous avons enregistré des niveaux plus au moins stables depuis l'année 2007 qui varient en moyenne de 50 à 60 m. Une amélioration métrique est à signaler ,de l'ordre de 3 à 5 mètres (Figure 2.16).

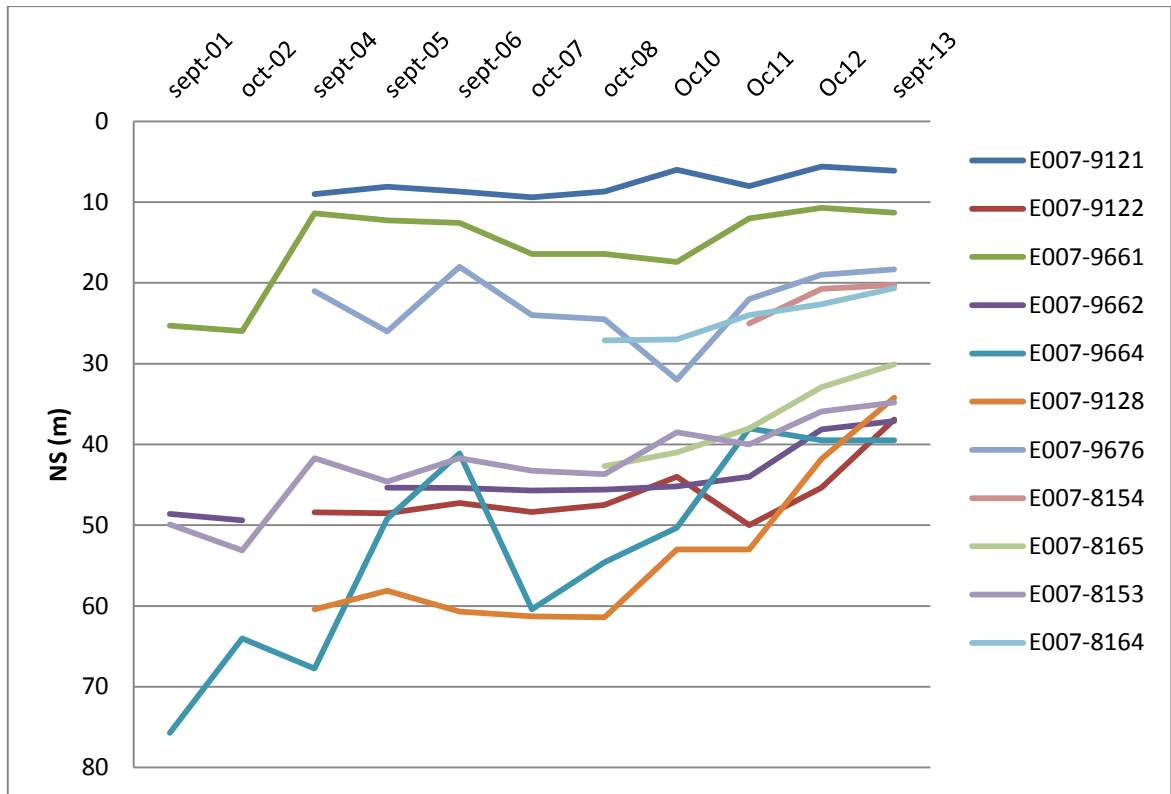


Figure 2.16 : Evolution des niveaux de la nappe dans le bassin du Mazafran en périodes des basses eaux (2001 à 2013)

Dans la région de Boufarik, le niveau de la nappe est remonté d'une moyenne de 6 m par rapport à l'année 2012. Au niveau du champ captant Blida I, nous avons enregistré une remontée moyenne de 4 à 6 m entre 2011 et 2012. Dans le champ captant Blida II, nous avons noté également une amélioration du niveau de la nappe de la Mitidja avec des remontées de l'ordre de 4 à 7 m par rapport à 2011. Le niveau de la nappe varie entre 20 et 34 m alors qu'en 2011, il variait entre 25 et 40m (Figure 2.17).

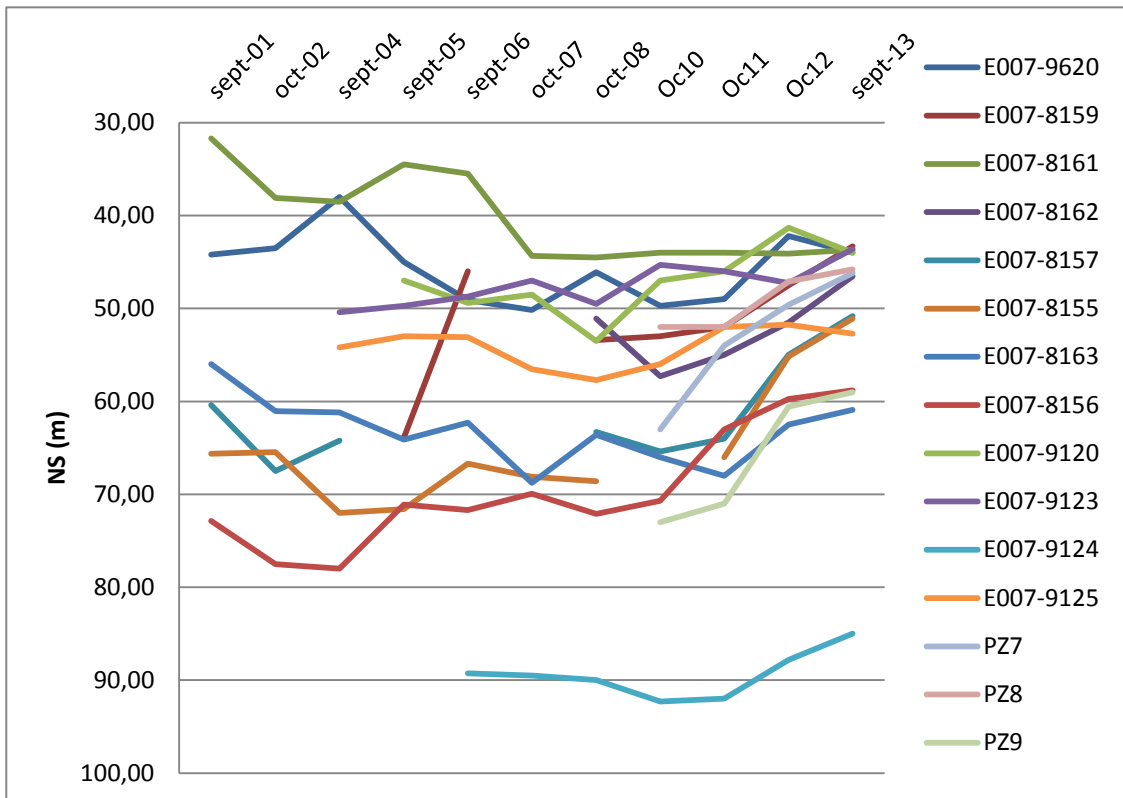


Figure 2.17 : Evolution des niveaux de la nappe dans le bassin du Mazafran en périodes des basses eaux (2001 à 2013)

CHAPITRE 3

MATERIEL ET METHODES

Durant ces deux dernières décennies, les eaux souterraines de la nappe alluviale de la Mitidja ont été affectées par différents types de pollution [68] :

- Pollution par les Nitrates,
- Pollution par intrusion marine dans la Mitidja Orientale (Baie d'Alger).
- Pollution accidentelle par les hydrocarbures.

Dans le but d'évaluer qualitativement cette nappe, des prélèvements d'échantillons d'eau ont été effectués pour des analyses physico-chimiques et microbiologiques.

3.1. Stratégie et organigramme d'échantillonnage

Le réseau d'échantillonnage se compose de 30 forages (Figure 3.1) et couvre la totalité de la plaine de la Mitidja de l'amont vers l'aval. Ces derniers ont été choisis de manière aussi contrasté que possible du point de vue de leur situation géographique et des activités qui s'y exercent afin d'obtenir des renseignements sur les paramètres étudiés.

La méthodologie consiste à caractériser le milieu étudié par la détermination de plusieurs paramètres physico-chimiques et microbiologiques dans les eaux souterraines de la région de la Mitidja et le risque sanitaire sur la population.

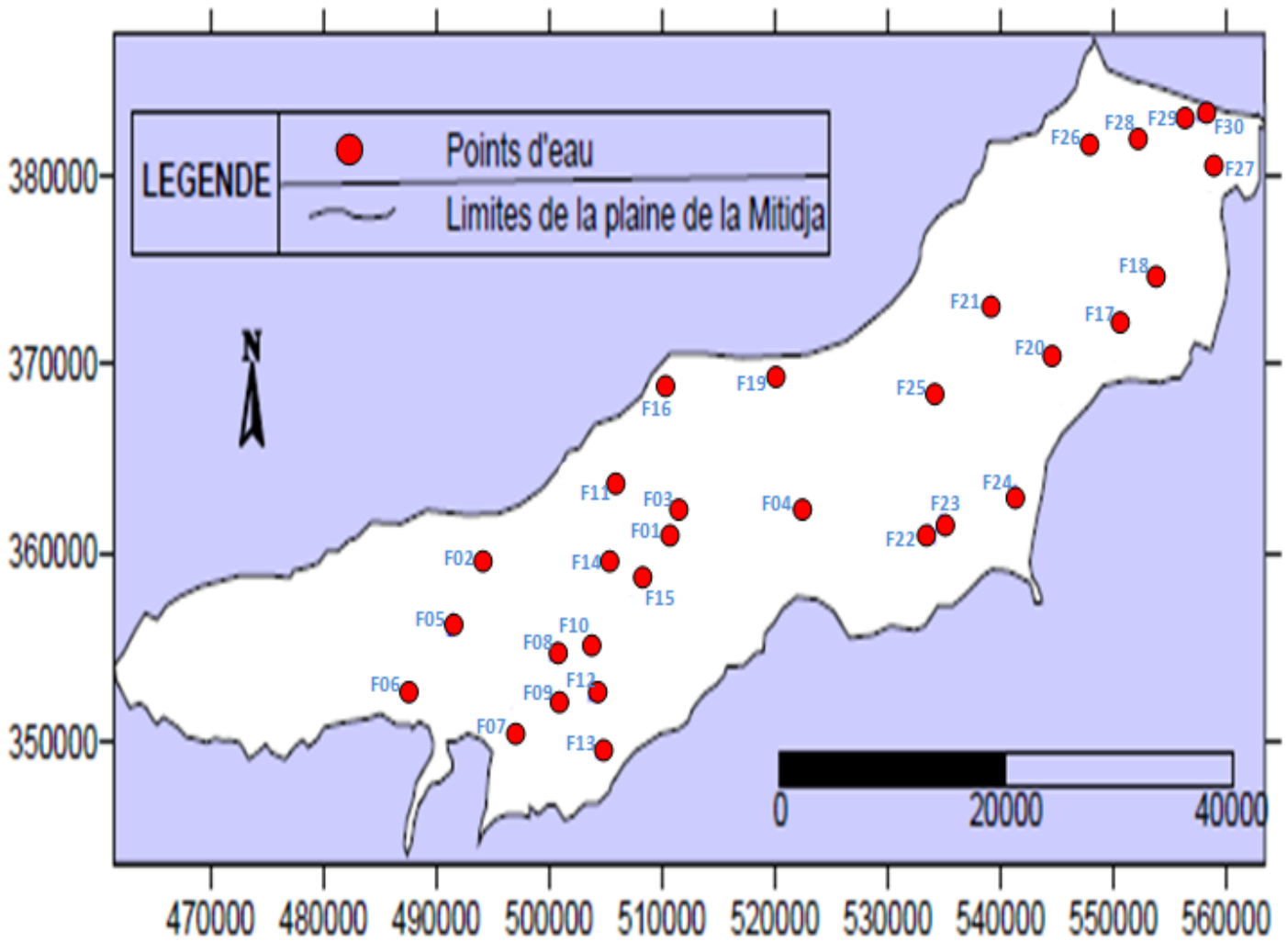


Figure 3.1 : réseau d'échantillonnage de la nappe de la Mitidja

Le tableau suivant résume les principales caractéristiques des forages sélectionnés. Ils sont utilisés pour l'alimentation en eau potable et pour l'irrigation des terres agricoles de la plaine de la Mitidja.

Tableau 3.1 : Caractéristiques des forages étudiés.

Forage	Coordonnées de Lambert		Nappe	Prof (m)	Protection	Lieu	Nom
	X	Y					
F1	510 050	361 450	Mitidja	120	PPI	Centre	F1C
F2	493 450	358 800	Mitidja	140	PPI	Ouest	F2O
F3	512 500	363 550	Mitidja	120	PPI	Centre	F3C
F4	520 150	363 520	Mitidja	123	PPR	Centre	F4C
F5	491 200	355 640	Mitidja	120	PPI	Ouest	F5O
F6	488 600	352 230	Mitidja	142	PPI	Ouest	F6O
F7	496 120	352 200	Mitidja	120	PPI	Ouest	F7O
F8	500 470	354 670	Mitidja	175	PPR	Ouest	F8O
F9	503 950	352 600	Mitidja	125	PPR	Ouest	F9O
F10	504 150	355 700	Mitidja	100	PPR	Ouest	F10O
F11	506 000	364 000	Mitidja	110	PPI	Centre	F11C
F12	505 700	351 300	Mitidja	150	PPI	Ouest	F12O
F13	504 500	349 450	Mitidja	116	PPI	Ouest	F13O
F14	503 750	358 120	Mitidja	110	PPI	Ouest	F14O
F15	507 200	357 150	Mitidja	100	PPR	Ouest	F15O
F16	509 750	368 750	Mitidja	120	PPI	Centre	F16C
F17	550 650	370 750	Mitidja	100	PPR	Est	F17E
F18	553 650	374 620	Mitidja	115	PPI	Est	F18E
F19	519 500	369 500	Mitidja	150	PPI	Centre	F19C
F20	545 950	368 500	Mitidja	130	PPR	Est	F20E
F21	539 200	373 150	Mitidja	120	PPI	Est	F21E
F22	533 750	361 100	Mitidja	140	PPI	Centre	F22C
F23	534 770	361 500	Mitidja	175	PPI	Centre	F23C
F24	541 270	363 070	Mitidja	140	PPI	Est	F24E
F25	534 900	367 700	Mitidja	150	PPR	Centre	F25C
F26	547 900	382 900	Mitidja	125	PPI	Est	F26E
F27	558 620	379 920	Mitidja	140	PPI	Est	F27E
F28	550 350	381 650	Mitidja	140	PPI	Est	F28E
F29	556 500	384 350	Mitidja	120	PPI	Est	F29E
F30	557 900	384 670	Mitidja	110	PPI	Est	F30E

PPI : Périmètre de protection immédiate

PPR : Périmètre de protection rapprochée

F : Forage

E : Est

C : Centre

O : Ouest

Trente (30) forages ont été prélevés (tableau 3.1) au cours de quatre (04) campagnes d'échantillonnage durant la saison hautes eaux correspondant à la saison humide (Mai et Juin) et basses eaux correspondant à la saison chaude (Septembre et Octobre). La dernière campagne hautes eaux 2017 (Mai 2017), a ciblé uniquement dix-sept (17) forages.

Le nombre d'échantillon ainsi que les paramètres mesurés sont mentionnés dans le tableau ci-dessous

Tableau 3.2: Campagnes d'échantillonnage effectuées durant la période d'étude.

Campagne	Période	Nombre d'échantillons	Eléments dosés	Laboratoire d'analyse
1 ^{ère} campagne	Mai et Juin 2015	60	Ions majeurs, paramètres microbiologiques	Laboratoire de l'ANRH Laboratoire de l'ADE de Chiffa
2 ^{ème} campagne	Septembre et Octobre 2015	60	Ions majeurs, paramètres microbiologiques	Laboratoire de l'ANRH. Laboratoire de l'ADE de Chiffa
3 ^{ème} campagne	Juin 2016	30	Ions majeurs	Laboratoire de l'ANRH
4 ^{ème} campagne	Octobre 2016	30	Ions majeurs	Laboratoire de l'ANRH
5 ^{ème} campagne	Mai 2017	17	O ₂ dissous, DBO ₅ , DCO, métaux lourds, Paramètres microbiologiques	Laboratoire Central de SEAAL Kouba

Ce programme d'échantillonnage a été mis en place pour:

- Disposer des données concernant la qualité de la nappe pour deux régimes hydriques contrastés, basses et hautes eaux.
- Fournir des informations sur l'évolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques et microbiologiques.
- Etudier les taux des nitrates dans la nappe alluviale de la Mitidja et Identifier les zones contaminées et/ou les sources de contamination.

3.2. Prélèvement, conservation et transport vers les laboratoires d'analyse

Le prélèvement d'une eau souterraine comprend différentes étapes telles que : la préparation du matériel de prélèvement, le prélèvement proprement dit, le conditionnement et le stockage de l'échantillon avant l'analyse. Chaque étape de prélèvement doit être maîtrisée afin de s'assurer de la fiabilité des résultats des analyses et de connaître la qualité naturelle de l'eau souterraine.

3.2.1. Mode de prélèvement

Les prélèvements ont été réalisés à la tête du forage, le plus près possible de l'ouvrage de captage, avant que l'eau n'atteigne le réservoir ou les systèmes de distribution ou de traitement. Car il est nécessaire de prélever des échantillons d'eau brute et non pas d'eau traitée puisque les traitements, tels que la chloration par exemple, peuvent modifier la composition chimique de l'eau.

La composition chimique de l'eau échantillonnée est ainsi la plus représentative possible de celle de l'aquifère.

Pour les analyses physico-chimiques

Un prélèvement destiné aux analyses chimiques ne requiert pas le maintien de l'asepsie. Cependant, certaines règles de base dont l'hygiène personnelle, la propreté du matériel et des surfaces de travail doivent être respectées.

Les prélèvements ont été effectués au robinet. Il convient d'abord d'ouvrir le robinet à débit maximum pendant 5 à 10 secondes puis de le ramener à un débit

moyen pendant 2 minutes. On utilise des flacons de 1000 ml pour l'ensemble des prélèvements destinés aux différentes analyses physico-chimiques.

Au moment du prélèvement :

- Rincer de nouveau les flacons trois fois avec de l'eau à analyser puis les remplir jusqu'au bord.
- Placer le bouchon de telle façon qu'il n'y ait aucune bulle d'air et qu'il ne soit pas éjecté au cours du transport.
- Inscrire sur le flacon les indications nécessaires à son identification.

Pour le dosage des métaux lourds

Pour le dosage des métaux lourds (dans notre cas le dosage n'a concerné que les métaux suivants : Plomb, Manganèse, Fer, Nickel, Arsenic, Sélénium, Cadmium, Antimoine, Cuivre, Chrome, Argent, Baryum, Molybdène, Zinc, Bore, Mercure et Aluminium), des flacons en verre de 250 ml, ont été utilisés pour éviter toute contamination possible.

Les flacons ont été préparés la veille selon le mode opératoire suivant :

- Laver le flacon et le bouchon avec une solution diluée de détergent.
- Rincer abondamment avec l'eau distillée.
- Rincer avec une solution aqueuse d'acide nitrique à 10%.
- Vider et remplir complètement avec une solution aqueuse d'acide nitrique 10%.
- Fermer avec le bouchon et laisser reposer pendant au moins 12h.
- Vider le flacon, rincer avec de l'eau distillée, et replacer immédiatement le bouchon.

Après le prélèvement :

- Acidifier l'échantillon dès que possible en ajoutant 2 ml d'acide nitrique (65%) à pH=2. L'acidification bloque les réactions d'oxydation, les phénomènes de précipitation ou d'adsorption des cations, et limite la prolifération des bactéries au sein de l'échantillon d'eau.
- Les conditions de terrain n'ont pas permis de filtrer les échantillons avant leur acidification.

Pour les analyses bactériologiques

Les prélèvements pour les analyses bactériologiques requièrent une attention toute particulière de façon à ne pas contaminer les échantillons ; Pour cela le prélèvement doit répondre aux conditions suivantes :

- Eviter la contamination du prélèvement lors de l'échantillonnage en utilisant du matériel nettoyé.
- Utiliser des flacons en verre de 1000 ml. Ces flacons doivent assurés une fois bouchés, une protection totale contre toute contamination.

Avant usage :

- Laver soigneusement les flacons, puis les rincer à l'eau distillée, car il ne doit rester aucune trace d'un éventuel décapant ou antiseptique.
- Sécher les flacons puis les boucher et les stériliser à l'autoclave à $121 \pm 1^\circ\text{C}$ durant 15 minutes.

Au moment du prélèvement

- Enlever s'ils existent les tuyaux en caoutchouc adaptés au robinet.
- Se laver soigneusement les mains et avant-bras avec un produit désinfectant, les rincer à l'alcool et les laisser sécher.
- Flamber le robinet pendant au moins 2 à 3 mn.
- Ouvrir le robinet et laisser couler 3 à 5 mn en gardant la flamme d'un briquet allumée un peu au-dessus du robinet.

- Remplir le flacon tout en maintenant près de la flamme, puis fermer immédiatement le flacon après le prélèvement, ne pas ouvrir le flacon avant l'analyse réalisée au laboratoire ; sinon il faut absolument refaire le prélèvement.
- Inscrire sur le flacon les indications nécessaires à son identification.
- Effectuer les analyses le plus rapidement possible.

3.2.2. Conservation et transport des échantillons

Tous les échantillons une fois prélevés sont conservés dans une glacière, dont la température doit être comprise entre 4 et 6 °C. Un délai maximum de huit (08) heures est généralement recommandé entre les opérations de prélèvement et d'analyses. La conservation au laboratoire se fait aussi à 4 °C.

3.3. Méthode d'analyses physico-chimiques des échantillons

Les paramètres physiques, la température, la conductivité électrique (CE) et le pH, ont été mesurés *in situ*. Les ions ont été analysés en utilisant les méthodes d'analyse physico-chimiques résumés dans le tableau suivant (détail en appendice A) :

Tableau 3.3 : Méthodes d'analyses physico-chimiques

Paramètre chimique	Méthode d'analyse	Appareillage	Référence de la méthode
Bicarbonates (HCO_3^-)	Titrimétrie	Titrage avec HCl	NF T90-036
Chlorures (Cl^-)	Titrimétrie	Titrage avec le nitrate d'argent AgNO_3	NF T90-014
Sulfates (SO_4^{2-}),	Spectrophotométrie	Spectrophotomètre UV/Visible(HACH Odyssey DR 250 0)	ISO 9280
Nitrates (NO_3^-),			NF T90-012
Nitrite (NO_2^-),			ISO 5667
Ammonium (NH_4^+)			ISO 7150/1
phosphate (PO_4^{3-})			ISO 6878
Sodium (Na^+) et Potassium (K^+)	Spectrophotométrie à flamme	Spectrophotométrie d'émission à flamme	ISO 9964
Calcium (Ca^{2+}) et Magnésium (Mg^{2+})	Titrimétrie	Titrage avec l'EDTA	NF T90-003
O_2 dissous	méthode électrochimique à la sonde	Multi-paramètre sension 156 HACH.	ISO 5814
DBO_5	méthode électrochimique	Robot SP50 SKALAR couplé à un oxymètre	ISO 5815-1
DCO	méthode électrochimique	DCO mètre	ISO 6060
Conductivité électrique	-	Conductimètre	ISO 7888
pH	-	PH mètre HACH sension3	ISO 10523
Température	-	Thermomètre	ISO 654

La fiabilité des analyses physico-chimiques a été contrôlée, en calculant la balance ionique. Dans cette étude, tous les échantillons ont un équilibre chimique inférieur à 10 %.

Les métaux lourds ont été dosés par Spectroscopie d'Emission Optique avec Plasma Induit par haut fréquence (ICP- OES). Le dosage concerne les métaux suivants : Plomb, Manganèse, Fer, Nickel, Arsenic, Sélénium, Cadmium, Antimoine, Cuivre, Chrome, Argent, Baryum, Molybdène, Zinc, Bore, Mercure et Aluminium par ICP-OES selon la norme ISO 11885.

Le principe consiste à mesurer l'émission de lumière par une technique de spectroscopie optique. Les échantillons sont nébulisés et l'aérosol ainsi produit est transporté dans une torche à plasma où se produit l'excitation. Les spectres d'émission caractéristiques sont produits par un plasma à couplage inductif par haute fréquence (ICP). Les spectres sont dispersés par un spectromètre à réseau et l'intensité des raies est évaluée par un détecteur.

La mesure de l'absorbance se fait à une longueur d'onde de 396,153 nm. Le logiciel indique directement les résultats des concentrations des métaux qui sont reportés à deux chiffres après la virgule.

3.4. Méthodes d'analyses microbiologiques des échantillons

Les méthodes d'analyses des différents paramètres microbiologiques sont consignées dans le tableau suivant :

3.4.1. Dénombrement des coliformes totaux et coliformes fécaux

La méthode de filtration sur membrane consiste à recueillir, identifier et dénombrer, à la surface d'une membrane filtrante stérile d'un diamètre de 0, 45 µm, les bactéries recherchées dans un échantillon.

Après filtration de l'eau à étudier, la membrane est déposée sur un milieu gélosé approprié qui permettra aux colonies de coliformes de se développer préférentiellement après incubation de 18 à 24 heures, et sous un aspect

suffisamment caractéristique pour autoriser un diagnostic présomptif. Celui-ci peut d'ailleurs être confirmé par des repiquages.

Nous avons suivi le mode opératoire :

- Allumer le bec Bunsen pour créer une zone de stérilisation.
- Flamber la surface supérieure de la rampe de filtration, la plaque poreuse et le réservoir pour assurer un travail dans les conditions d'asepsie, puis laisser refroidir.
- Prélever deux membranes de leur emballage à l'aide d'une pince stérile.
- Poser les membranes sur la plaque poreuse de la rampe de filtration.
- Agiter soigneusement le flacon d'eau à analyser.
- Verser stérilement le flacon d'eau désirée (100 ml pour une eau désinfectée).
- Ouvrir le robinet pour laisser l'eau s'écouler.
- Enlever le réservoir dès que les membranes paraissent sèches puis les prélever avec une pince stérile en les saisissant par leur extrême bord.
- Déposer les membranes sur le milieu sélectif gélose lactosé au TTC et au Tergitol en prêtant attention à ne pas piéger des bulles d'air.
- Incuber à 37°C pendant 24 heures l'une des deux boîtes de pétri, et l'autre à 44 °C pendant 16 à 24 heures couvercle vers le bas.

❖ Lecture

La lecture des boîtes incubées à 37°C permet de reconnaître la présence des coliformes totaux par les caractéristiques suivantes :

- Une coloration jaune des colonies, résultant de l'absence de réduction du TTC par les coliformes.
- Un halo jaune dans le milieu, sous la membrane, autour des colonies correspondant à une fermentation du lactose par les coliformes.

La lecture des boîtes incubées à 44°C permet de mettre en évidence les coliformes fécaux de la même façon que les boîtes incubées à 37°C.

❖ Test de confirmation

Pour confirmer la présence d'*E. coli*, prendre quelques colonies à partir des boîtes incubées à 44°C et procéder comme suit :

- Ensemencer à l'aide d'une pipette Pasteur le culot du milieu TSI en tube par piqûre centrale et la surface inclinée par des stries serrées, puis incubé à 37°C pendant 24 heures.
- Introduire à l'aide d'une pipette Pasteur les colonies dans un tube à essai contenant un petit volume de milieu urée-indole puis incubé à 37°C pendant 24 heures, ajouter par la suite 2 à 3 gouttes du réactif Kovacs.

❖ Lecture

- Tube TSI : l'utilisation de l'un des sucres contenus dans le milieu (glucose, saccharose et lactose) se traduit par une acidification (virage au jaune du rouge de phénol). La production de sulfure d'hydrogène est absente dans le cas d'*E. Coli*.

La présence de *E. coli* est mise en évidence par :

- Culot jaune : glucose fermenté.
- Pente inclinée jaune : lactose et saccharose fermentés.
- Apparition de gaz dans le culot.
- Tube urée-indole : le réactif Kovacs réagit avec le milieu indole pour former un anneau rouge en surface confirmant la présence d'*E. coli*.

❖ Expression des résultats

Le résultat est donné en nombre de germes par 100 ml.

3.4.2. Dénombrement des Streptocoque fécaux

Après filtration sur membrane de cellulose, celle-ci est appliquée sur un support nutritif contenant des substances inhibitrices qui laissent se développer préférentiellement les colonies de streptocoques fécaux.

❖ Mode opératoire

- Filtrer les mêmes quantités d'eau pour la colimétrie selon la même technique.
- Déposer les membranes sur le milieu Slanetz, puis incubé à 37°C pendant 48 heures.

❖ Lecture

- Compter les colonies qui présentent les caractéristiques suivantes :
 - Un diamètre de 0,5 à 2 mm.
 - Une coloration rouge, violette, marron ou rose visible sur la boîte.

❖ Test de confirmation

- Transférer le filtre sur une boîte de gélose BEA, puis incubé à 44°C pendant 2 heures.

❖ Lecture

Dénombrer toute les colonies entourées d'un halo noir résultant de la dégradation de l'esculine du milieu par les streptocoques fécaux.

❖ Expression des résultats

Les résultats du dénombrement des coliformes totaux, fécaux et des streptocoques fécaux sont exprimés en nombre de germes par 100 ml.

3.4.3. Recherche et dénombrement des spores d'Anaérobies Sulfito-Réductrices (ASR)

Après destruction des formes végétatifs par chauffage à 80°C, l'échantillon est incorporé à une gélose viande foie fondue. Après solidification et incubation, la présence de germes Sulfito-Réducteurs se traduit par un halo noir de sulfure de fer autour des colonies.

❖ Mode opératoire

- Agiter soigneusement l'eau à analyser et en introduire 25 ml environ dans un tube stérile.
- Porter 8 à 10 minutes à 80 °C.
- Après chauffage, refroidir rapidement le tube sous l'eau du robinet dans le but de détruire les formes végétatives des ASR éventuellement présentes et garder uniquement les formes sporulées.
- Répartir ensuite le contenu de ce tube, dans 4 tubes stériles, à raison de 5ml par tube.
- Ajouter environ 15 ml de gélose viande foie fondue et refroidir à 45± 1°C, additionnée d'une ampoule d'Alun de Fer et d'une ampoule de Sulfite de Sodium.
- Mélanger doucement le milieu et l'inoculum en évitant les bulles d'air et en évitant l'introduction d'oxygène.
- Laisser solidifier sur pailleasse pendant 30 minutes environ, puis incuber à 37°C, pendant 24 à 48 heures.

❖ Lecture

La première lecture doit absolument être faite après 16 heures car très souvent les colonies des ASR sont envahissantes. Dans ce cas on se trouve en face d'un tube complètement noir rendant alors l'interprétation difficile voire impossible. Dans le cas où les colonies caractéristiques n'apparaissent pas, réincuber les tubes et effectuer une deuxième lecture au bout de 24 heures, puis

une troisième et dernière lecture après 48 heures. Dénombrer toutes les colonies noires de 0,5 mm de diamètre, poussant en masse.

❖ Expression des résultats

Il est impératif de repérer et de dénombrer toutes les colonies noires poussant en masse et de rapporter le total des colonies à 20 ml d'eau à analyser.

3.4.4. Recherche des Salmonelles

La recherche des Salmonelles dans l'eau doit habituellement inclure une phase de pré-enrichissement, de sélection puis confirmation. La méthode de recherche de ces micro-organismes découle de deux données : d'une part leur présence en nombre relativement faible dans les eaux ainsi que leur difficulté d'y survivre ; d'autre part l'existence habituelle d'un nombre important de germes d'accompagnement, d'origine fécale (Coliformes, Streptocoques) ou non fécale (*Pseudomonas*, *Achromobacter*, etc.).

Ces germes, plus nombreux, entrent en compétition avec les salmonelles éventuellement présentes qui sont alors inhibées. Ces constatations entraînent l'obligation d'utiliser des milieux d'enrichissements sélectifs, dans le but d'inhiber le développement des autres bactéries.

Pour la recherche des salmonelles, un milieu à la Cystéine Sélénite a été utilisé avec une incubation à 35°C ou 37°C pendant une période de 24 heures.

❖ Mode opératoire

La recherche des salmonelles se fait en 4 étapes :

Le 1^{er} jour : enrichissement primaire

- Introduire 100 ml de l'eau à analyser dans 100 ml de bouillon Sélénite-Cystéine D/C. La solution obtenue est appelée SFB I, elle est incubée à 37°C pendant 18-24 heures.

Le 2^{ème} jour : enrichissement secondaire et isolement

- Utiliser la solution SFB I incubée la veille pour effectuer le 2^{ème} enrichissement (solution SFB II) sur bouillon Sélénite-Cystéine en tube à raison de 1 ml par tube et un isolement sur gélose Hektoen I (H I). L'incubation est réalisée à 37°C pendant 18 à 24 heures.

Le 3^{ème} jour : isolement, lecture et identification

- Effectuer à partir du bouillon SFB II un isolement sur gélose Hektoen II (H II),
- Prendre ensuite 1 ml du SFB II et l'introduire dans un bouillon Sélénite-Cystéine en tubes (SFB III), puis l'incuber à 37 °C pendant 18 à 24 heures.
- Effectuer la lecture de la boîte de gélose Hektoen (H I).

Le 4^{ème} jour : isolement, lecture et identification

- Effectuer à partir du bouillon SFB III un isolement sur gélose Hektoen (H III) et incuber à 37 °C pendant 18 à 24 heures.
- Faire la lecture de la boîte de gélose Hektoen (H II) incubée la veille.

Le 5^{ème} jour : Lecture et identification

- Effectuer la lecture de la boîte de gélose Hektoen (H III) incubée la veille.

Les salmonelles apparaissent le plus souvent sous forme de colonies grises avec ou sans centre noire. Ces dernières subiront une identification biochimique.

Le résultat est donné en nombre de germes par 100 ml.

3.4.5. Recherche des vibrions cholériques

La recherche dans l'eau des vibrions cholériques doit habituellement inclure une phase de pré-enrichissement, de sélection puis confirmation. Après enrichissement par passage en milieu hypersalé et après isolement sur milieu sélectif, l'identification est basée essentiellement sur des épreuves immunologiques.

La recherche des vibrions est réalisée en 3 étapes:

Le 1^{er} jour

- Réaliser un premier enrichissement sur un milieu Eau Peptonée Alcaline (EPA) 10 fois concentré, auquel on ajoute aseptiquement 450 ml d'eau à analyser au moment du prélèvement puis incuber à 37°C pendant 24 heures.

Le 2^{ème} jour

- Effectuer le deuxième enrichissement sur milieu EPA II en tubes à raison de 1 ml par tube et un isolement sur GNAB I (Gélose Nutritif Alcaline Biliée), puis incuber à 37°C pendant 24 heures.

Le 3^{ème} jour

- Isoler le tube EPA II sur gélose GNAB II et effectuer une lecture de la boîte GNAB I.

Le 4^{ème} jour

- Effectuer la lecture de la boîte de gélose GNAB II, tout en sachant que les vibrions se présentent le plus souvent sous forme de colonies lisses et transparentes. Ces dernières subiront une identification biochimique.

Le résultat est donné en nombre de germes par 100 ml.

Le tableau suivant récapitule l'ensemble des techniques utilisées pour rechercher les microorganismes dans les échantillons d'eau souterraine.

Tableau 3.4 : Tableau récapitulatif des paramètres microbiologiques recherchés et méthodes utilisées.

Paramètres microbiologique	Principe de la méthode d'analyse	Référence de la méthode d'analyse
Coliformes totaux	<ul style="list-style-type: none"> - Filtration sur membrane - Incubation à 37 °C - Dénombrement des colonies jaune 	NF EN ISO 6222 (T 90-414)
Coliformes fécaux	<ul style="list-style-type: none"> - Filtration sur membrane - Incubation à 44°C - Dénombrement des colonies jaune - Confirmation 	NF EN ISO 9308-1 (T 90-414)
Streptocoques fécaux	<ul style="list-style-type: none"> - Filtration sur membrane - Incubation à 37 °C - Dénombrement des colonies violet Confirmées 	NF EN ISO 9308-1 (T 90-414)
Spores de <i>Clostridium</i> Sulfito-réducteurs en anaérobiose UFC/20 ml	Destruction des formes végétatives Incorporation sur milieu gélosé Viande Foie fondue Incubation à 37 °C en anaérobiose Dénombrement des colonies caractéristiques	NF EN 26461-2 (T 90-417)
<i>Salmonella</i>	Enrichissement sur un milieu Cystéine Sélénite Isolement sur milieu Hektoen Incubation à 37°C pendant une période de 24 heures. Identification	(ISO 19250)
<i>Vibrio cholerae</i>	Enrichissement sur un milieu Eau-Peptonée-Alcaline Isolement sur Gélose Nutritif Alcaline Biliée Incubation à 37 °C pendant 24 heures Identification	ISO/ TS 21872

3.5. Indice de qualité de l'eau (IQE)

L'indice de qualité de l'eau (en anglais Water Quality Index) est une méthode de classification de l'eau qui repose sur la comparaison des paramètres de qualité de l'eau selon les normes internationales. Dans cette approche, une grande quantité de données sur la qualité de l'eau est résumée en termes simples (par exemple, excellent, bon, mauvais...etc.), par l'intermédiaire d'un score qui décrit l'état qualitative de l'eau en vue d'un usage humain [85,86].

HORTON [85] et BROWN et al.[86], sont les premiers auteurs qui ont proposés d'utiliser l'IQE dans l'étude de la qualité chimique de l'eau en raison de sa simplicité et de son efficacité. Au cours des dernières années, plusieurs études ont eu recours à ce concept pour évaluer la qualité des eaux [87, 88, 89, 90, 91,92, 93].

Dans la présente étude, l'IQE a été appliqué pour estimer l'influence des facteurs naturels et anthropiques sur la qualité de la nappe alluviale de la Mitidja. L'indice de la qualité de l'eau a été calculé selon la méthode proposée par YIDANA et YIDANA [94].

La méthodologie repose sur le calcul de l'indice de la qualité de l'eau à partir d'un tableau de quelques paramètres (Tab.3.5). En d'autres termes, Une valeur numérique appelée poids (Weight ou W_i), comprise entre 2 et 5, est attribuée à chaque paramètre, reflétant son degré d'influence sur la qualité de l'eau [95, 96, 97].

Un poids maximum de 5 a été attribué pour les NO_3^- , 4 pour le TDS et le pH, 3 pour le TAC et un poids minimum de 2 pour TH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+ [98].

Les poids attribués aux différents paramètres physico-chimiques sont présentés dans le tableau 3.5.

Tableau 3.5: Poids des paramètres physico-chimiques [99]

Paramètres chimiques	Norme de l'OMS [100]	Facteur de poids (wi)	Poids relative (Wi)
PH	6,5-8,5	4	0,121
TH	300	2	0,06
Ca ²⁺	75	2	0,06
Mg ²⁺	30	2	0,06
Na ⁺	200	2	0,06
K ⁺	12	2	0,06
TAC	200	3	0,09
TDS	500	4	0,121
Cl ⁻	250	3	0,09
NO ₃ ⁻	45	5	0,15
SO ₄ ²⁻	200	4	0,121
		$\sum w_i = 33$	0,994

Le poids relatif (Wi) est calculé par l'équation suivante :

$$W_i = w_i / \sum_{i=1}^n w_i \quad (1)$$

Wi est le poids relatif, wi est le poids de chaque paramètre et n est le nombre des paramètres

L'échelle de notation de la qualité (qi) de chaque paramètre est calculée par division de la concentration de chaque paramètre par la norme respective de l'OMS et multiplier par 100.

$$q_i = (C_i/S_i) \times 100 \quad (2)$$

qi: échelle de notation de la qualité

Ci : la concentration de chaque paramètre en mg/l

Si : la norme de l'OMS de chaque paramètre en mg/l.

Pour calculer l'Indice de la Qualité de l'Eau, le Sous-Indice (Sli) est le premier indice à déterminer. A partir de la somme des Sous Indices de chaque paramètre, on détermine l'IQE de chaque échantillon :

$$Sli = W_i x q_i \quad (3)$$

$$IQE = \sum Sli \quad (4)$$

Quatre types d'eau de différentes qualités peuvent être obtenus selon les valeurs de l'indice de qualité de l'eau (tableau. 3.6).

Tableau 3.6 : Classification de l'eau selon l'IQE [89].

Valeur de l'IQE	Type d'eau
< 50	Excellente qualité
50-100,1	Bonne qualité
100-200,1	Mauvaise qualité
200-300,1	Très mauvaise qualité
> 300	Eau non potable

3.6. Détermination des principaux faciès chimiques

D'après GÜLER et *al.*, [101], les faciès hydrochimiques sont fréquemment utilisés en hydrogéologie pour décrire grossièrement la composition des eaux naturelles. La représentation graphique des résultats des analyses s'avère un outil inévitable. Pour atteindre cet objectif, nous avons eu recours au diagramme de Piper et à celui de Schoeller-Berkaloff.

Ces diagrammes ont été élaborés avec le programme Piper et Schoeller-Berkaloff issus du logiciel **Diagrammes** conçu par Roland Simler (Laboratoire d'Hydrogéologie. Université d'Avignon, 2013).

3.6.1. Diagramme de Piper

Ce type de diagramme permet de représenter plusieurs échantillons d'eau simultanément. Il est composé de deux triangles, permettant de représenter le faciès cationique et le faciès anionique, et d'un losange synthétisant le faciès global (figure 3.2). Les nuages de points concentrés dans un pôle représentent pour les différents échantillons la combinaison des éléments cationiques et anioniques [101].

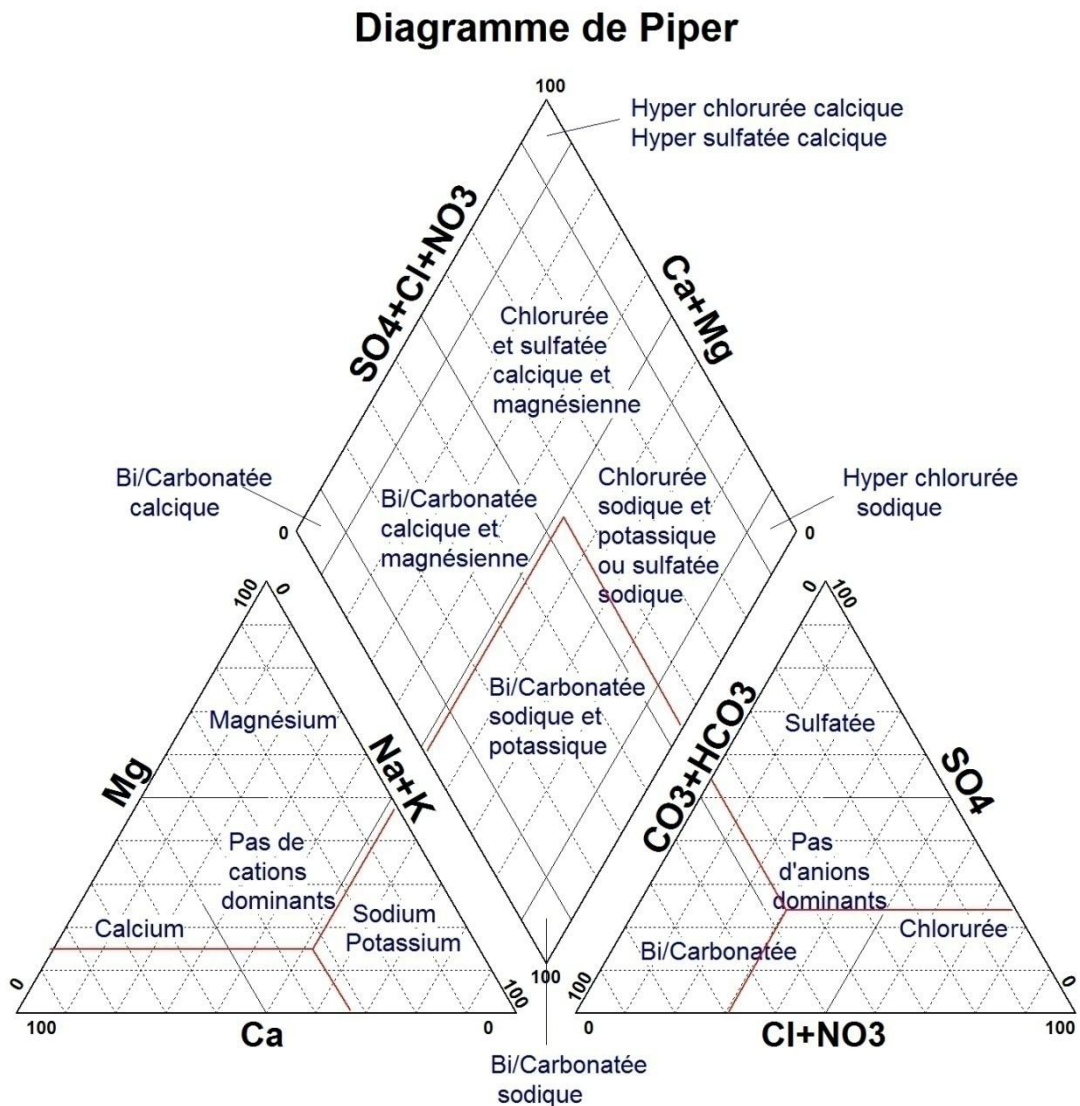


Figure 3.2 : Diagramme de Piper

3.6.2. Diagramme de Schoeller-Berkaloff

Le diagramme de Schoëller- Berkaloff (figure 3.3) permet de représenter le faciès chimique de plusieurs échantillons d'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 qui représentent les différents éléments chimiques.

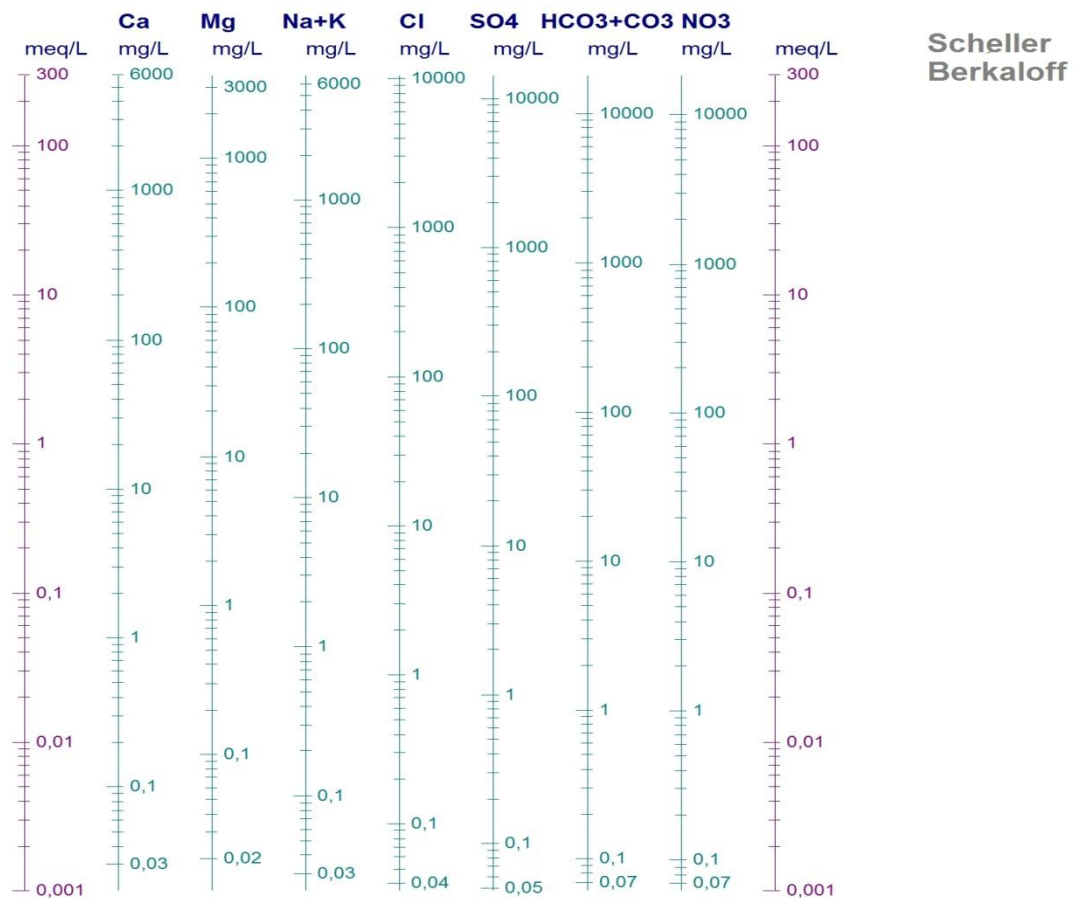


Figure 3.3 : Diagramme de Scholler-Berkalof

3.7. Analyse statistique

Les analyses statistiques sont des techniques très efficaces utilisées pour l'étude de la qualité des eaux. Elles facilitent l'interprétation des données relatives à l'eau en les classifiant en groupes chimiques distincts et en les réduisant à quelques facteurs significatifs [92, 93].

A cet effet, des approches statistiques ont été appliquées pour déterminer les origines éventuelles de la pollution de la nappe alluviale de la Mitidja [92, 93, 101, 102, 103, 104, 105].

L'analyse de la variance (ou test ANOVA de l'anglais ANalysis Of VAriance) est un test statistique qui permet de comparer les moyennes de plusieurs populations supposées normales et de même variance à partir d'échantillons aléatoires simples et indépendants les uns des autres.

Dans cette étude, l'analyse de variance a été appliquée pour tester l'influence d'un ou de plusieurs facteurs ou effets sur une variable quantifiable. L'hypothèse nulle à tester dans ce cas est :

H_0 : les échantillons proviennent de différentes populations dont les moyennes sont identiques.

$H_0 = \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \dots = \mu_k$ (k = nombre de populations considérées).

Donc, l'hypothèse alternative (H_1) sera la suivante : les moyennes des populations ne sont pas toutes égales entre elles [103].

La comparaison multiple entre les paramètres chimiques est effectuée par le test post hoc. Avec un seuil de signification $\alpha = 0,05$ % et avec les probabilités suivantes :

- Si $p > 0.05$: la différence est non significative.
- Si $p < 0.05$: la différence est significative. Il faut donc procéder à un test post-hoc afin de déterminer laquelle des comparaisons des groupes, pris deux à deux, est significativement différente.

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une technique d'analyse statistique multivariée, construite à partir d'une matrice de corrélation, qui sert à mettre en évidence des similarités ou des oppositions entre variables et à repérer les variables les plus corrélées entre elles [102]. Cette méthode a été adoptée dans de nombreuses études [94, 99, 102, 103, 104, 105].

La classification ascendante hiérarchique (CAH) a été employée pour déterminer si les échantillons peuvent être groupés dans des groupes hydrogéochimiques distincts. Un certain nombre d'études ont employé cette technique pour classer avec succès des échantillons d'eau [94, 103, 104, 105].

La classification des échantillons en fonction de leurs paramètres est connue comme une classification Q-mode et une classification selon leurs individus est nommée R-mode CAH.

Dans la présente étude la CAH a été utilisée en appliquant la méthode d'agrégation de Ward [106], et la distance euclidienne (distance en ligne droite entre deux points dans l'espace c -dimensions défini par des variables c) [105]. Le traitement statistique des données a été effectué par le logiciel SPSS version 20.

CHAPITRE 4

RESULTATS ET DISCUSSION

L'étude physico-chimique et bactériologique de l'eau souterraine joue un rôle primordial dans la détermination de sa qualité, donc de la possibilité de son utilisation domestique et agricole. L'hydrochimie et la microbiologie de la nappe alluviale de la Mitidja ont été analysées. Au cours de ce chapitre, nous présenterons et nous discuterons les principaux résultats obtenus.

4.1. Origine et mécanismes d'acquisition de la minéralisation

Notre étude se base principalement sur des informations rapportées par quatre (4) campagnes d'échantillonnage (Juin 2015, Octobre 2015, Juin 2016 et Octobre 2016), à partir de 30 forages. Par le biais de cette section, nous allons traiter le chimisme des eaux souterraines, et tenter d'expliquer le comportement, l'origine et l'évolution des éléments chimiques pour comprendre le fonctionnement hydraulique du système aquifère quaternaire de la Mitidja.

4.1.1. Faciès chimique de la nappe alluviale de la Mitidja

La chimie des eaux souterraines est dominée par la présence de certains ions, plus abondants que d'autres dans les systèmes hydrogéologiques [101]. Pour interpréter les résultats des analyses des ions majeurs et leur évolution, des méthodes graphiques ont été utilisées comme le diagramme de Piper, de Scholler-Berkalof et celui de Gibbs.

Le diagramme de Piper (figure 4.1) montre la prévalence du faciès bicarbonate calcique et magnésien durant la période hautes eaux de l'année 2015. Ce type de faciès caractérise les zones de recharge de l'eau et tire son origine des formations carbonatées de l'Atlas Blidéen bordant la nappe.

Les eaux de la période basses eaux (figures 4.1 et 4.2) sont de nature chimique chlorée et sulfatée calcique et magnésienne. Selon BELAIDI et SALHI

[68], la prévalence de ce type de faciès est due à la nature du réservoir géologique. Selon ces mêmes auteurs, le faciès chloruré calcique est important dans la nappe quaternaire de Mitidja et se prolonge jusqu'au centre de l'aquifère. Cela pourrait s'expliquer par la présence des formations alluviales salées de Mio-Plio Quaternaire et la présence de l'évaporite [14, 17].

Le diagramme de Scholler-Berkaloff nous a permis de présenter les faciès chimiques des quatre (4) campagnes (Juin 2015, Octobre 2015, Juin 2016 et Octobre 2016) sur le même diagramme (figure 4.3). D'après la figure 4.3, nous constatons l'absence du parallélisme entre les lignes représentant la majorité des éléments majeurs des quatre campagnes d'échantillonnage, reflétant ainsi clairement l'évolution du chimisme des eaux souterraines de la plaine de la Mitidja et confirmant ainsi les résultats obtenus précédemment (figures 4.1 et 4.2).

Plusieurs auteurs [101, 103, 105, 108, 109] suggèrent que le chimisme des eaux souterraines dépend de la composition lithologique des couches traversées et du temps de séjour des eaux. L'interaction entre l'eau et le roche encaissant influe également sur la composition et la teneur en éléments chimiques des eaux. Les concentrations de ces éléments naturels sont affectés par d'autres facteurs d'ordre naturels et anthropiques tels que les paramètres climatiques, les échanges entre aquifères et les eaux de surface.

D'après GOUAIDIA [107] les activités anthropiques ont une influence non négligeable sur la composition physicochimique des eaux souterraines. On observe principalement deux types d'apports :

- En agriculture : apports de K^+ , Ca^{2+} , NO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ et PO_4^{3-} .
- Rejets des eaux usées : apports de Na^+ , K^+ , NO_3^- , Cl^- et quelques métaux lourds.

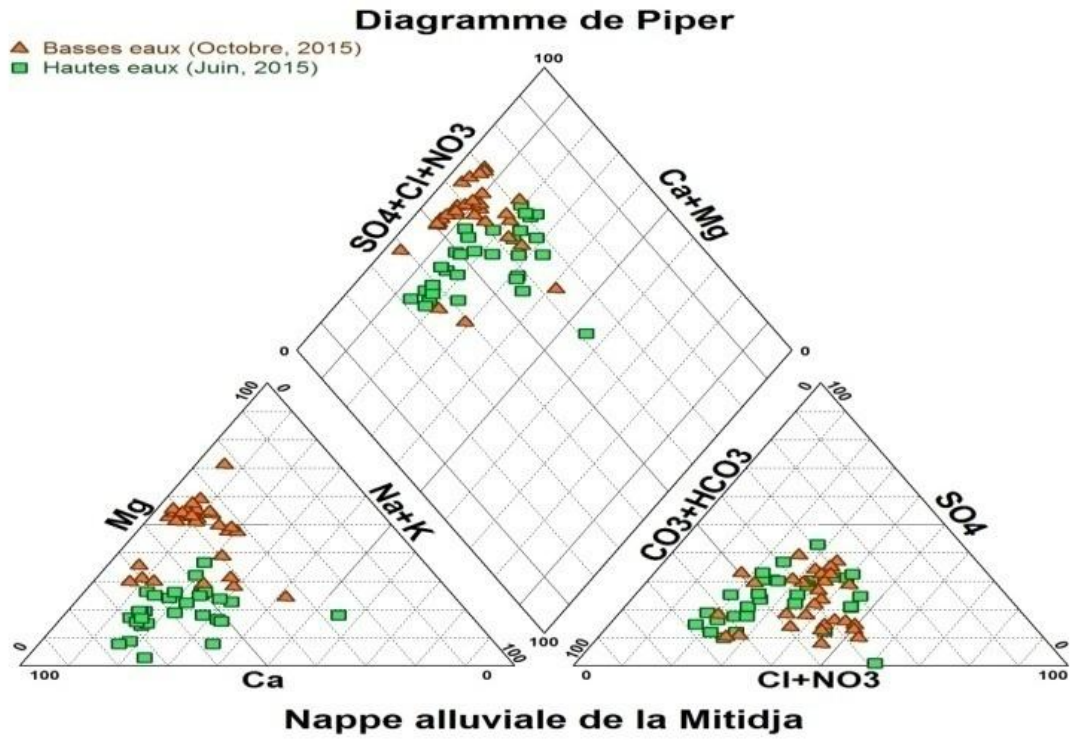


Figure 4.1 : Diagramme de Piper, 2015

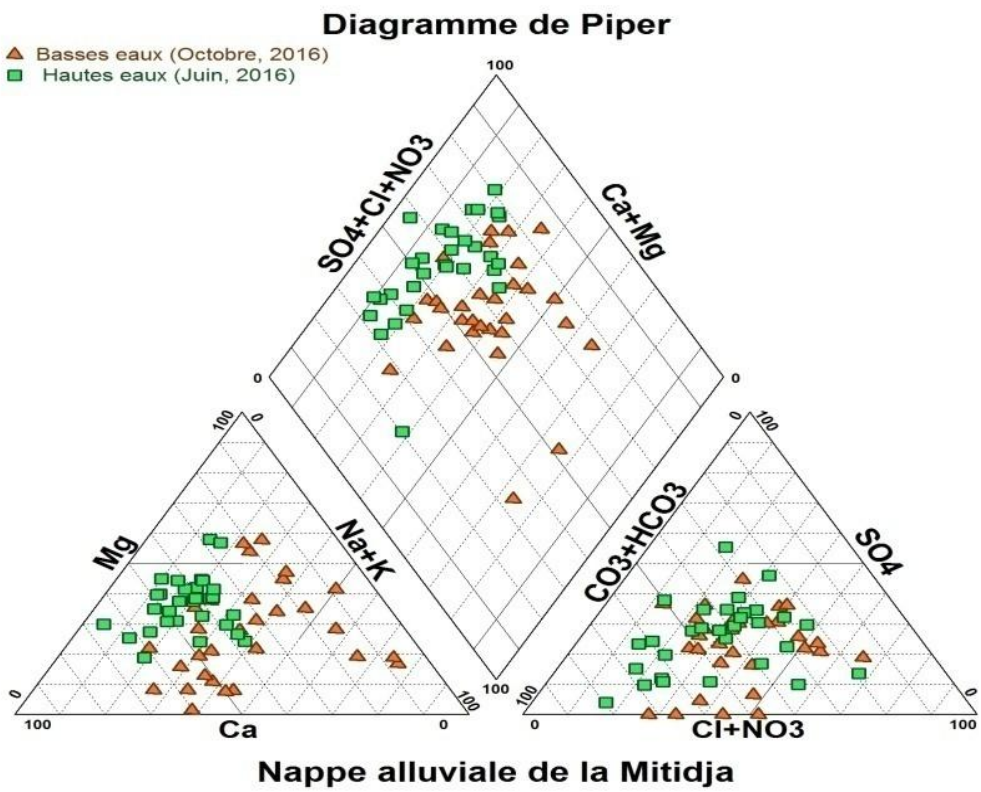


Figure 4.2 : Diagramme de Piper, 2016

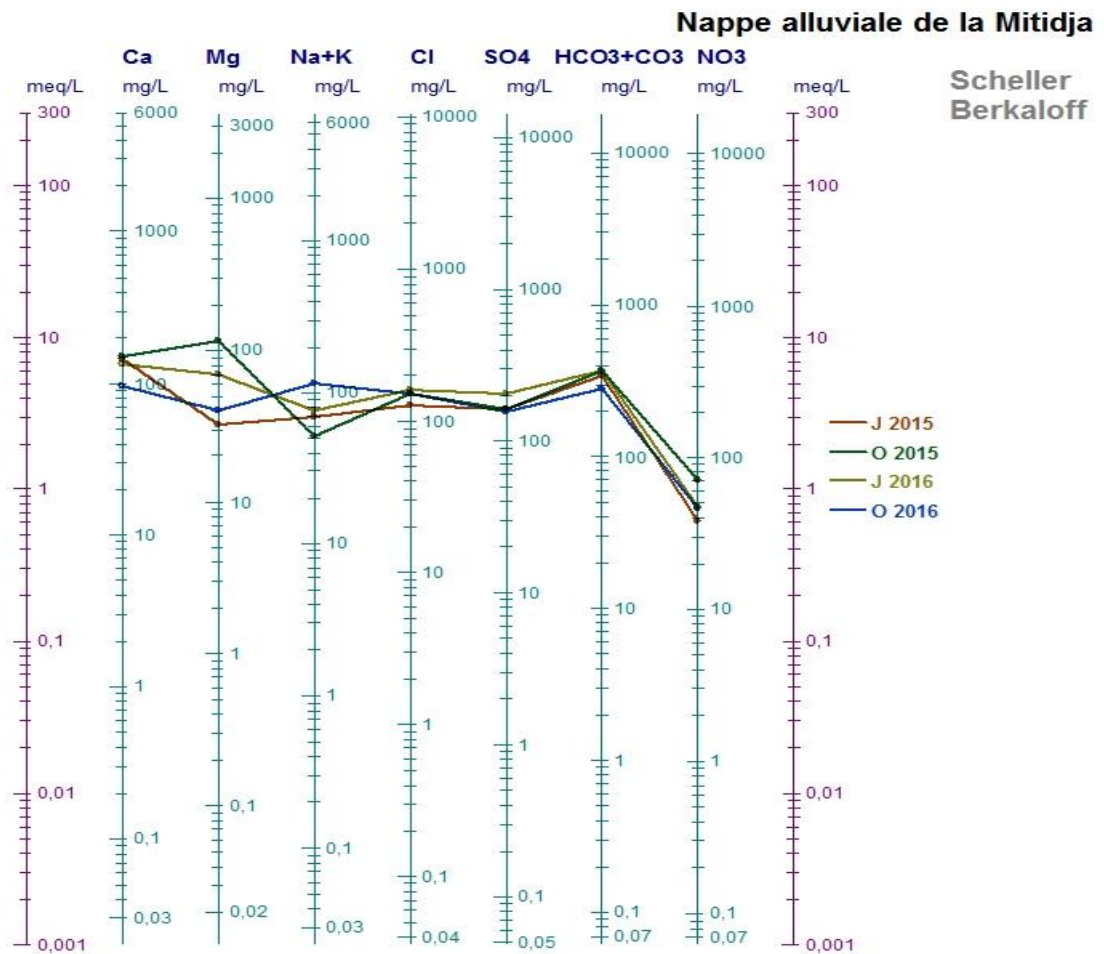


Figure 4.3 : Diagramme de Scholler-Berkaloff

L'eau de la nappe alluviale de la Mitidja se présente avec un faciès bicarbonaté calcique et évolue vers le chloruré calcique (figure 4.1, 4.2 et 4.3). On peut suspecter dans ce cas ou bien une intrusion d'eau de mer ou la présence d'évaporite (halite).

Selon BANTON et BANGOY [36], si cette évolution est accompagnée d'une minéralisation, on peut penser que cette eau proviendrait de précipitations et circulerait dans un environnement calcaire dans lequel il acquiert son faciès. Pour cela, nous avons été contraint d'utiliser le diagramme de Gibbs pour identifier l'origine et les mécanismes d'acquisition de la minéralisation de l'aquifère de la plaine de la Mitidja.

Les résultats pour les deux années d'étude sont illustrés par le diagramme de Gibbs, et présentés par les figures 4.4 et 4.5, à partir desquelles, nous avons constaté :

- La figure 4.4 montre que les eaux en période hautes eaux 2015, sont dues principalement aux interactions eau/roche. La dominance de l'évaporation caractérise les eaux de la période basses eaux.
- La dissolution de minéraux carbonatés domine dans les zones de recharge de la nappe, surtout durant l'année 2015 (figure 4.4), donnant ainsi à l'eau un caractère Ca-Mg-HCO₃, résultat de l'altération de roches carbonatées bordant la nappe.
- L'écoulement de l'eau souterraine, des zones de recharge aux zones d'émergence, entraîne des modifications dans la composition chimique de l'eau. Cette évolution géochimique caractérise surtout les eaux de l'année 2016 (figure 4.5).

Ces résultats indiquent que l'altération des roches est le mécanisme dominant contrôlant la minéralisation de la nappe alluviale de la Mitidja.

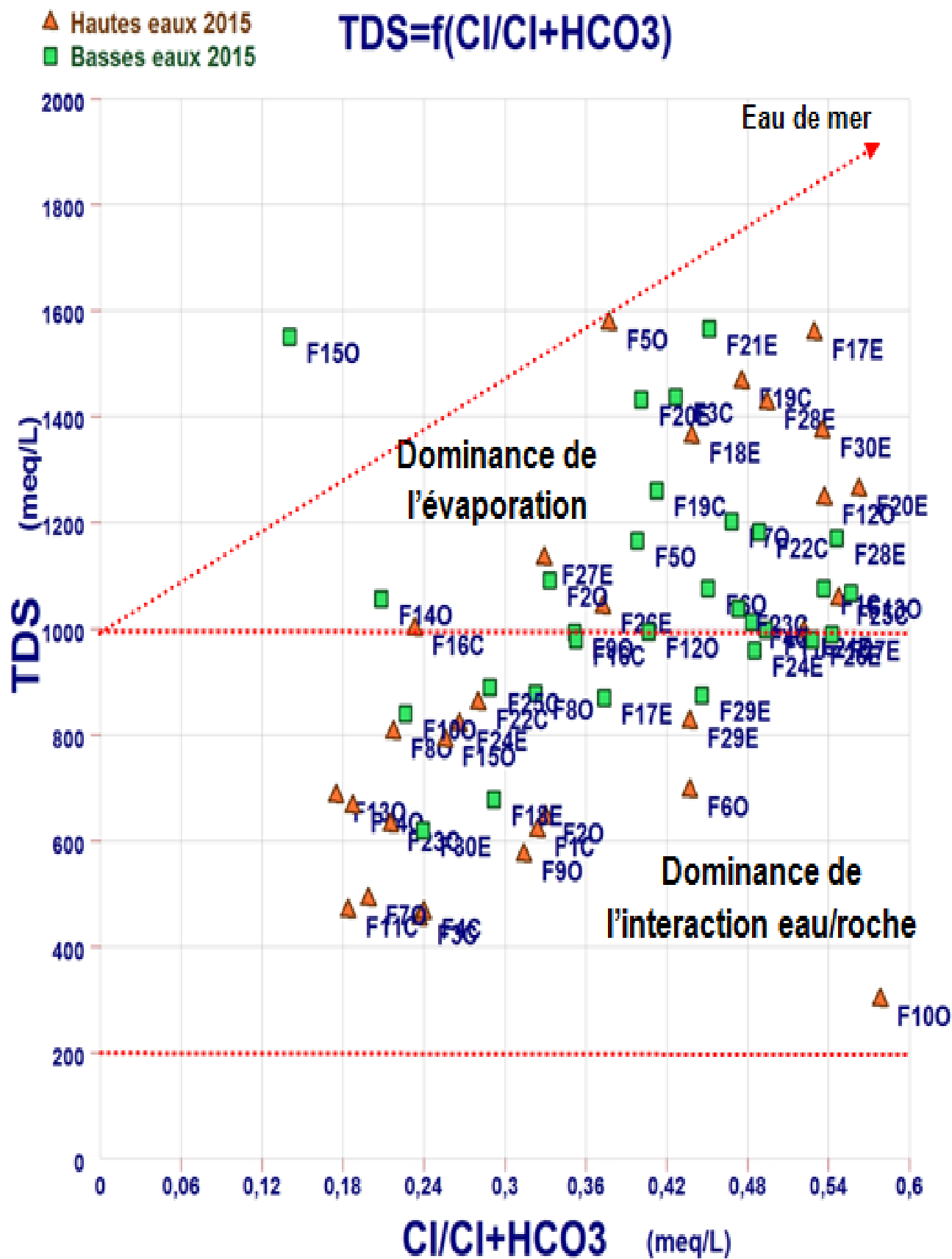


Figure 4.4 : Diagramme de Gibbs (2015)

Dès les premières pluies, les eaux se chargent d'une faible concentration en éléments chimiques, ce sont les eaux météoriques. Une fois interceptées par le sol, une partie de ces eaux de précipitation ruisselle à la surface et l'autre s'infiltré dans le sous-sol pour atteindre la nappe [33].

Les eaux qui s'infiltré dans les formations géologiques calcaires seront chargées en ions Calcium et Bicarbonates. Les nappes qui se trouvent à proximité de ces formations acquièrent cette minéralisation par dissolution et se caractérisent par un faciès bicarbonaté calcique. En outre, les eaux qui s'infiltré dans les formations riches en gypses et en sels, vont acquérir des concentrations importantes en Sodium, Chlorures et Sulfates ainsi qu'en Calcium [30, 36].

Dans cette partie, nous avons tenté d'estimer théoriquement la nature des sels susceptibles de précipiter dans les eaux de la nappe alluviale de la Mitidja à partir de considérations thermodynamiques en utilisant le programme WATEQ issue du logiciel Diagrammes pour déterminer les indices de saturation de quelques minéraux spécifiques. Ces derniers traduisent l'équilibre d'une solution avec la matrice encaissante.

Les indices de saturation permettent de connaître le degré de saturation des eaux par rapport aux minéraux présents dans l'aquifère [108, 109, 110]. L'indice de saturation d'un minéral est obtenu à partir de l'équation suivante :

$$IS = \log (PAI/Kps) \quad [109]$$

Où PAI est le produit d'activité ionique des espèces chimiques dissociées en solution.

Kps est le produit de solubilité d'équilibre pour le produit chimique impliqué à la température de l'échantillon.

Lorsque : $IS < 0$, la solution est *sous-saturée* par rapport au minéral (Dissolution du minéral).

Lorsque : $IS = 0$, la solution et la phase solide sont en *équilibre* (Equilibre).

Lorsque : $IS > 0$, la solution est *sursaturée* par rapport au minéral (Précipitation) [109].

Les quatre campagnes réalisées en 2015 et en 2016 ont fait l'objet de cette application. Les calculs ont montré que :

- Les minéraux carbonatés présentent des degrés de saturation différents. En effet, celui de la calcite varie de $- 0,4$ à $+ 1,6$ suivi par celui de l'aragonite qui varie de $- 0,6$ à $+ 1,5$ et enfin celui de la dolomite qui varie de $-1,00$ à $+3$.
- Si l'on admet que l'état d'équilibre se fait dans l'intervalle de $- 0,5$ à $+ 0,5$, on peut dire que les trois minéraux ont atteint l'état de la sursaturation.
- L'évolution temporelle de ces indices montre une augmentation des concentrations, pour la calcite (figure 4.6a), la dolomite (figure 4.6d) et l'aragonite (figure 4.6c).
- Les minéraux évaporitiques montrent des degrés de saturation plus faibles que les minéraux carbonatés (figure 4.6b, figure 4.6e). L'anhydrite dont l'indice varie de $- 3,1$ jusqu'à 0 (83% des puits sont sous-saturés), suivie par le gypse qui enregistre des indices qui varient de $-2,8$ à 0 (où 70 % des points d'eau analysés n'ont pas atteint le degré de saturation).
- L'anhydrite et le gypse dans les eaux de la nappe alluviale de la Mitidja tendent vers la dissolution, elles sont donc en état de sous-saturation.

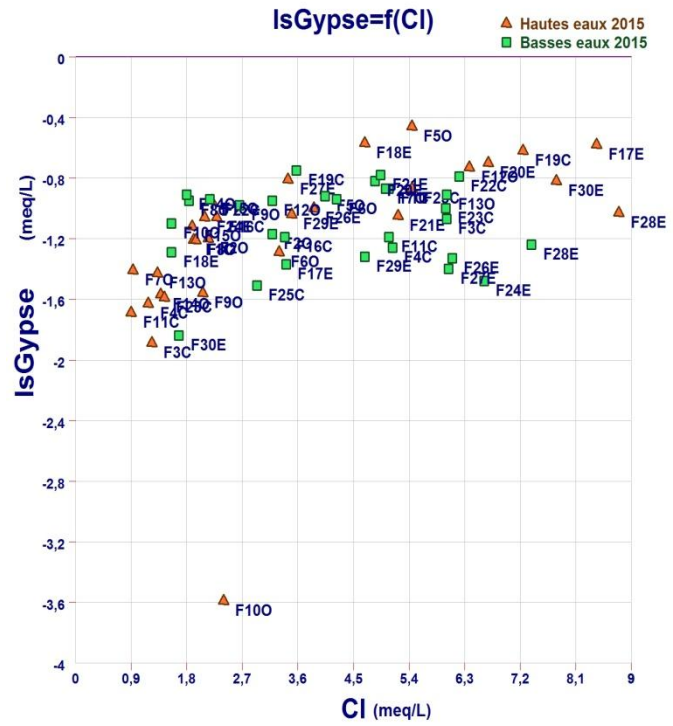
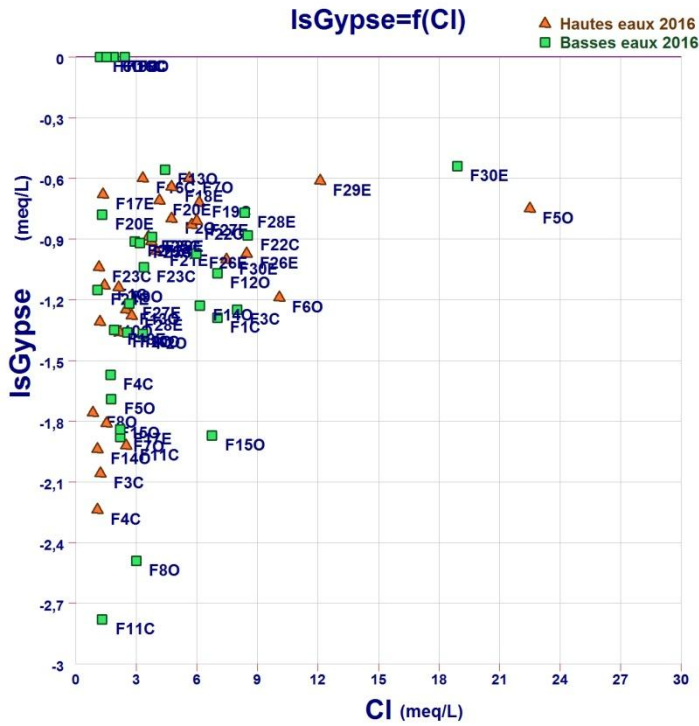


Figure 4.6e: Variation de l'indice de saturation Gypse ($\text{CaSO}_4^{2-} : 2\text{H}_2\text{O}$)

Le calcul de l'indice de saturation des différents minéraux des eaux dans la nappe alluviale de la Mitidja montre que seuls les minéraux carbonatés ont tendance à précipiter donc à atteindre l'état de la sursaturation, surtout lorsqu'il s'agit de la forme dolomite, calcite et aragonite et en particulier pendant la période hautes eaux. Par contre, les minéraux évaporitiques tendent à la dissolution et sont toujours à l'état de sous-saturation.

4.1.3. Etude des couples chimiques

Nous avons tenté de déterminer l'origine géologique des éléments chimiques à partir de la corrélation qui existe entre eux. Les régressions effectuées utilisent toutes les données des analyses réalisées au cours de la période d'échantillonnage (de juin 2015 à octobre 2016).

Le couple Na⁺ _ Cl⁻

Ces deux éléments chimiques dans les eaux naturelles sont souvent liés à la dissolution de l'halite (NaCl). L'évolution de Na⁺ est étudiée en fonction des teneurs en chlorure, car ce dernier est considéré comme un traceur stable et conservatif des évaporites, très soluble, entrant rarement dans les précipitations salines, n'intervenant pas dans les phénomènes d'oxydo-réduction et peu influencé par l'intervention des bactéries [111].

La figure 4.7 montre un alignement entre les ions Na⁺ et Cl⁻, indiquant l'origine chlorurée sodique commune (Halite) de ces deux éléments chimiques. En observant la figure 4.7, on constate également un excès des teneurs en sodium par rapport à la pente 1, pendant la période basses eaux 2016, ceci s'explique par l'existence d'une autre origine pour les ions sodiques qui a été à l'origine de l'augmentation de la teneur en cet élément par rapport à celle des chlorures.

Cet apport supplémentaire pourrait provenir de l'altération des silicates sodiques (feldspaths), et/ou d'un échange de base lié aux minéraux argileux qui fixent un ion Ca²⁺ après libération de deux ions Na⁺ [112].

Un excès des teneurs en chlorures par rapport à la pente 1, a été constaté durant la période basses eaux 2015 (figure 4.7) pour certains forages (F3C, F13O, F22C, F23C, F24E), cela est dû probablement à un apport d'origine exogène (anthropique), autre que la dissolution de l'Halite.

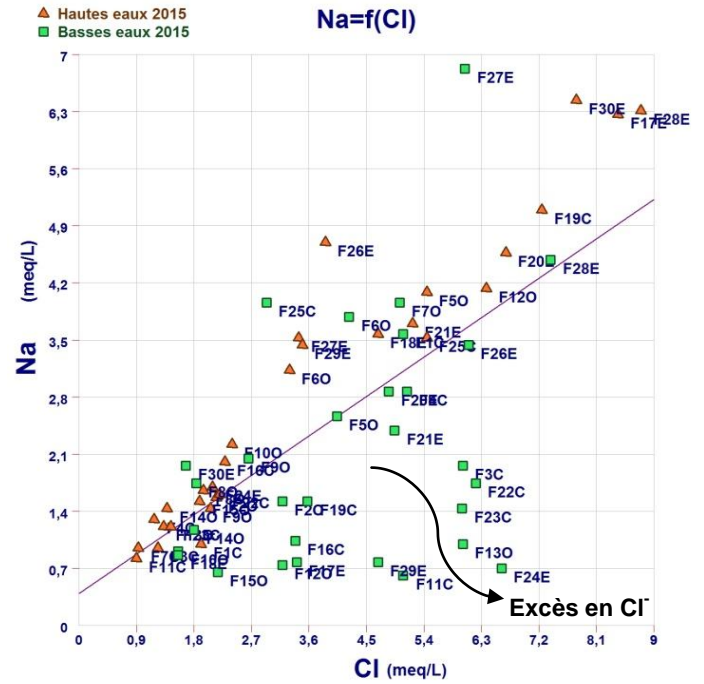
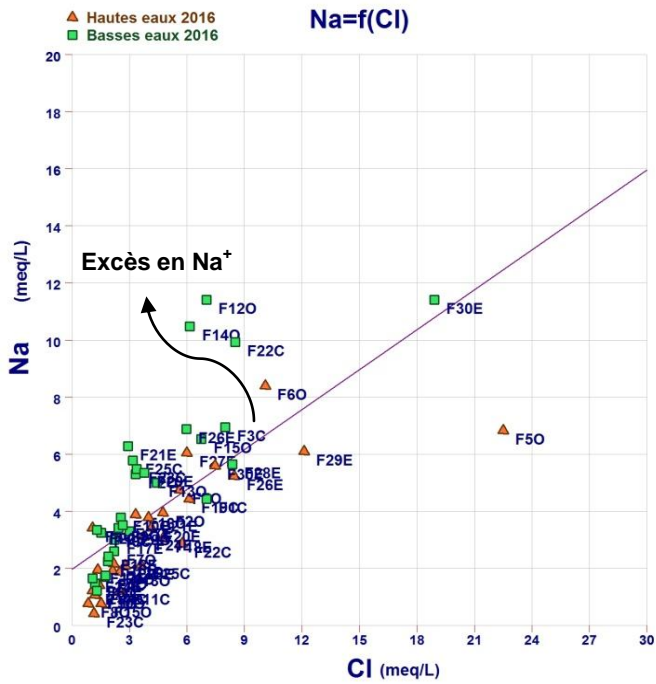


Figure 4.7 : Origine des ions Chlorures et Sodium

✚ Les éléments $\text{Ca}^{2+} - \text{HCO}_3^- - \text{SO}_4^{2-}$

L'origine du Calcium est souvent étudiée en fonction de deux éléments chimiques, les bicarbonates et les sulfates qui indiquent ses deux origines principales : carbonates et le gypse.

L'évolution du calcium en fonction des ions bicarbonates (figure 4.8), a mis en évidence l'origine carbonatée des ions calcium (dissolution de Dolomite). Cependant, certains points (F5O, F19C, F20E, F22C, F28E, F30E) présentent un excès en teneurs en cet élément, indiquant l'origine évaporitique, et interprété comme le résultat de la dissolution du gypse.

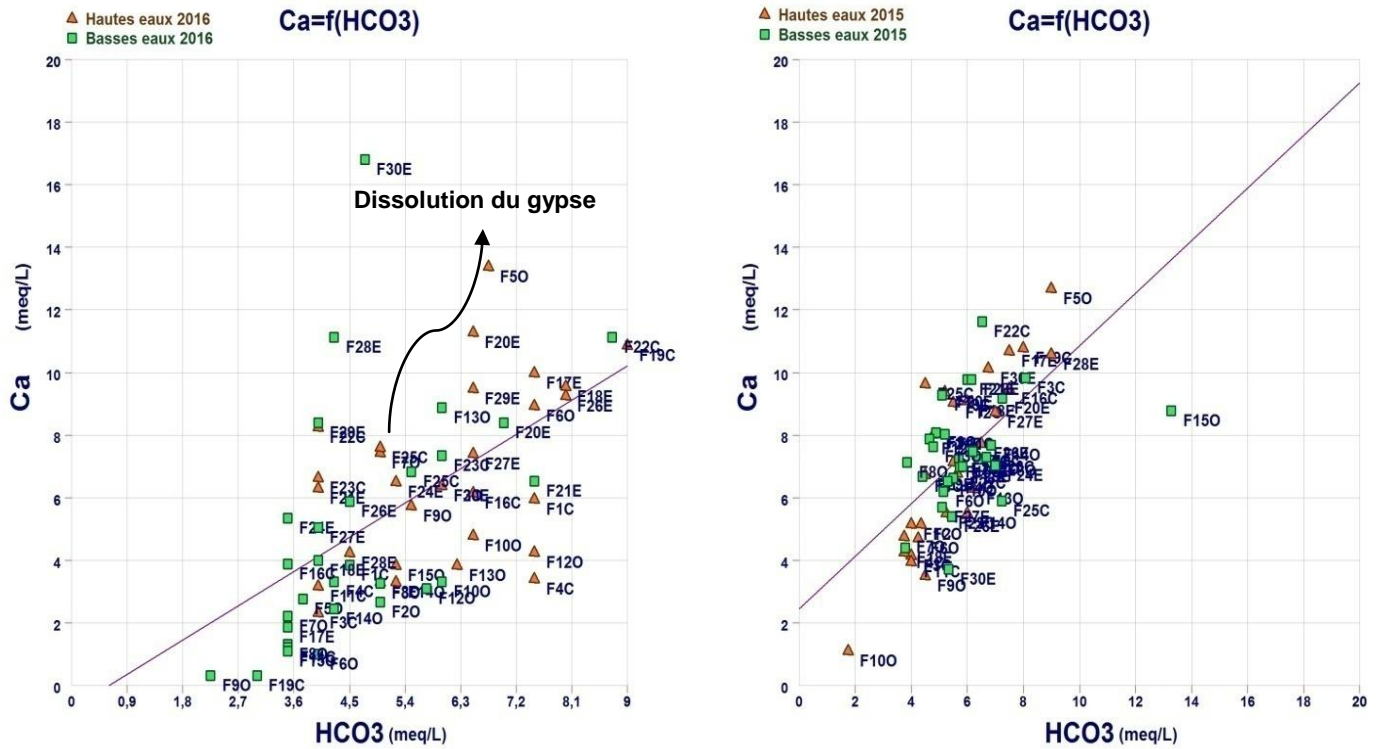


Figure 4.8 : Origine de Calcium en fonction des Bicarbonates

La représentation graphique des teneurs en Ca^{2+} en fonction des SO_4^{2-} a été réalisée (figure 4.9). Cette dernière fait apparaître trois évolutions : une évolution linéaire indiquant l'origine évaporitique de Ca^{2+} par la dissolution du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

Un excès en SO_4^{2-} , en dessus de la pente 1, indique d'une part une pollution anthropique et d'autre part, on observe une évolution linéaire, résultat de la dissolution des formations carbonatées (Dolomite).

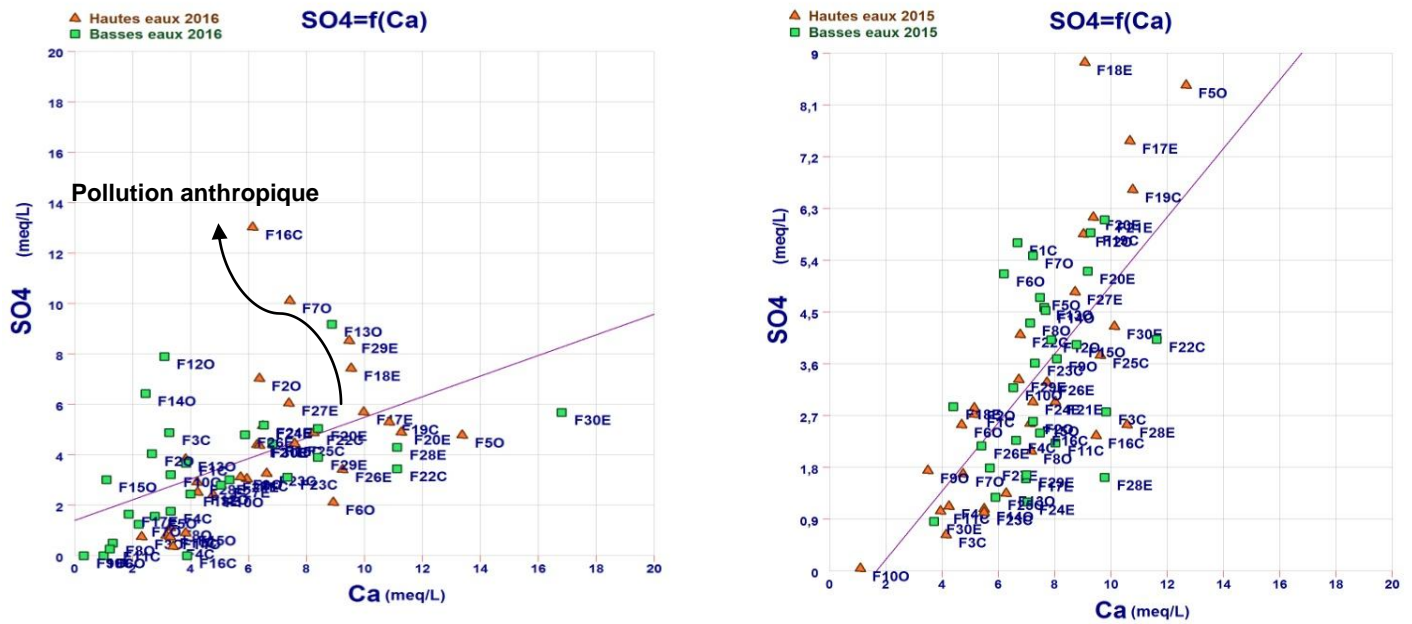


Figure 4.9 : Origine de Calcium en fonction des Sulfates

4.1.4. Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques

La variation spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques, a permis de mettre en évidence l'évolution de chaque élément et d'estimer l'origine de la minéralisation.

Température (°T)

Pour l'ensemble des eaux des forages de la nappe de la Mitidja, les valeurs de la température sont comprises entre 21 °C et 29 °C avec une moyenne de $25,2 \pm 1,56^{\circ}\text{C}$. Globalement, ces valeurs enregistrées sont légèrement faibles comparativement à celles retrouvées par KAID RASSU [113] dans la plaine d'El Oualidia (Maroc) où elles fluctuaient entre 19 et 35 °C et par KOUZANA et al (2007) [114] sur la nappe phréatique côtière de Korba (Tunisie) où elles fluctuaient entre 24 et 33 °C.

Par rapport à l'espace et le temps (figure 4.10), aucune différence significative n'a été relevée. Les écarts enregistrés entre les différentes stations ne

sont dus en fait qu'au décalage horaire journalier entre les différents points de prélèvement. Cependant, l'altitude du site et les conditions climatiques au moment du prélèvement peuvent entrer également en jeu.

Les variations temporelles de la température des eaux des forages (figure 4.11) semblent suivre les variations saisonnières de la température moyenne de l'air de la zone d'étude. Selon Moukolo et Gaye [115] et Menani, [116], les températures des eaux des nappes qui suivent les variations saisonnières de l'atmosphère ambiante indiquent le caractère superficiel de cette nappe et donc sa vulnérabilité vis-à-vis de la pollution, ce qui est le cas de la nappe alluviale de la Mitidja.

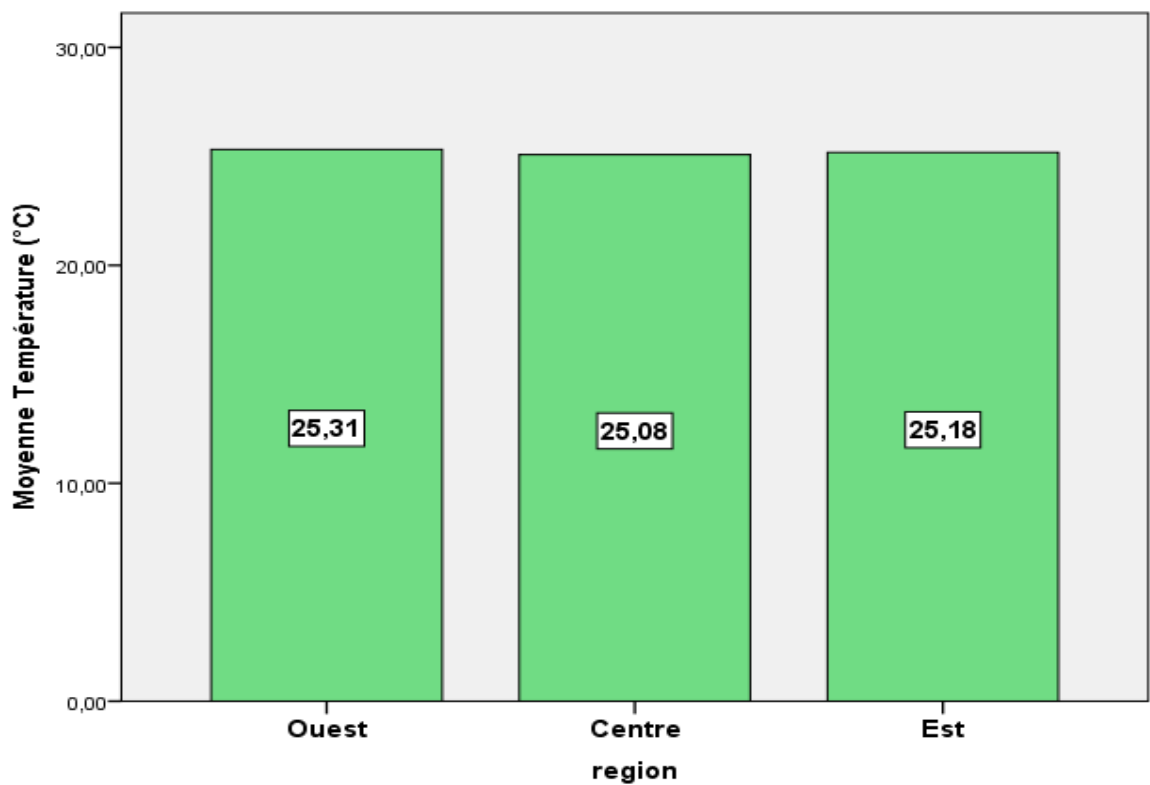


Figure 4.10 : Répartition spatiale de la température entre les trois zones d'étude

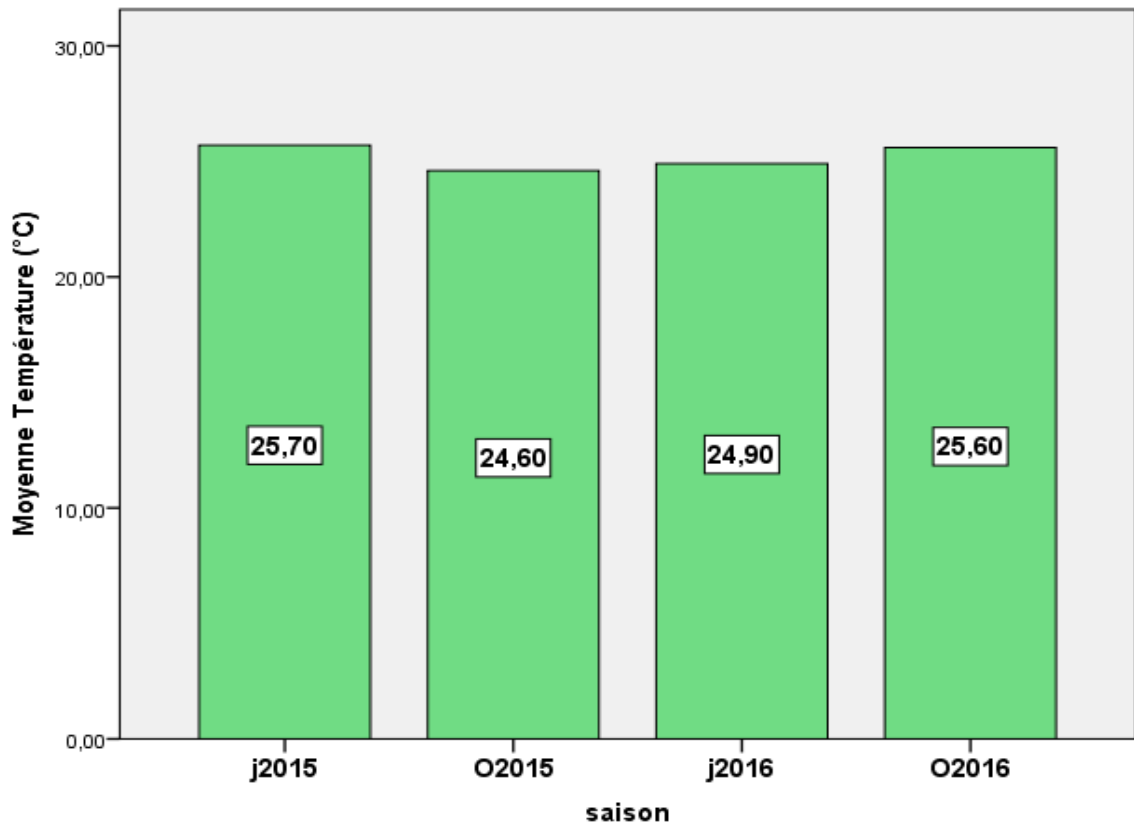


Figure 4.11 : Répartition temporelle de la température entre les quatre (4) campagnes d'échantillonnage

Potentiel Hydrogène (pH)

En général, les eaux des forages analysées montrent des valeurs comprises entre 6,5 et 8,3 avec une moyenne de $7,63 \pm 0,45$. Ces valeurs restent proches de la neutralité même si les eaux des forages de la Mitidja Est tendent vers l'alcalinité (figure 4.12 et 4.13). Ces valeurs relevées dans la nappe alluviale de la Mitidja sont voisines de celles retrouvées par ZOUITA [117] dans l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher (Nord-Est Algérien), MADUNGWE et *al.*, [118] au Zimbabwe et MANDAL et KUMAR [119] en Inde.

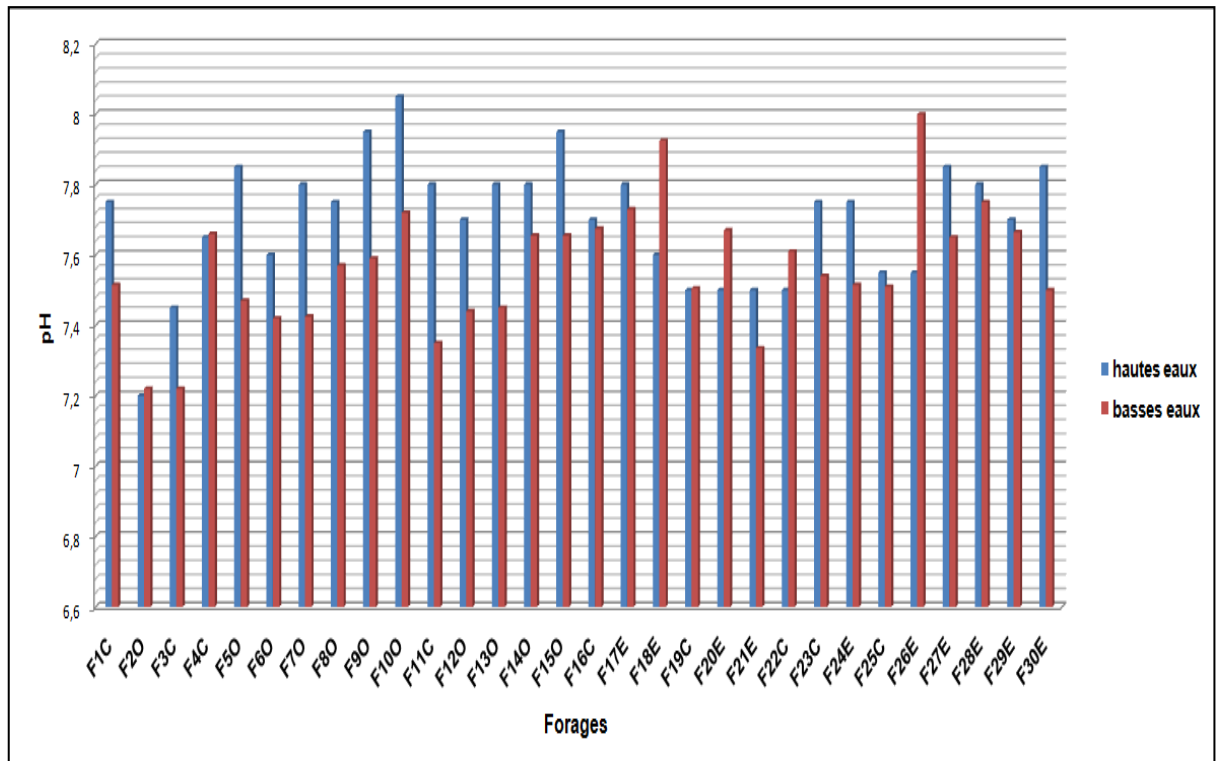


Figure 4.12 : Variation spatio-temporelle de pH

L'évolution spatiale (figure 4.13) ne montre pas une différence significative entre les trois régions de la Mitidja. La figure 4.14 montre l'évolution du pH des eaux souterraines dans le temps où l'on note des valeurs plus élevées durant la période basses eaux 2016 (Octobre, 2016), avec une moyenne de 8,07. Les valeurs les plus faibles sont enregistrées en période basses eaux de l'année 2015 (Octobre, 2015) où elles atteignent une moyenne de 7,059. Ainsi, dans l'ensemble, les eaux la nappe alluviale de la Mitidja répondent aux normes de potabilité (6,5-8,5) [100].

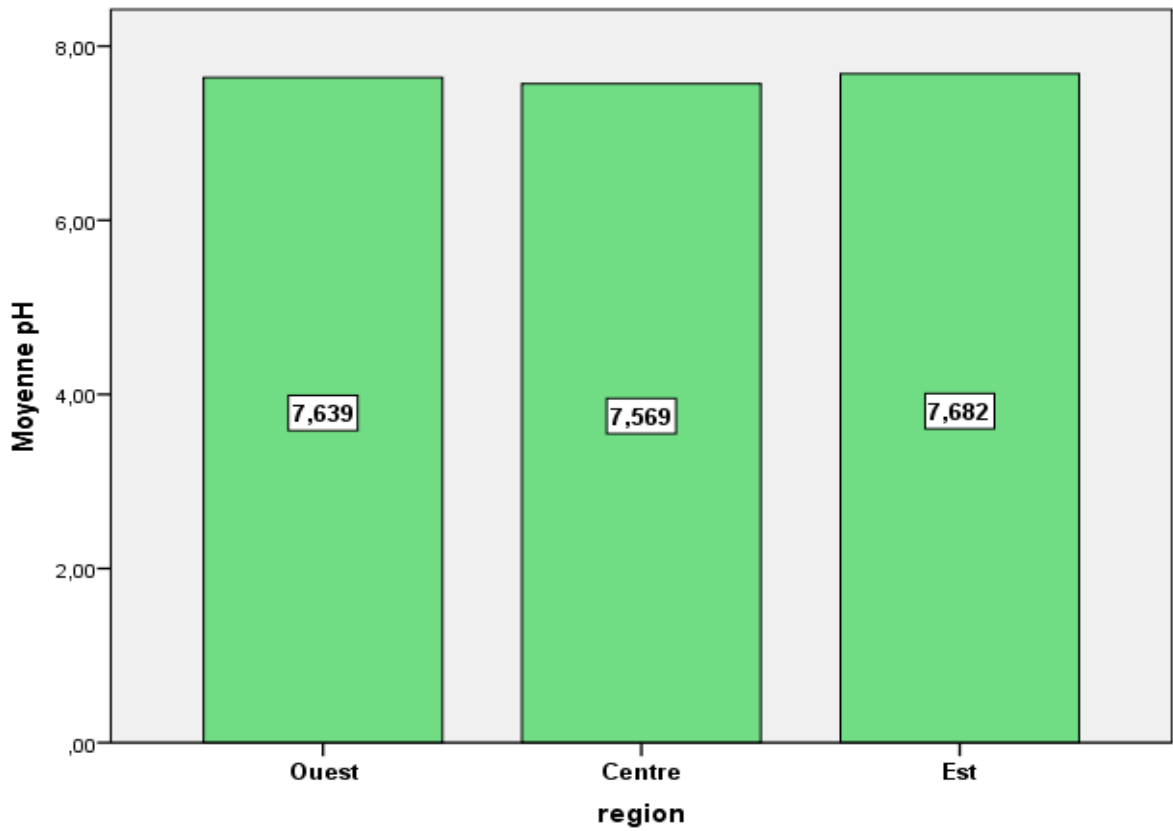


Figure 4.13 : Répartition spatiale de pH entre les trois zones d'étude

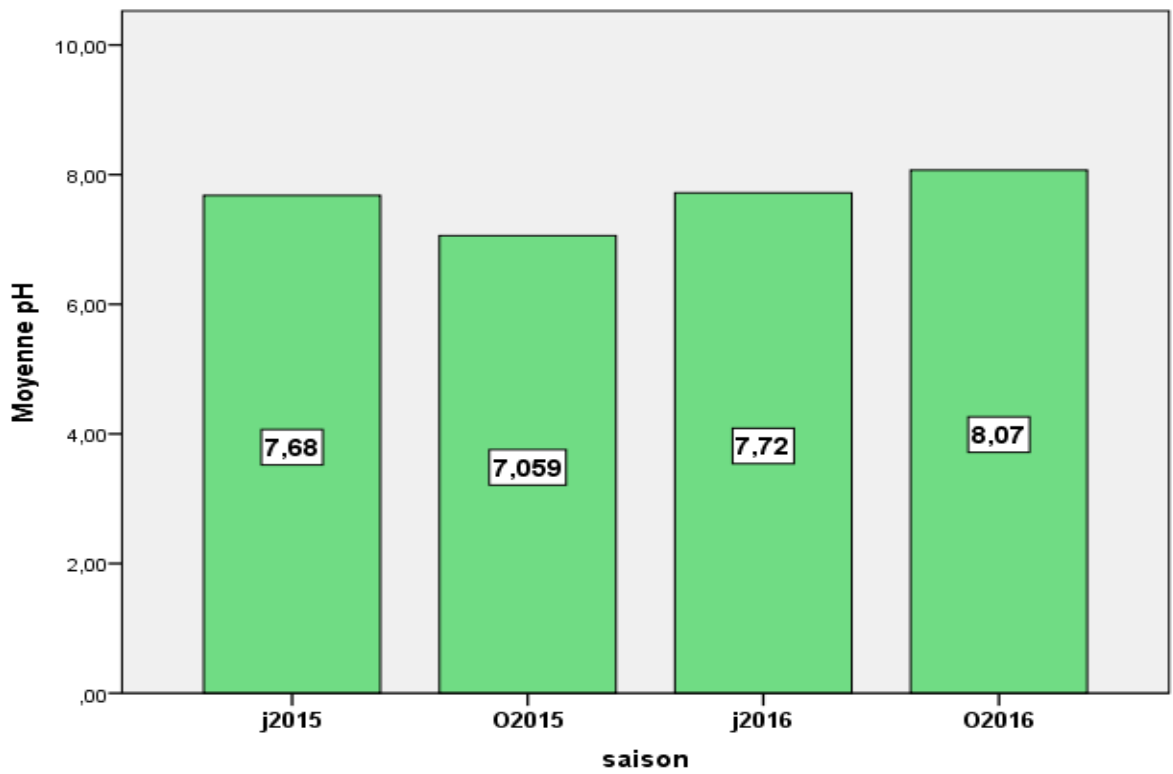


Figure 4.14 : Répartition temporelle de PH entre les quatre (4) campagnes d'échantillonnage

Conductivité électrique

La conductivité électrique mesure la capacité de l'eau à conduire le courant électrique. Sa variation permet de suivre l'évolution de la salinité globale de la chimie de l'eau. La classification des eaux en fonction de la conductivité électrique se présente de la manière suivante [120] :

- Conductivité égale à 0.05 ($\mu\text{S}/\text{cm}$): eau déminéralisée
- Conductivité de 10 à 80 ($\mu\text{S}/\text{cm}$): eau de pluie
- Conductivité de 80 à 100 ($\mu\text{S} /\text{cm}$) : eau peu minéralisée
- Conductivité de 300 à 1000 ($\mu\text{S} /\text{cm}$) : eau moyennement minéralisée
- Conductivité de 1000 à 3000 ($\mu\text{S} /\text{cm}$) : eau saline
- Conductivité supérieure à 3000 ($\mu\text{S} /\text{cm}$) : eau de mer.

La variation spatio-temporelle de la conductivité électrique (Fig.4.15), montre que celle-ci varie entre un minimum de 684 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (forage F3C) et un maximum de 2855 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (forage F5O). Ce dernier est le seul forage qui dépasse la norme algérienne de potabilité fixée par le JORA à 2800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ [121], durant la période hautes eaux. La comparaison des moyennes des trois régions (figure 4.16), révèle une augmentation de la conductivité électrique des eaux souterraines de la Mitidja Est avec une moyenne de 1654 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ce qui dépasse la norme de l'OMS fixée à 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ [100].

Ces résultats concordent parfaitement avec ceux obtenus par YAHIAOUI [16] en 2011, DJOUDAR-HALLAL [17] en 2014 dans la même région d'étude et par BELKHIRI et *al.*, [103] pour les eaux souterraines de la plaine d'Ain Azel (Sétif, Algérie), EL HAMMOUMI et *al.*, [122] concernant les eaux souterraines de la plaine de Talda au Maroc et OLORUNFEMI et *al.*, [123] pour les eaux souterraines de la plaine d'Ejigbo dans le Sud-Ouest du Nigeria.

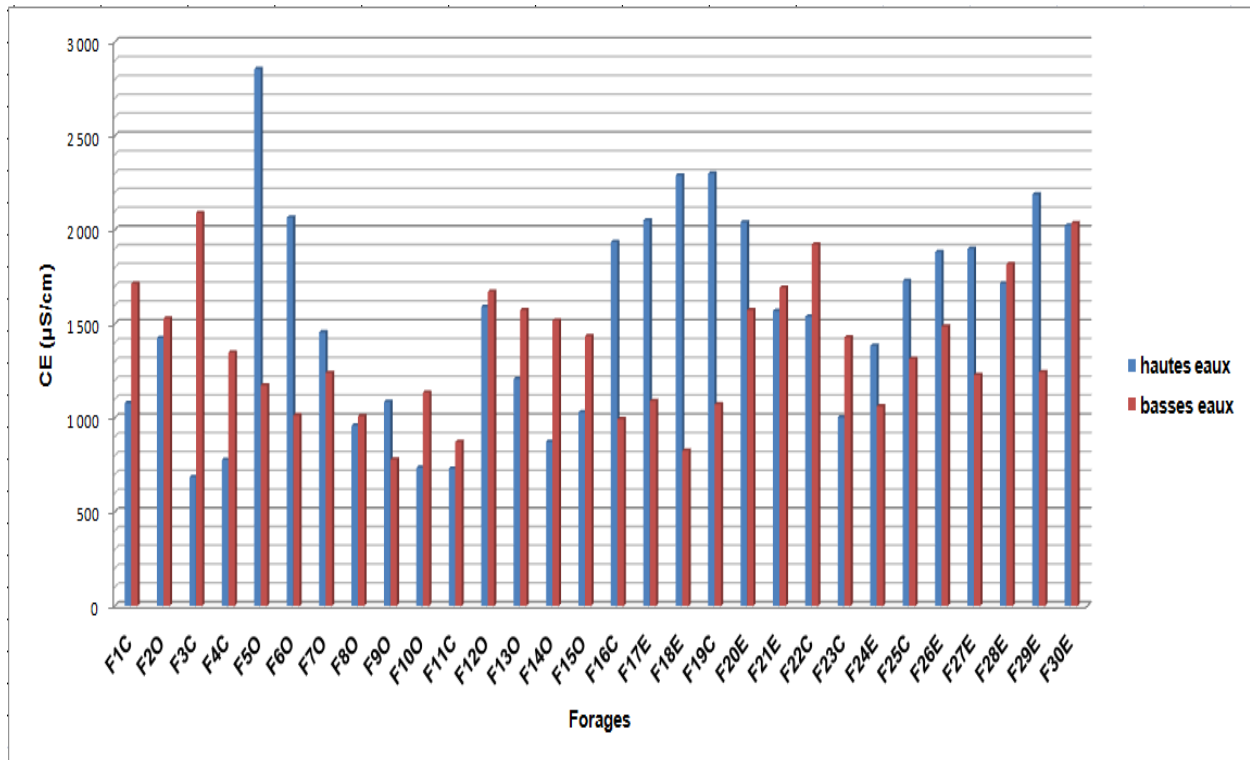


Figure 4. 15 : Evolution spatio-temporelle de la conductivité électrique

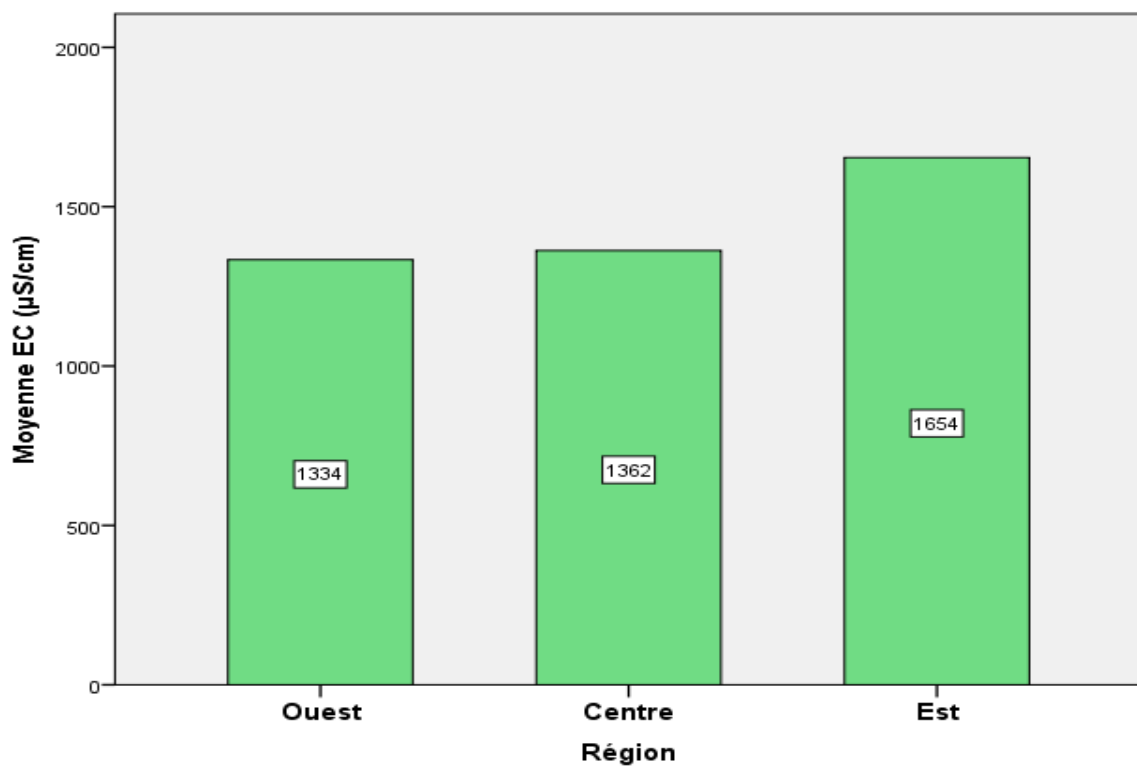


Figure 4. 16: Répartition des moyennes de la conductivité électrique entre les trois zones d'étude

La cartographie de la conductivité électrique indique une augmentation dans le sens Ouest vers l'Est (figures 4.17 a-b-c-d). Les zones à fortes concentrations sont observées au niveau de la côte Nord Est. C'est le phénomène de l'invasion marine qui persiste par l'avancé de l'eau salée dans le continent [12, 13, 14, 17].

Les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles ont été inclus comme source à l'origine des concentrations élevées dans la Mitidja orientale (Baie d'Alger) [14, 17]. L'extrême Ouest de la plaine présente également des concentrations élevées en CE, TDS. Ceci pourrait s'expliquer par le lessivage des formations éruptives et des alluvions argileuses [12, 13].

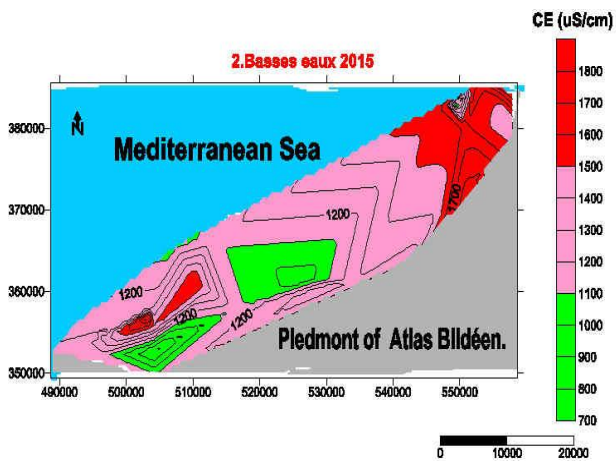


Figure 4.17a : Répartition spatiale de la CE (Octobre, 2015)

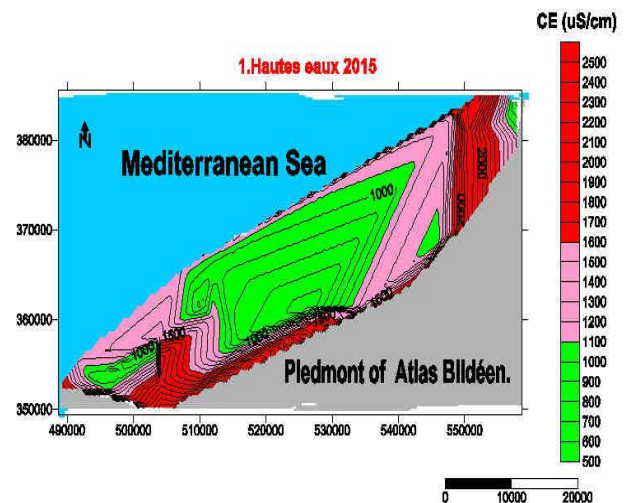


Figure 4.17b : Répartition spatiale de la CE (Juin, 2015)

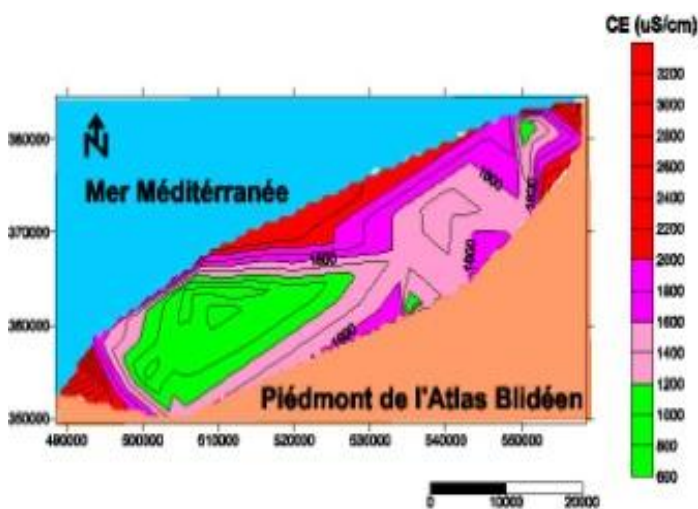


Figure 4.17 c : Répartition spatiale de la CE (juin 2016)

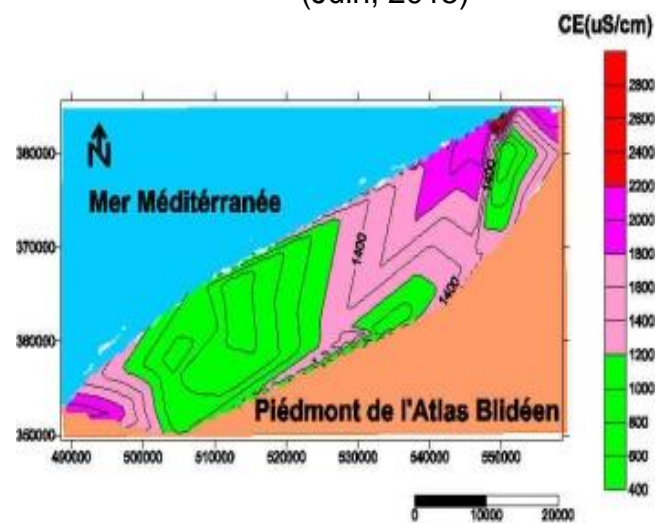


Figure 4.17d : Répartition spatiale de la CE (Octobre 2016)

Calcium

Le calcium, élément principal de la dureté de l'eau, est un métal alcalino-terreux extrêmement répandu dans la nature et en particulier dans les roches calcaires sous forme de carbonates. Dans les roches sédimentaires, il se présente sous forme de carbonates (calcite, dolomite et aragonite) [124]. Le calcium fait partie de quelques minéraux évaporitiques à savoir le gypse et l'anhydrite et aussi dans les minéraux argileux [125]. Il est considéré comme un composant majeur de la dureté de l'eau et sa teneur dans les eaux varie essentiellement suivant la nature de terrain traversé [120].

Les eaux des forages analysées présentent des teneurs en Calcium (figure 4.18) qui varient entre un minimum 72 mg/l (F6O) et un maximum de 228 mg/l (F22E). D'après les normes algériennes de potabilité pour le calcium, fixées à 200 mg/l [121] seul le forage F22C présente des teneurs en Calcium supérieures à la norme algérienne durant les deux périodes d'observation. Selon les normes de l'OMS fixées à 75 mg/l [100], les moyennes en Calcium dans les trois zones d'étude (figure 4.19) ne sont pas conformes.

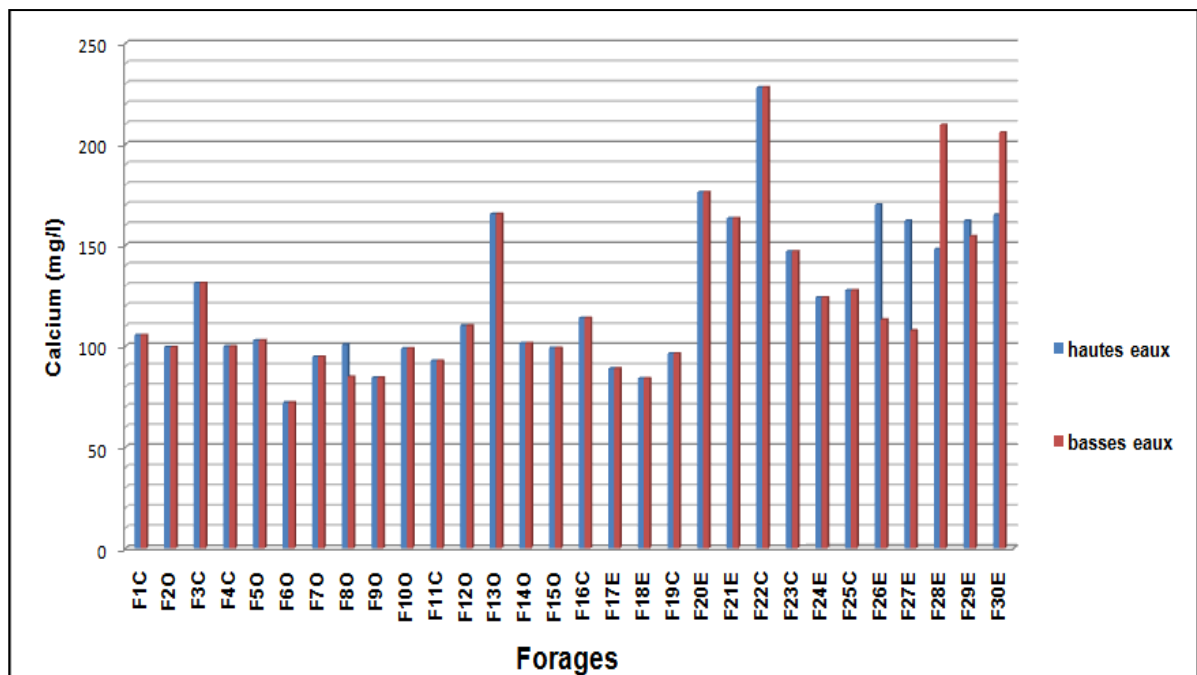


Figure 4. 18 : Evolution spatio-temporelle de Calcium

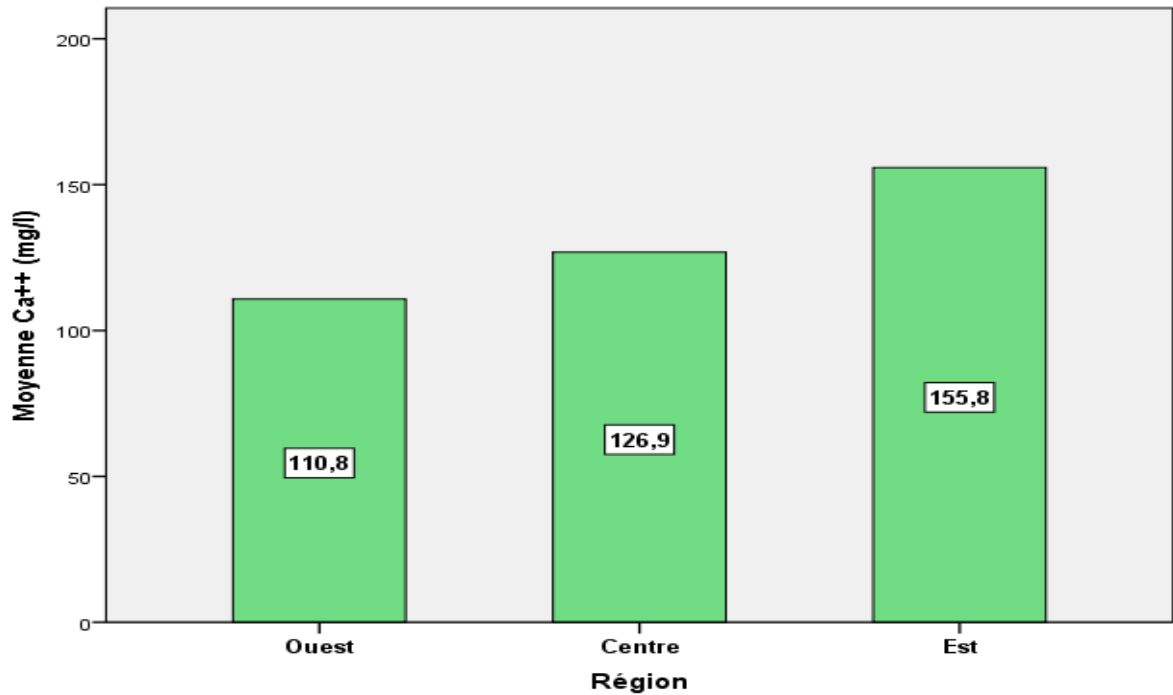


Figure 4. 19 : Répartition moyenne des teneurs en Calcium entre les trois zones d'étude

L'examen des cartes de la répartition spatiale du calcium (figures 4.20 a-b-c-d), montre que les teneurs les plus élevées sont enregistrées au niveau de la bordure de la plaine, dues à la dissolution des formations carbonatées du Crétacé qui bordent la nappe alluviale au Sud, et de la formation Pliocène du bourrelet du Sahel au Nord et au Sud en bordure de l'Atlas Blidéen. Tandis que les plus faibles teneurs sont observées au Sud-Ouest de la zone d'étude et au centre de la plaine (bassin du Mazafran).

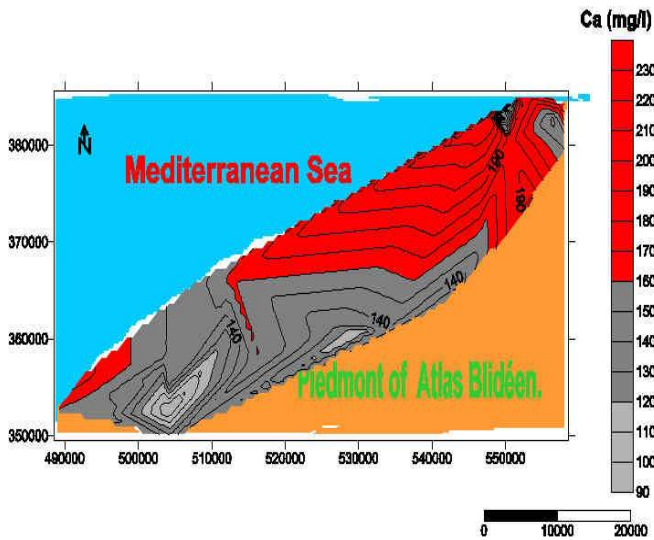


Figure 4.20 a : Répartition spatiale de Ca^{2+} (Octobre, 2015)

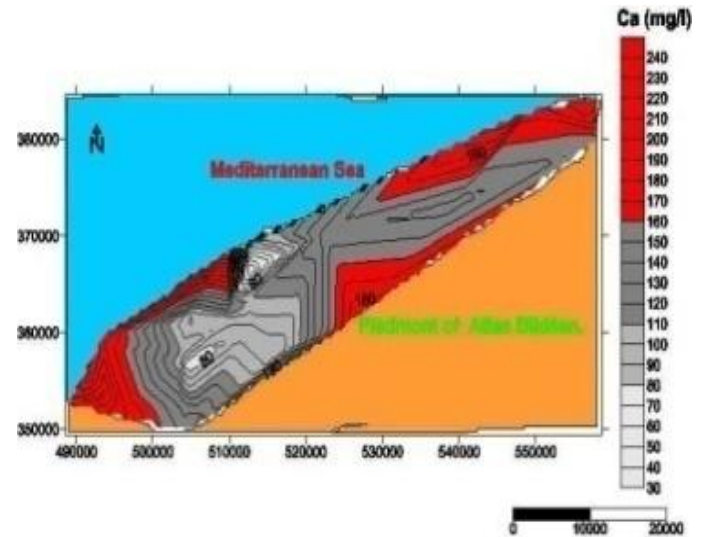


Figure 4.20 b : Répartition spatiale de Ca^{2+} (Juin, 2015)

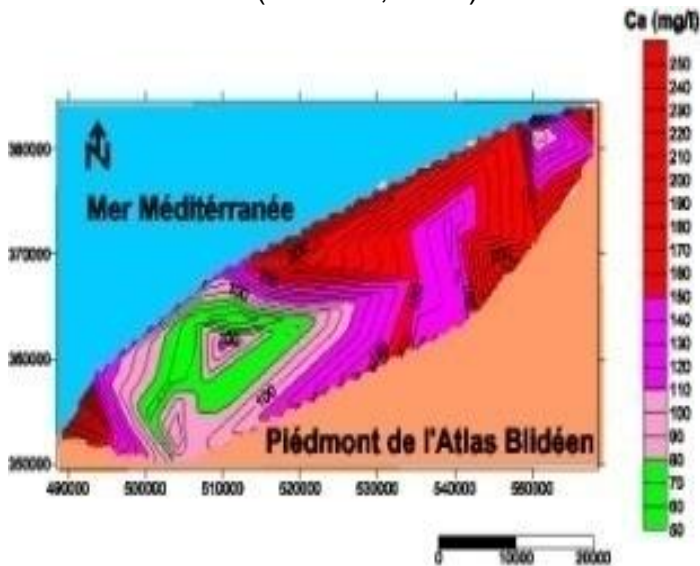


Figure 4.20 c : Répartition spatiale de Ca^{2+} (juin 2016)

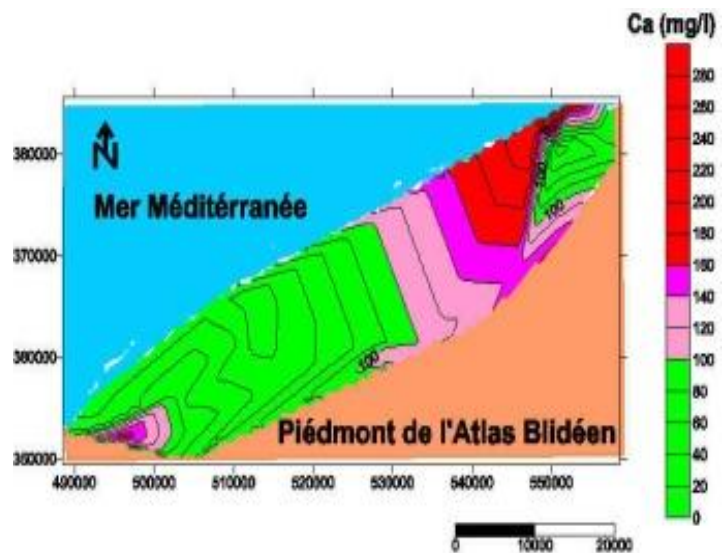


Figure 4.20 d : Répartition spatiale Ca^{2+} (octobre 2016)

✚ Magnésium

Le magnésium est un élément très répandu dans la nature (2,1% de l'écorce terrestre). C'est le principal élément de la dureté de l'eau. Dans les roches sédimentaires, ses origines sont comparables à celles du calcium, car il provient de la dissolution des formations carbonatées à fortes teneurs en magnésium comme la magnésite et la dolomite [111].

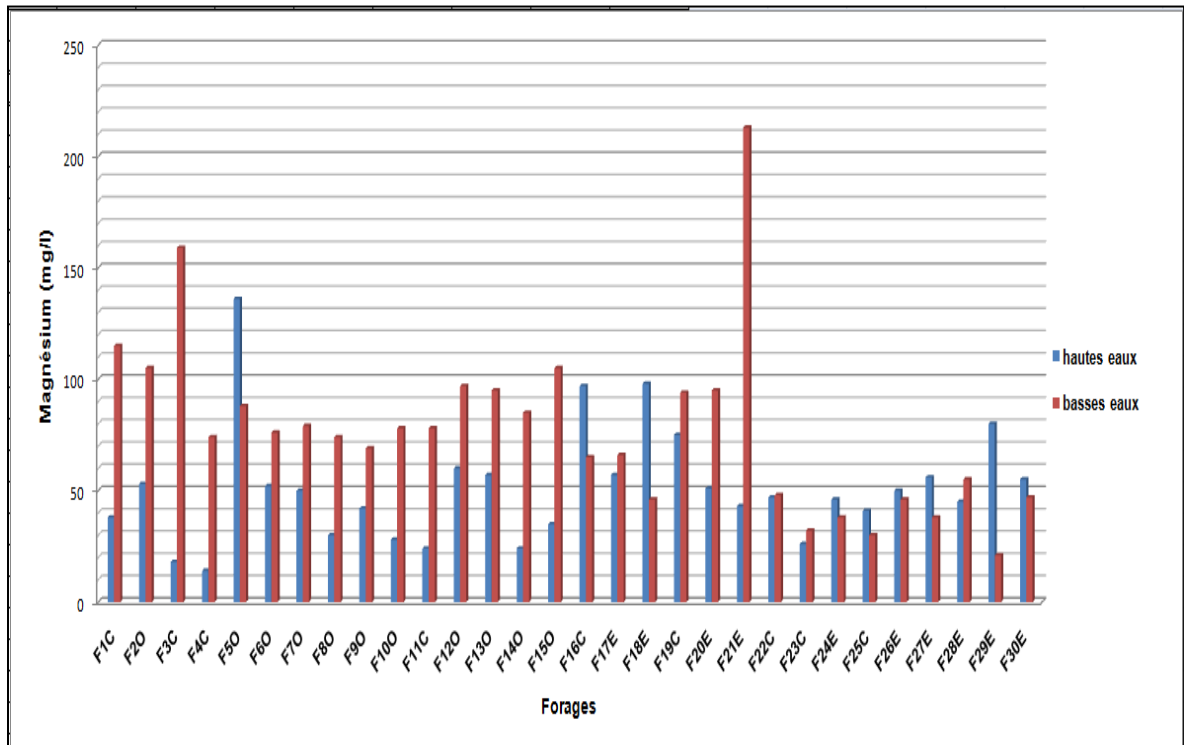


Figure 4. 21 : Evolution spatio-temporelle du Magnésium

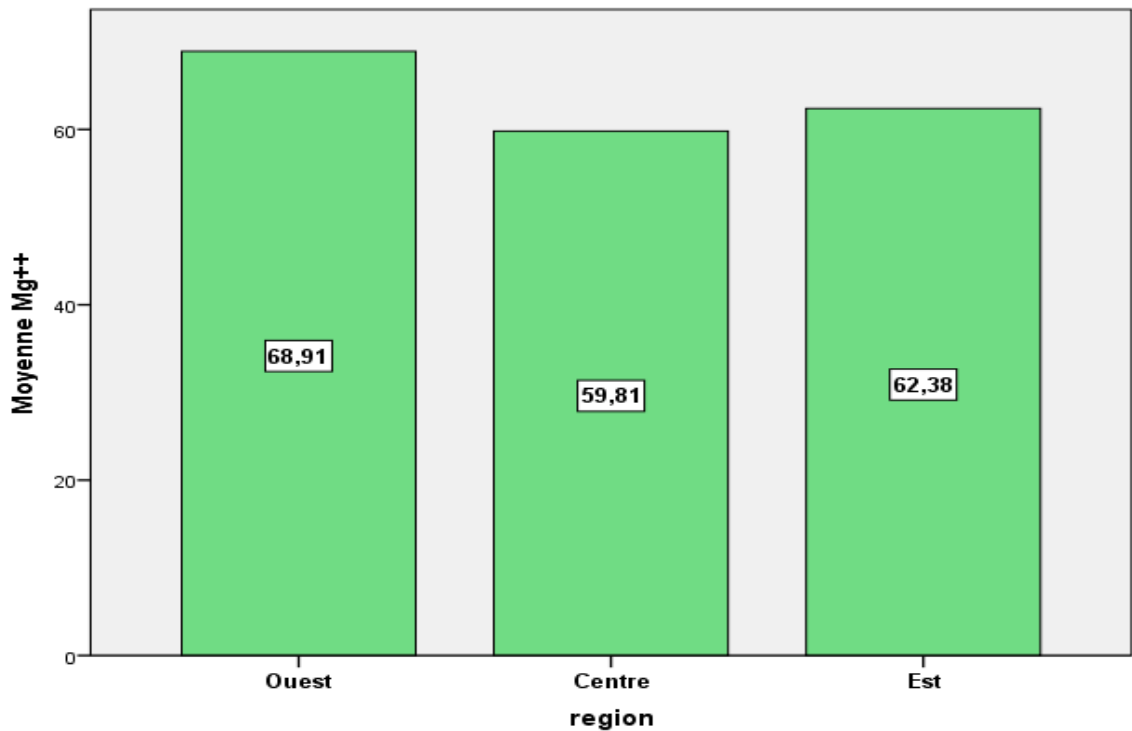


Figure 4. 22: Répartition moyenne des teneurs en Magnésium entre les trois zones d'étude

Selon les normes algériennes de l'eau potable pour le magnésium [121], fixées à 150 mg/l, la majorité des forages sont conformes à cette norme. Exception faite pour les forages F3C et F21E (figure 4.21) qui dépassent cette norme en période basses eaux. Les plus faibles teneurs en Magnésium sont enregistrées dans la région Centre de la nappe de la Mitidja (figure 4.22), avec une moyenne de 59,81 mg/l suivie par la région Est avec une moyenne de 62,38 mg/l et enfin la région Ouest avec une moyenne de 68,91 mg/l.

Les cartes de la répartition spatiale du Magnésium (figures 4.23 a-b-c-d) montrent une répartition similaire à celle du Calcium. Les teneurs les plus élevées sont observées au niveau des points d'eau localisés le long des bordures de la plaine. Ces fortes concentrations peuvent être attribuées au contact direct de ces eaux avec les argiles gypseuses et les formations carbonatées et dolomitiques bordant la plaine.

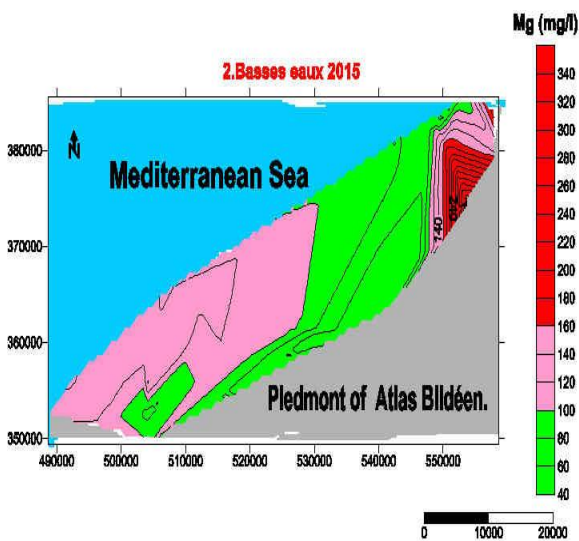


Figure 4.23 a : Répartition spatiale du Magnésium (Octobre, 2015)

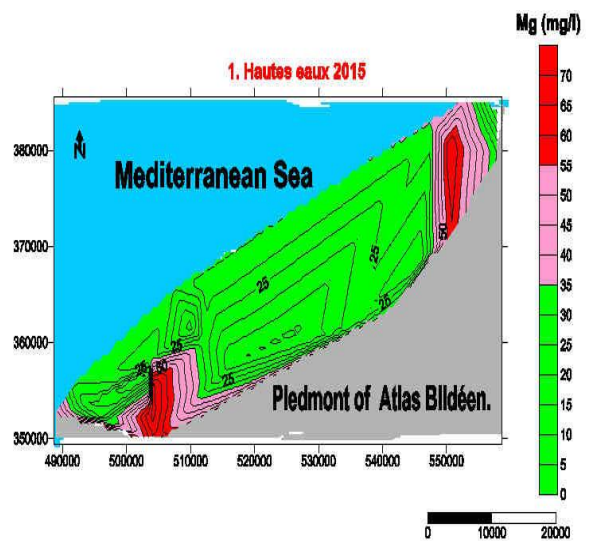


Figure 4.23 b : Répartition spatiale du Magnésium (Juin, 2015)

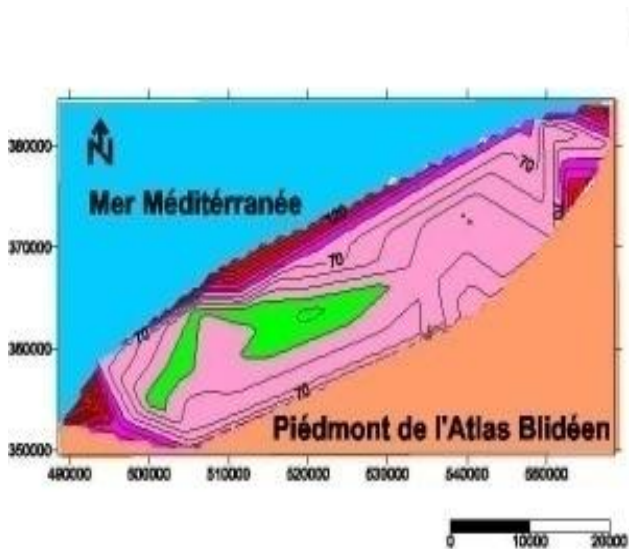


Figure 4.23 c : Répartition spatiale du Magnésium (Juin, 2016)

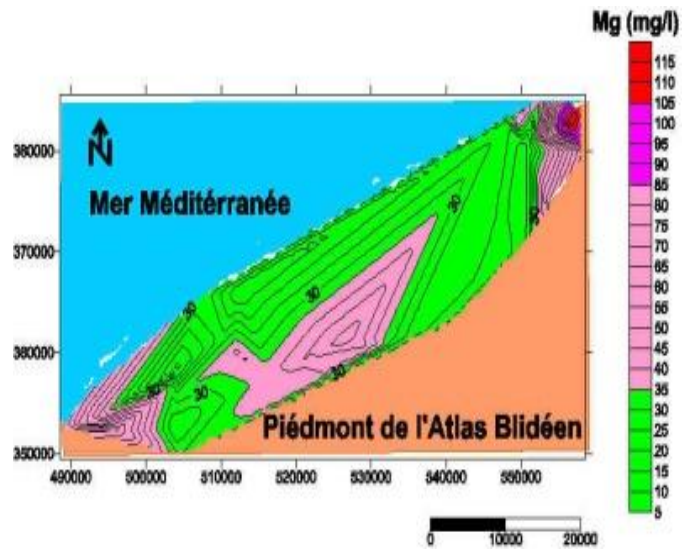


Figure 4.23 d : Répartition spatiale du Magnésium (Octobre, 2016)

Dureté totale

La dureté ou titre hydrotimétrique (TH) correspond essentiellement à la présence de sels de Calcium et de Magnésium. Elle est directement liée à la nature des terrains traversés [20, 84]. Les eaux provenant de terrains calcaires et surtout des terrains gypseux, peuvent avoir des duretés très élevées susceptibles d'atteindre 1 g/l de CaCO_3 [84].

Les valeurs de la dureté des eaux de toute la zone étudiée ont été calculées et sont présentées dans les figures ci-dessous (figures 4.24 et 4.25).

L'évolution de la dureté totale dans les eaux des forages analysés, montre des concentrations plus élevées en basses eaux que celles en période hautes eaux avec des valeurs qui ne dépassent pas 130 mg/l (figure 4.24), ce qui est conforme aux normes de l'OMS [100] et à celles de JORA [121] fixées à 200 °F.

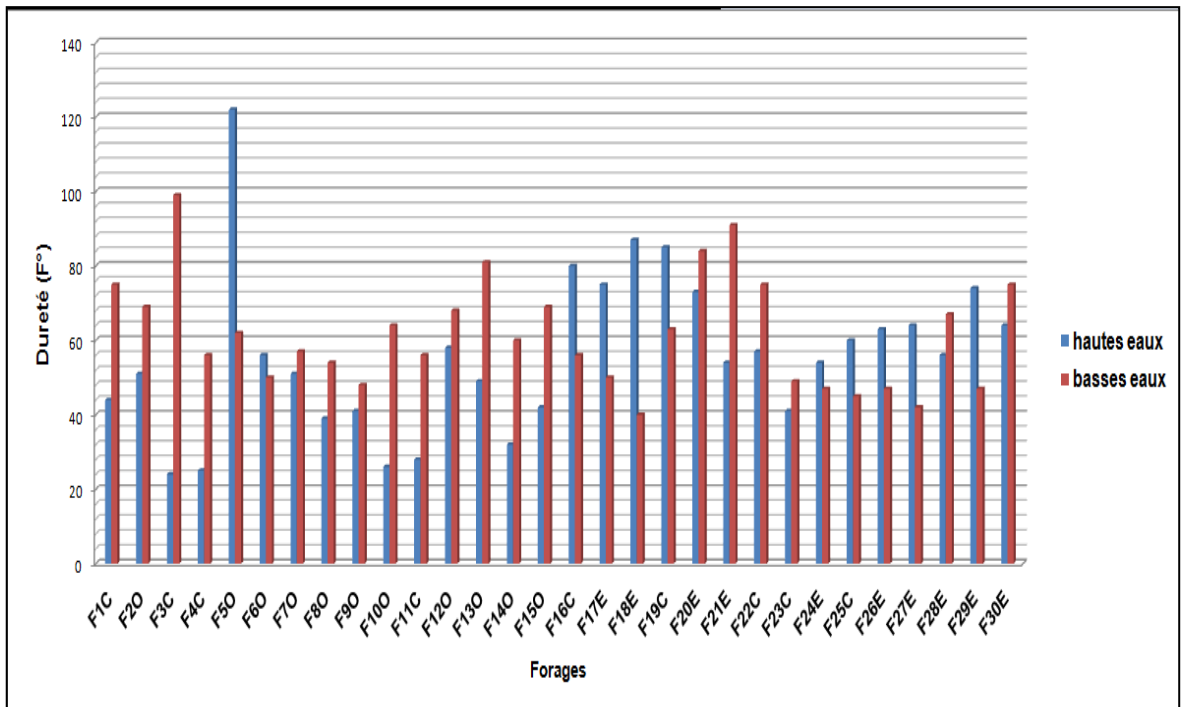


Figure 4.24 : Evolution spatio-temporelle de la dureté

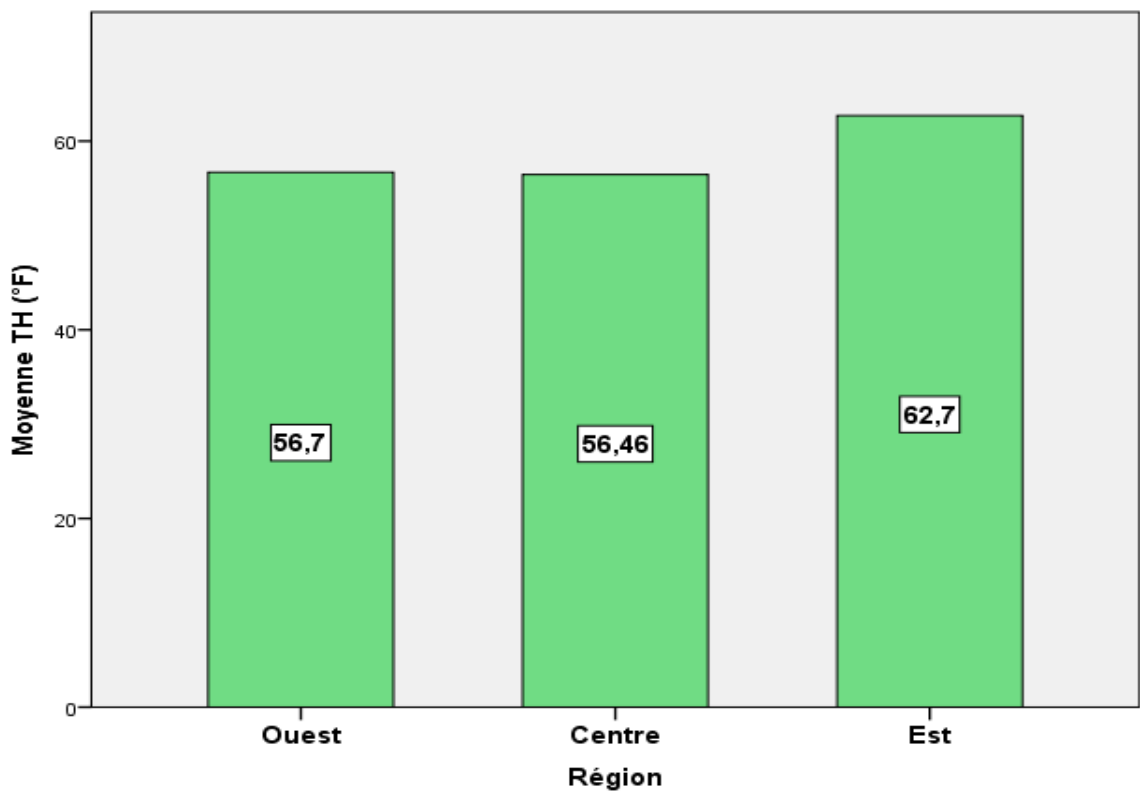


Figure 4. 25: Répartition spatiale moyenne de la dureté entre les trois zones d'étude

D'après la figure 4.25, nous constatons que l'eau la plus dure est celle de la région Est de la Mitidja avec une moyenne de 62,7 °F. Selon RODIER et *al.*, [84], une eau dure entraîne chez les ménages une consommation supplémentaire de savon, s'oppose à la cuisson convenable des légumes et entraîne dans les circuits d'eau chaude et de vapeur la formation de dépôts particulièrement gênants.

Sodium

Le principal minéral contenant le sodium est le sel gemme (chlorures de sodium). Le Sodium provient soit de la pluie, déjà un peu salée de par son origine maritime, soit de certains minéraux tels que les micas et le chlorite, parfois des lessivages profonds de gisements de sels gemme [24].

En général, les eaux souterraines de la plaine de la Mitidja présentent des teneurs en sodium qui varient entre un minimum de 19 mg/l (forage F23C) et un maximum de 139 mg/l (forage F30E) en période hautes eaux et entre un minimum de 21 mg/l (forage F11C) et un maximum de 154 mg/l (F30E) en période basses eaux (figure 4.26).

Les teneurs en sodium sont nettement inférieures aux normes fixées par l'OMS [100] et le JORA [121]. Ces résultats sont semblables à ceux retrouvés par DJEMAI et MESBAH [126] dans la nappe alluviale du Haut Sebaou (Grande Kabylie) et ceux retrouvés par KOUZANA et *al.*, [114] dans la nappe phréatique côtière du Korba (Tunisie).

Au niveau de la région d'étude, les fortes teneurs en sodium s'observent dans la partie Sud-Ouest et dans l'extrême Est de la plaine (figure 4.27 et figures 4.28 a-b-c-d). Ces teneurs sont dues au phénomène de l'invasion marine qui touche la baie d'Alger depuis les années quatre-vingt [12, 13, 14, 17, 68]. Alors que dans l'extrême Ouest de la plaine, les fortes teneurs peuvent provenir du lessivage ou de la percolation de terrains salés.

Des mécanismes chimiques différents liés à l'échange de base qui est influencé par le pompage et le sens d'écoulement peuvent être également attribués. Le centre de la plaine se caractérise par de faibles teneurs en Sodium (figure 4.27 et figures 4.28 a-b-c-d).

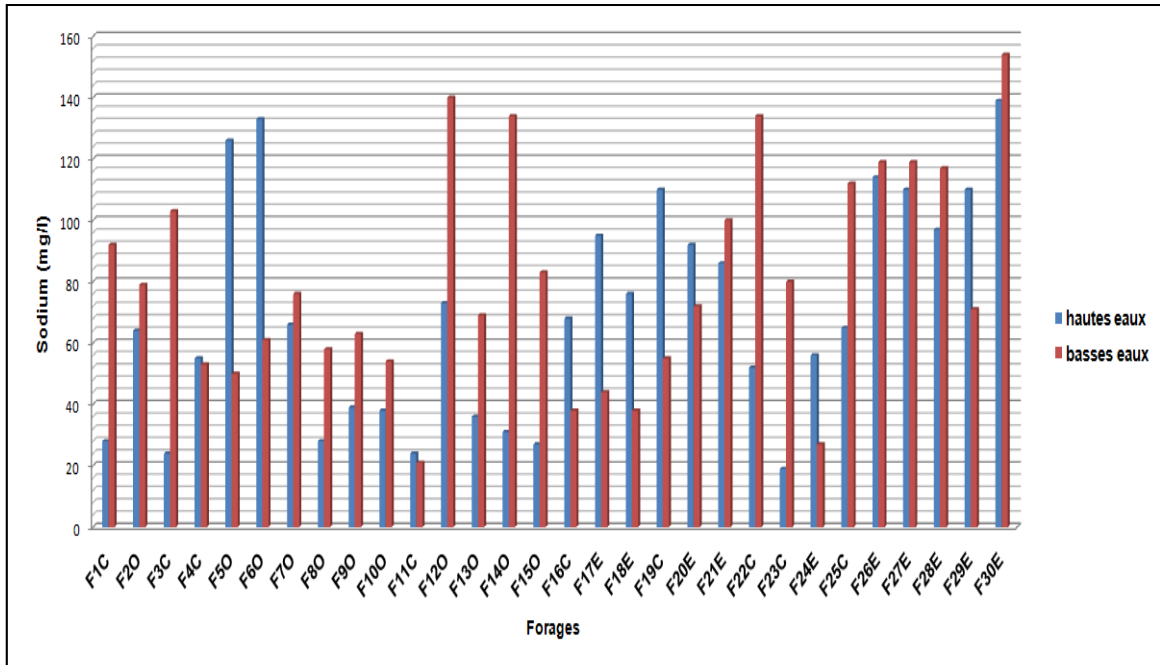


Figure 4.26 : Evolution spatio-temporelle du Sodium

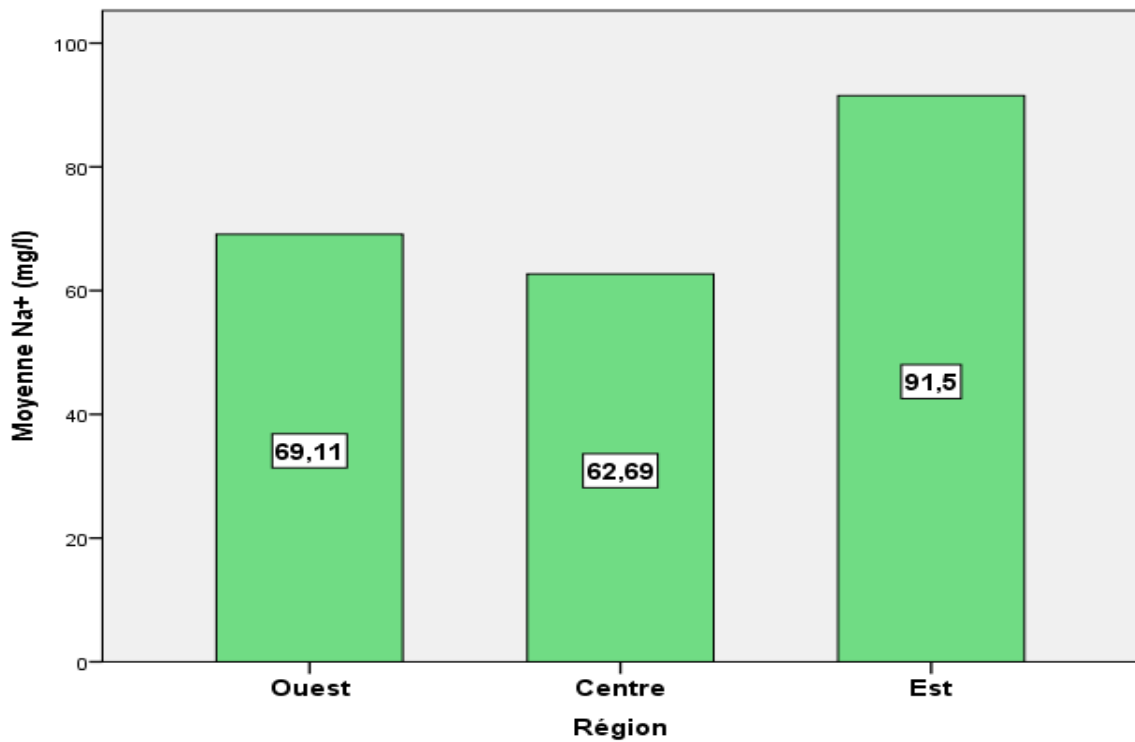


Figure 4. 27: Répartition spatiale moyenne du Sodium entre les trois zones d'étude

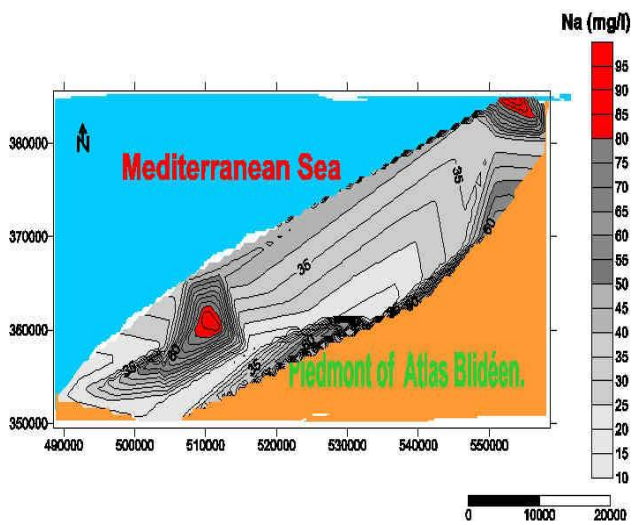


Figure 4.28 a: Répartition spatiale du Na (Octobre, 2015)

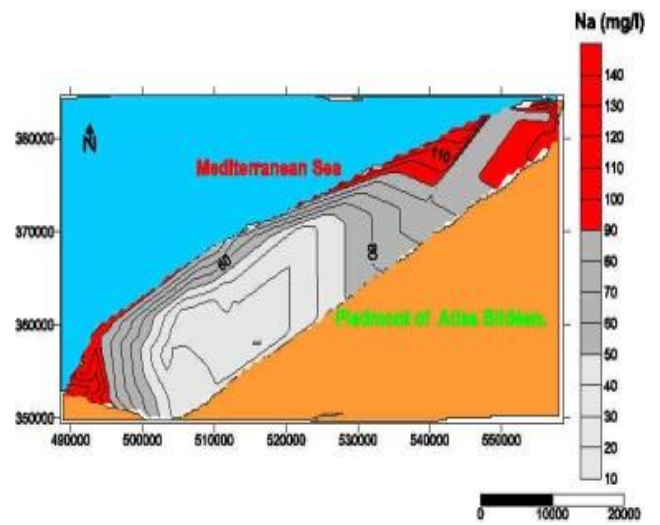


Figure 4.28 b : Répartition spatiale du Na (Juin, 2015)

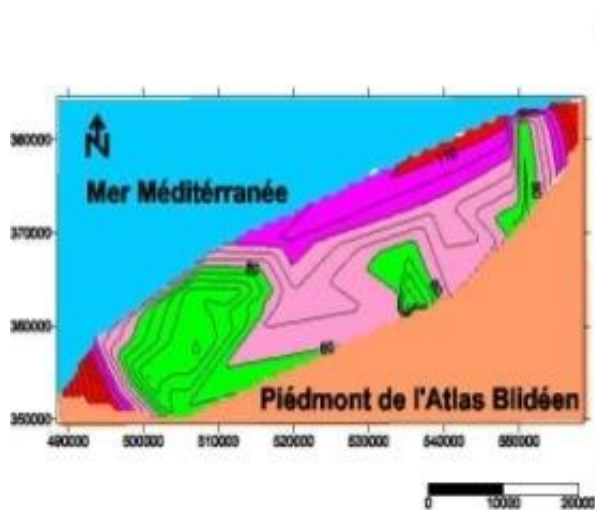


Figure 4.28 c : Répartition spatiale du Na (Juin 2016)

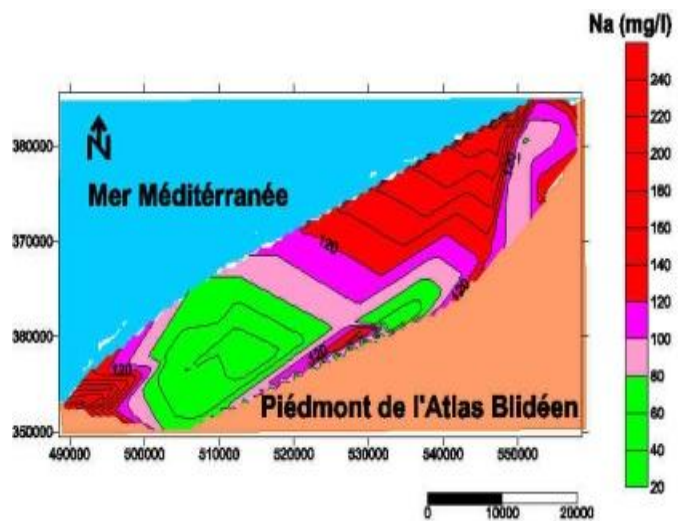


Figure 4.28 d : Répartition spatiale du Na (Octobre 2016)

✚ Chlorures

Très répandus dans la nature, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl), de potassium (KCl). Dans les eaux souterraines, les teneurs en ions chlorures peuvent atteindre quelques grammes par litre au contact de certaines formations géologiques [24].

Les concentrations en chlorures dans les eaux analysées varient entre 41 mg/l (forage F4C) et 495 mg/l (forage F5O) en période hautes eaux. En période basses eaux, les valeurs oscillent de 62 mg/l (forage F18E) à 365 mg/l (forage F30E) (figure 4.29).

D'après la figure 4.29, nous constatons que les concentrations les plus élevées s'observent durant la saison sèche avec une moyenne de $149,57 \pm 69,59$ mg/l, au cours de laquelle la circulation des eaux est moindre. A cette prolongation du contact entre l'eau et l'aquifère, s'ajoute le phénomène de l'évaporation qui fait augmenter la teneur des eaux en chlorures. La figure 4.30 est très expressive et montre une augmentation significative des teneurs en Chlorures dans la Mitidja Est en comparaison avec les zones Centre et Ouest.

Les cartes des chlorures (figures 4.31 a-b-c-d), montrent des concentrations élevées dans la partie Nord-Est de la nappe (baie d'Alger) identique à celle de la conductivité électrique et du sodium (figures 4.17 a-b-c-d et figures 4.28a-b-c-d respectivement). C'est le phénomène de l'invasion marine.

Les chlorures peuvent avoir d'autres origines comme le lessivage des alluvions argileuses Quaternaire et des marnes de la formation d'El Harrach, ainsi que le déversement des eaux usées dans la plaine [12, 13, 17].

Le Sud-Ouest de la plaine présente également des teneurs importantes en chlorures. Cette augmentation des teneurs pourrait s'expliquer par le lessivage des formations éruptives et des alluvions argileuses. La répartition des teneurs de cet élément se corrèle bien avec celles du sodium, ce qui confirme l'origine commune de ces deux éléments (dissolution de l'Halite). AIT OUALI [14] en 2007 et HADJOU DJ en 2008 [15] ont retrouvé des concentrations en chlorures voisines à celles notées dans notre étude.

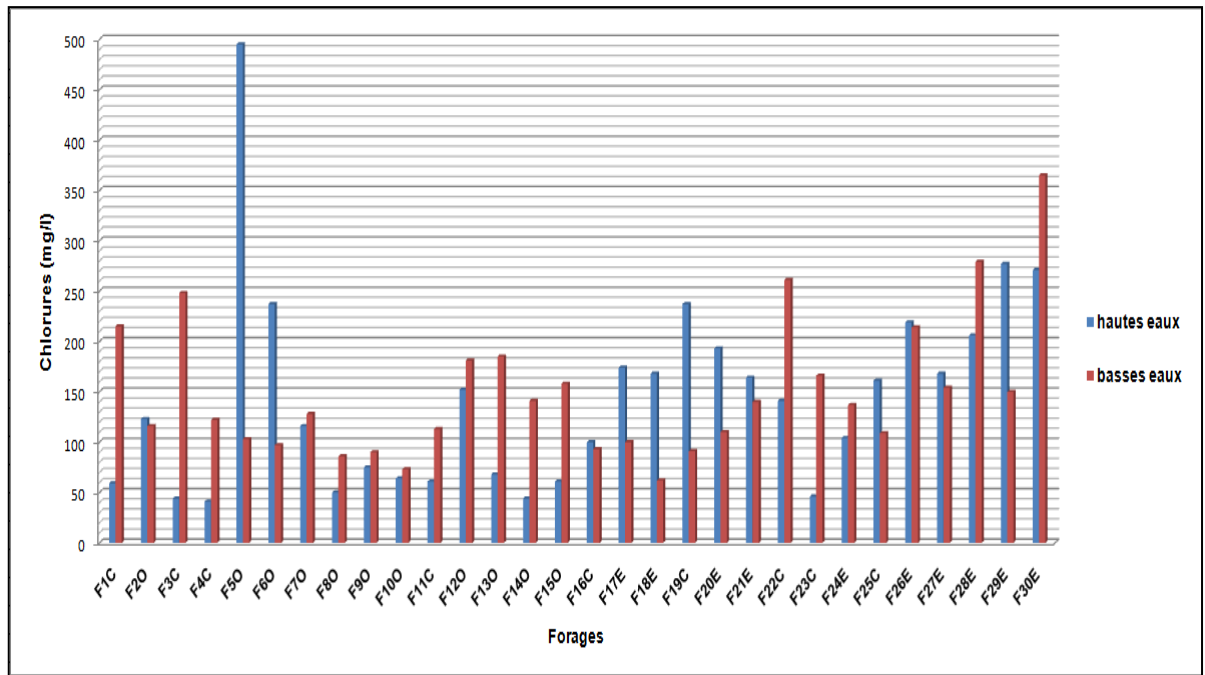


Figure 4.29 : Evolution spatio-temporelle des teneurs en chlorures

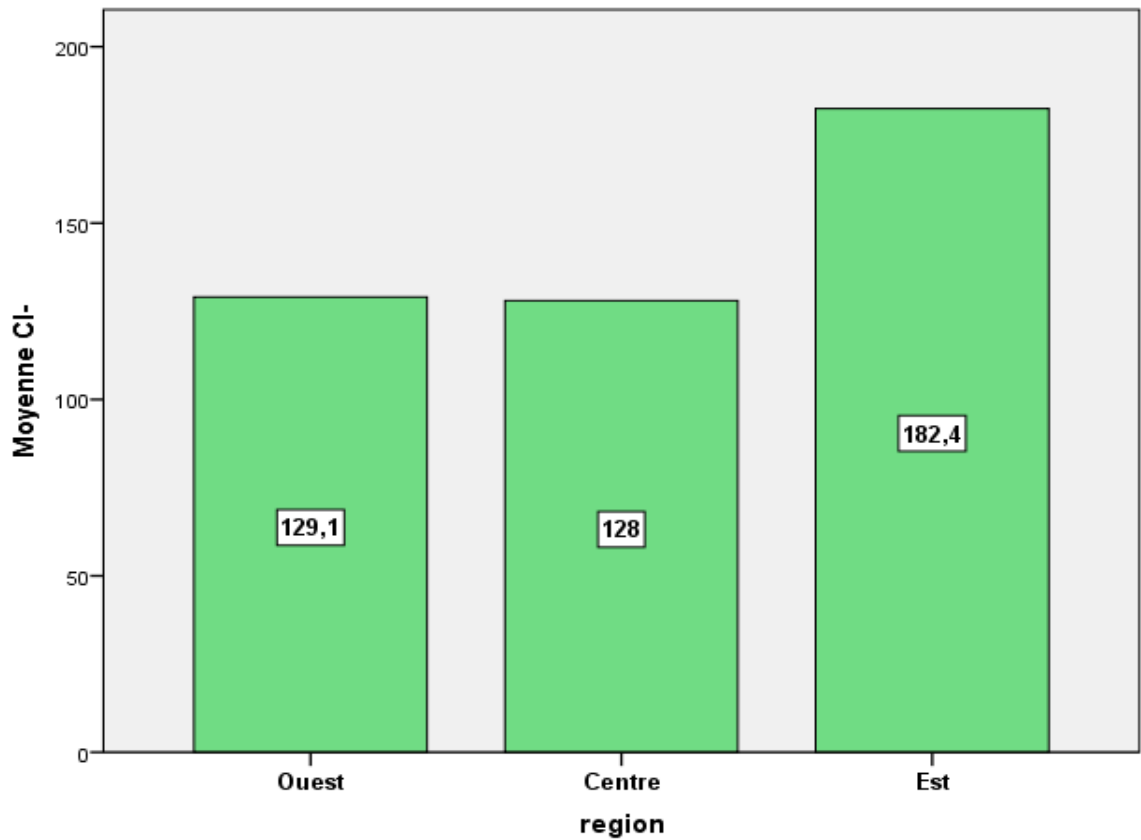


Figure 4. 30: Répartition des moyennes en chlorures dans les trois zones d'étude

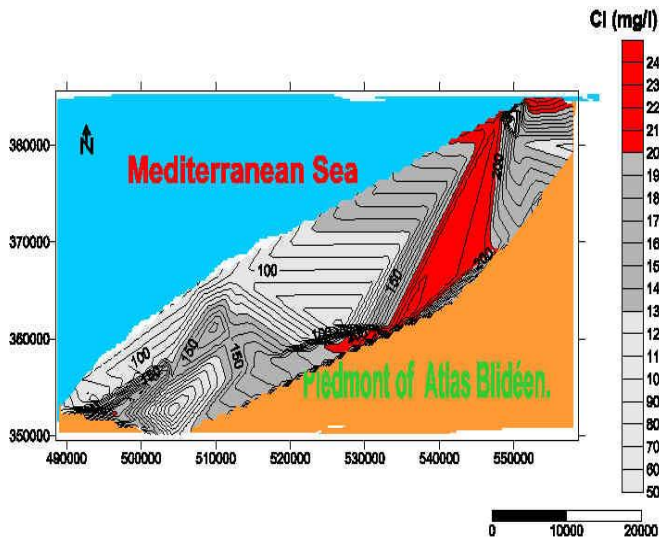


Figure 4. 31 a : Répartition spatiale du Cl⁻ (Octobre, 2015)

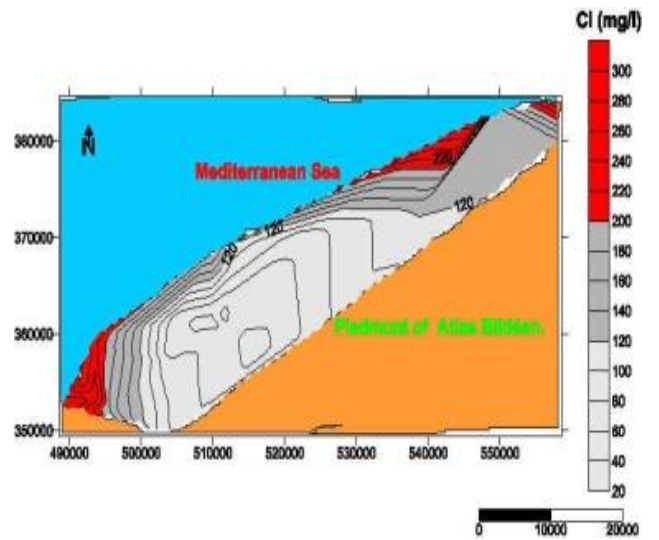


Figure 4.31 b : Répartition spatiale du Cl⁻ (Juin, 2015)

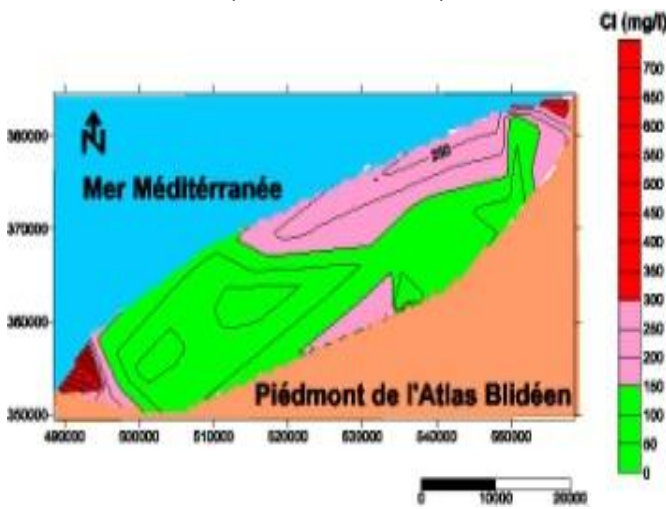


Figure 4.31 c. Répartition spatiale du Cl⁻ (Juin 2016)

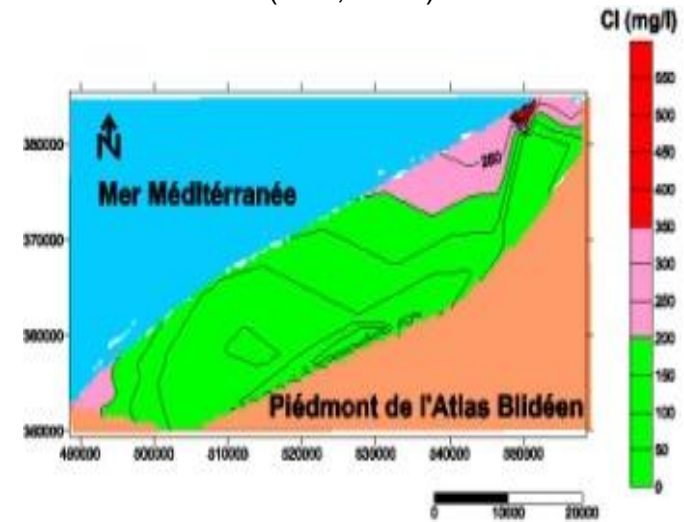


Figure 4.31 d. Répartition spatiale du Cl⁻ (Octobre 2016)

 Bicarbonates

Ils proviennent de la dissolution des formations carbonatées (calcaire, dolomite) par des eaux chargées en gaz carbonique (CO₂) selon l'équation suivante [20, 84, 111]: $\text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2 \longrightarrow 2\text{HCO}_3^- + \text{Ca}^{2+}$

D'après la figure 4.32, les concentrations en bicarbonates dans les différents forages s'échelonnent entre un minimum de 244 mg/l (forage F11C) et un maximum de 519 mg/l (F19C). L'évolution temporelle des bicarbonates montre des concentrations plus élevées durant la période hautes eaux. Ceci est en étroite relation avec l'importance des interactions eau/roche et le processus de dissolution/précipitation durant la période hautes eaux [107].

L'évolution spatiale des bicarbonates (figures 4.33 et 4.34 a-b-c-d), montre une augmentation des concentrations de cet élément vers la partie Est de la nappe. Ces fortes teneurs sont dues probablement à la dissolution des calcaires et des formations carbonatées, constituant les bordures de la plaine.

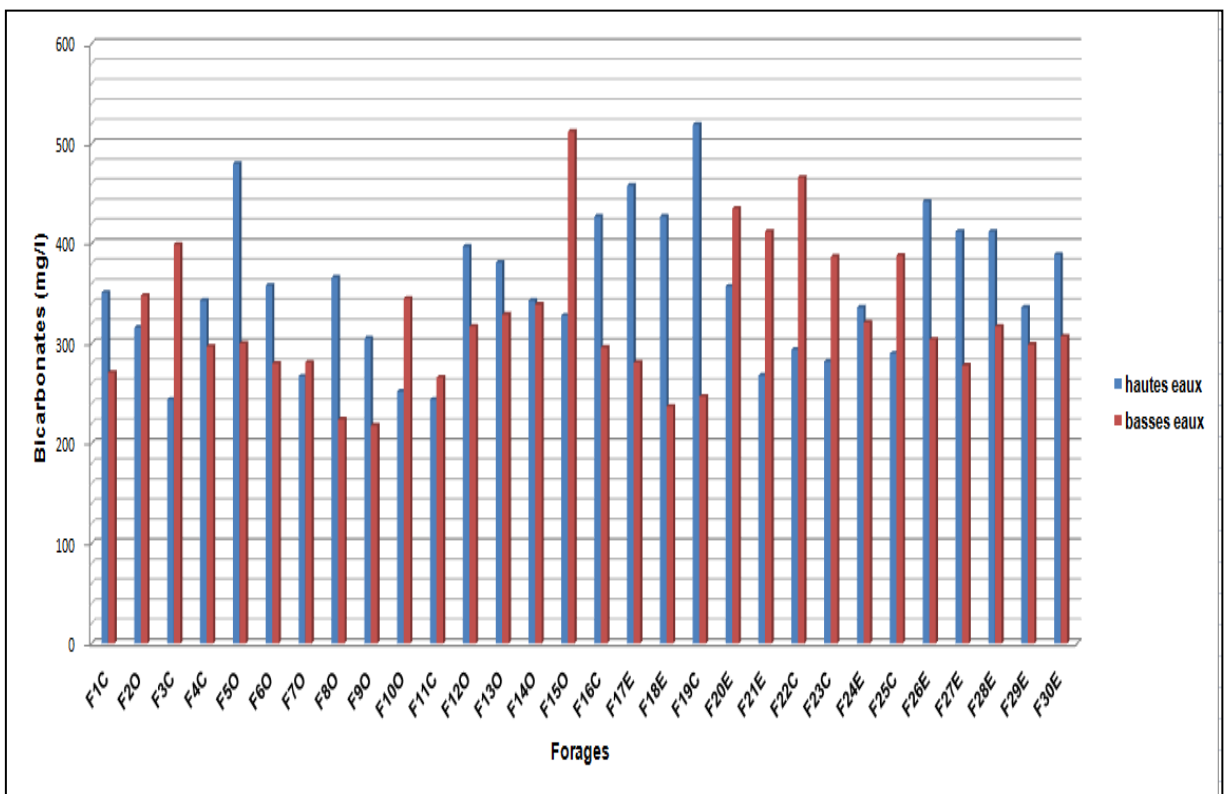


Figure 4. 32 : Evolution spatio-temporelle des teneurs en bicarbonates

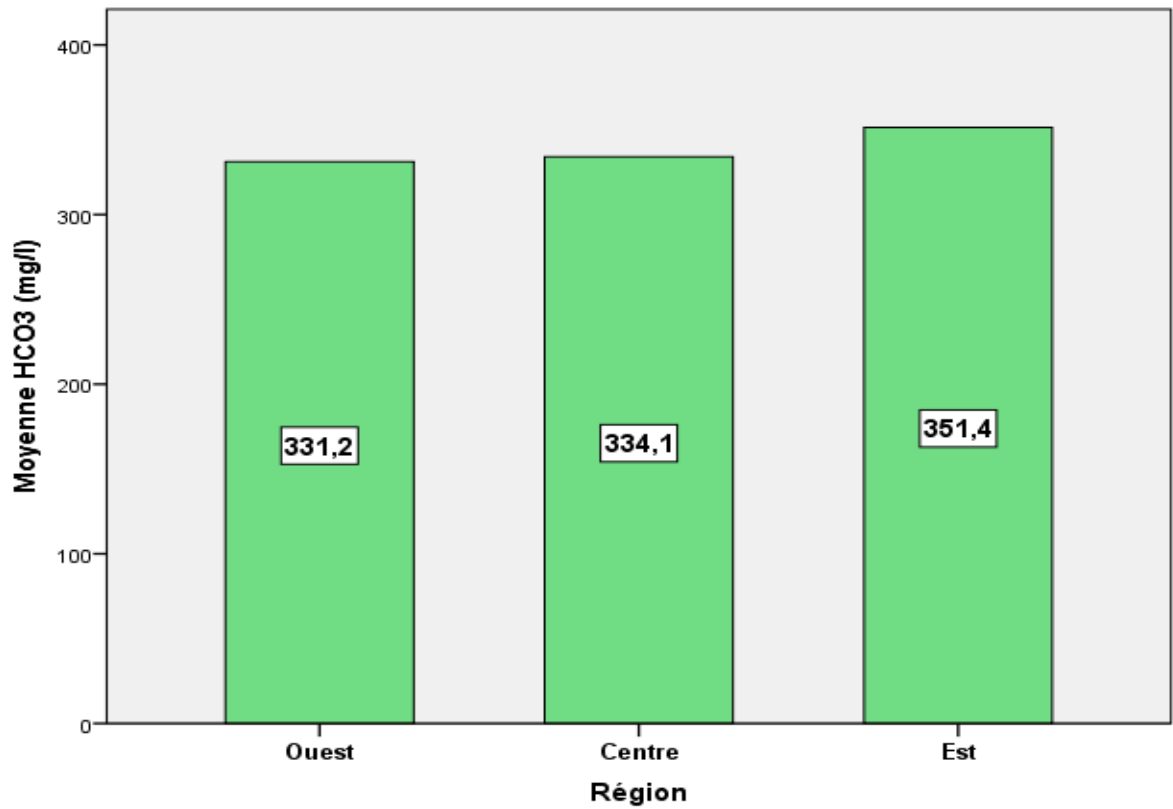


Figure 4. 33: Répartition des moyennes en bicarbonates dans les trois zones d'étude

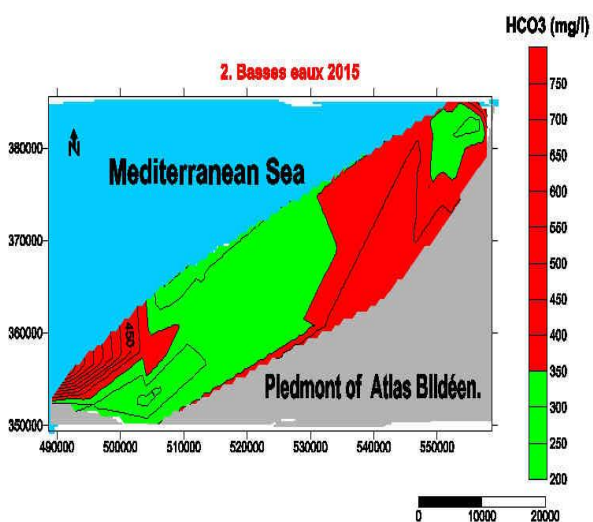


Figure 4.34 a. Répartition spatiale du HCO₃⁻ (Octobre, 2015)

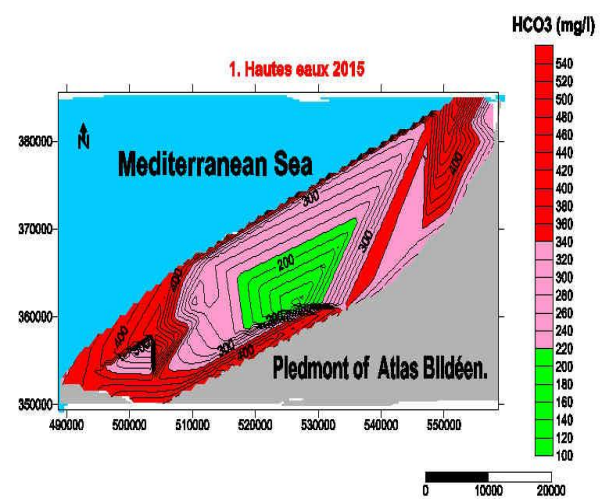


Figure 4.34 b. Répartition spatiale du HCO₃⁻ (Juin, 2015)

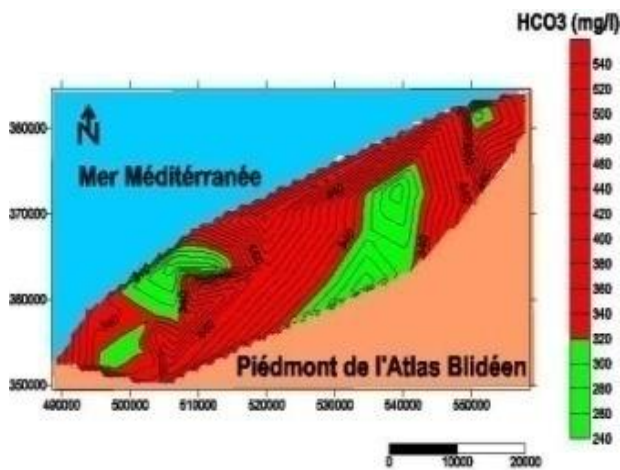


Figure 4.34 c. Répartition spatiale du HCO_3^- (Juin 2016)

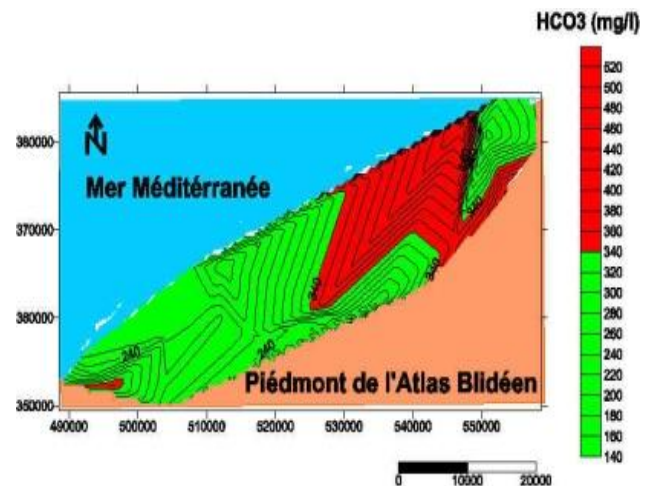


Figure 4.34 d. Répartition spatiale du HCO_3^- (Octobre 2016)

Sulfates

Composés naturels des eaux, ils sont liés aux cations majeurs : Calcium, Potassium et Sodium. Ils proviennent essentiellement de la dissolution du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Le gypse se dissout très rapidement en contact avec l'eau, la réaction de dissolution de gypse est représentée par l'équation suivante [20, 30, 84, 111] : $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$ [116]

Les concentrations en sulfates mesurées sont comprises entre 33 mg/l comme valeur minimale enregistrée au niveau du forage F3C et 391 mg/l comme valeur maximale enregistrée au niveau du forage F18E. Le détail des résultats est présenté dans l'appendice 02.

Les plus fortes valeurs sont enregistrées durant la période hautes eaux (figure 4.35), suite au phénomène de dissolution des formations gypseuses. Par ailleurs, AIT OUALI en 2007 [14], DJOUDAR-HALAL en 2014 [17] ont expliqué la concentration des sulfates par le sens général d'écoulement de la nappe et le temps de séjour et échange eau-roche. En effet, les valeurs enregistrées au niveau des forages F5O, F7O, F16C, F17E, F18E, F19E, F20E, F27E et F29E dépassent la norme de l'OMS et du JORA (250mg/l).

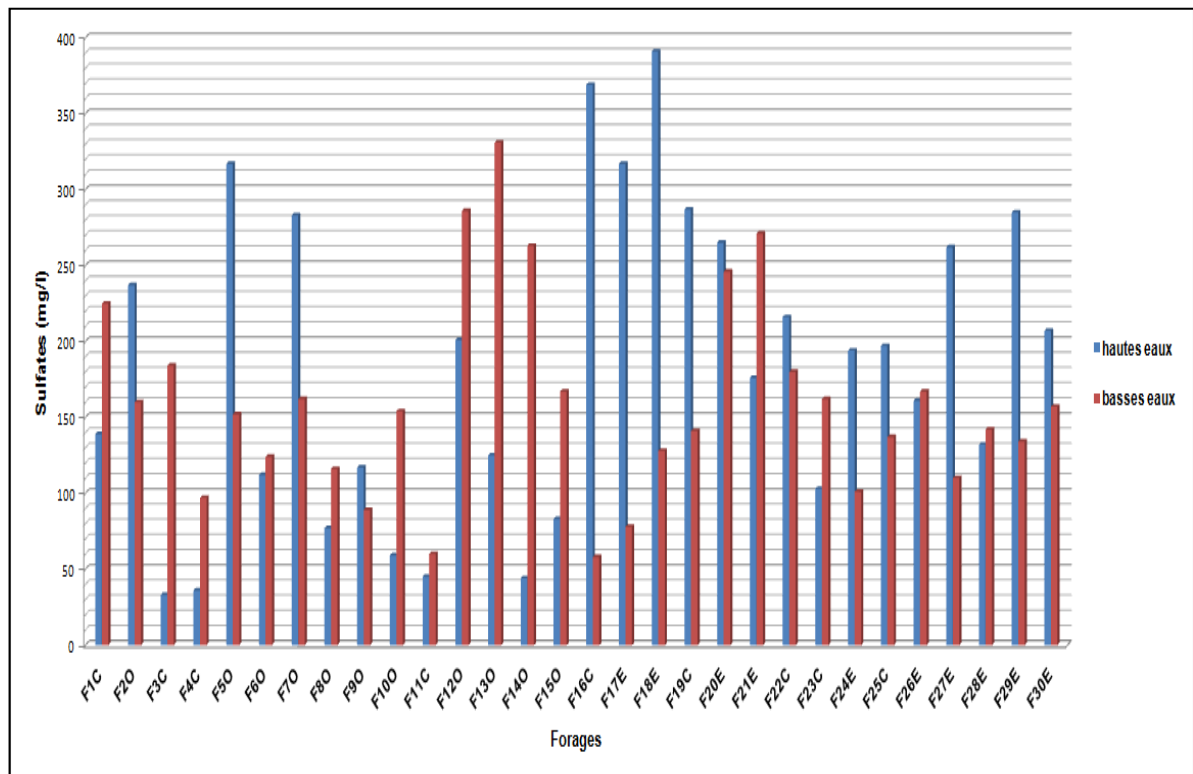


Figure 4. 35: Evolution spatio-temporelle des teneurs en Sulfates

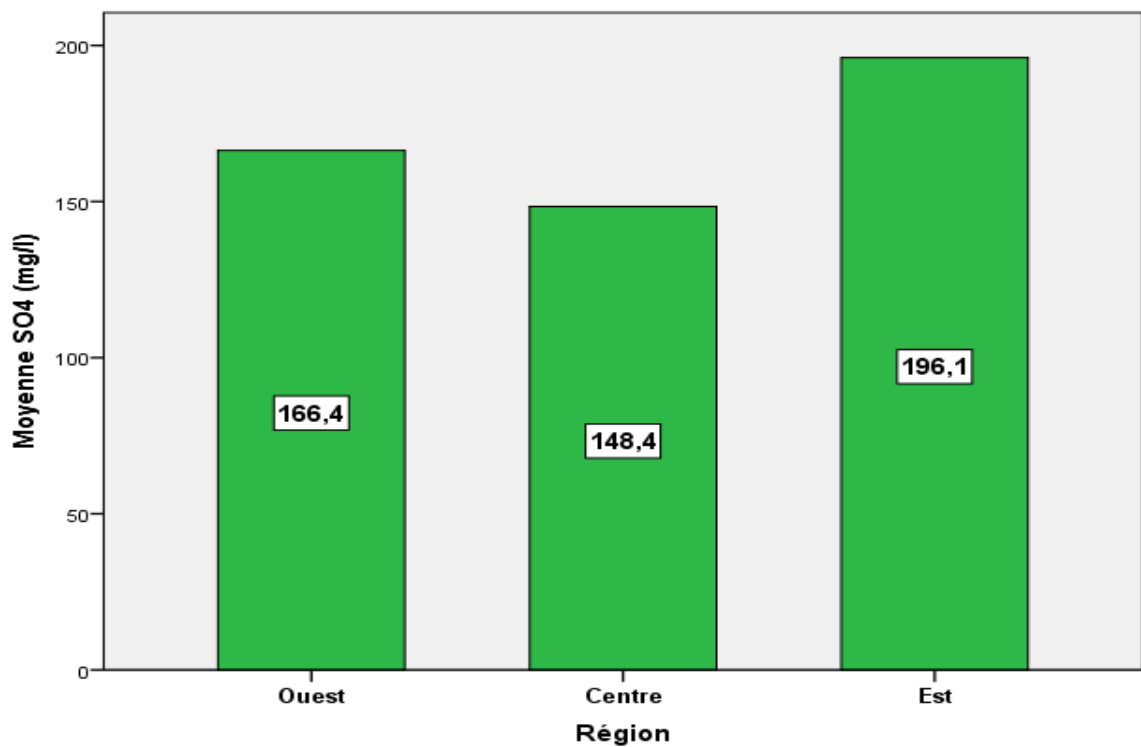


Figure 4. 36: Répartition des moyennes en sulfates dans les trois zones d'étude

Les plus faibles valeurs sont observées au niveau des forages de la Mitidja Centre avec une moyenne de 148,4 mg/l (figure 36). Les cartes des sulfates (figures 4.37 a-b-c-d), nous ont permis de constater que les fortes concentrations se localisent à l'Est, et au Sud-Ouest avec des concentrations qui dépassent la norme (250mg/l). Les fortes teneurs sont liées au lessivage de la formation Triasique (gypse, marnes..) éparpillée dans l'Atlas Blidéen en petits lambeaux et à l'effet de la dissolution des formations évaporitiques [10,11]. Une autre source de sulfates peut être attribuée à l'infiltration de sulfure utilisé comme fertilisant ou comme pesticide.

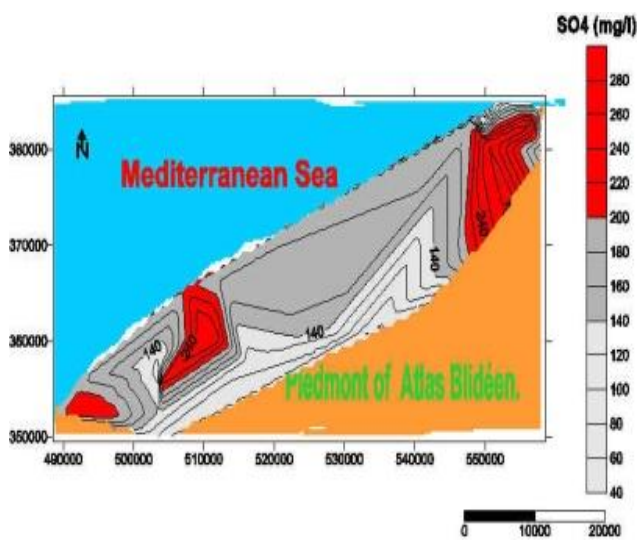


Figure 4.37a : Répartition spatiale du SO_4^{2-} (Octobre, 2015)

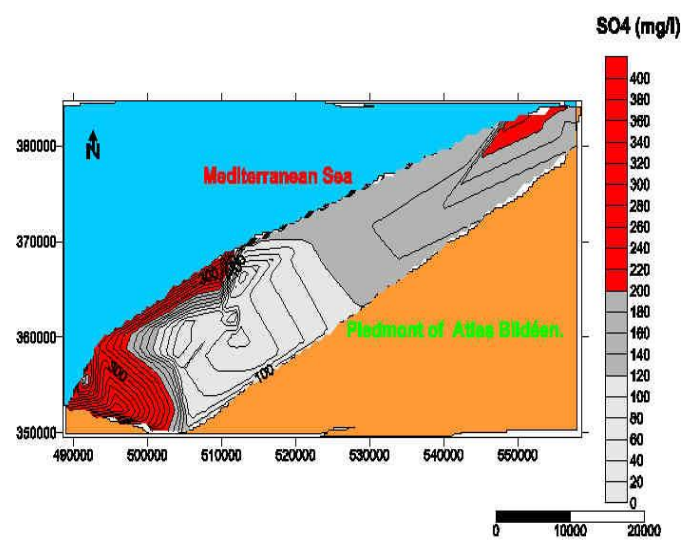


Figure 4.37b: Répartition spatiale du SO_4^{2-} (Juin, 2015)

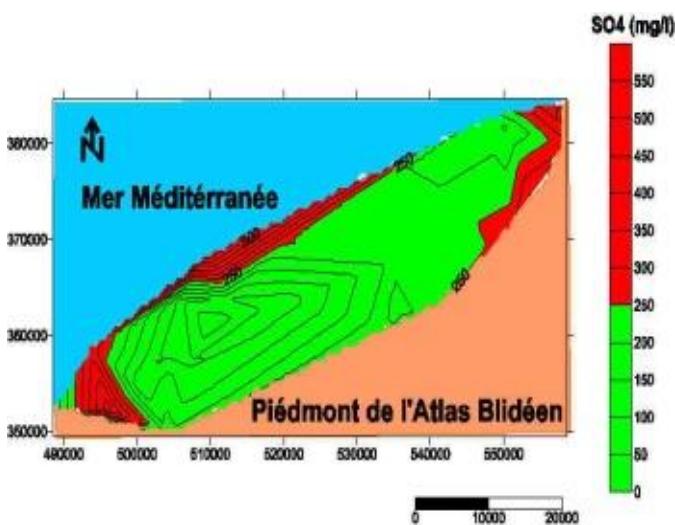


Figure 4.37c : Répartition spatiale du SO_4^{2-} (Juin 2016)

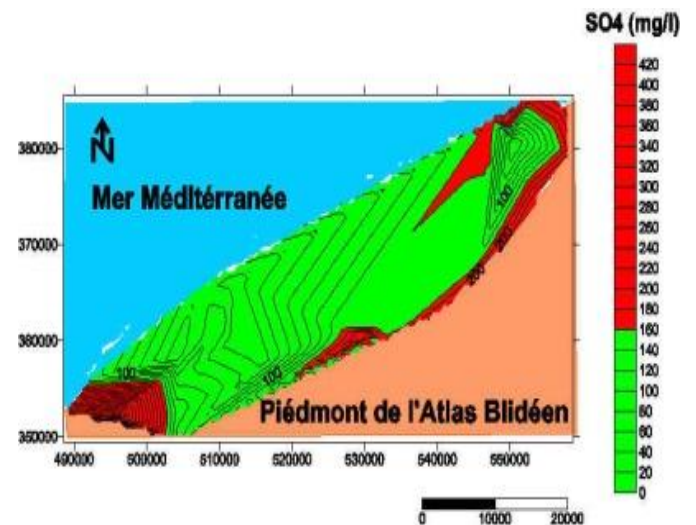


Figure 4.37d : Répartition spatiale du SO_4^{2-} (Octobre 2016)

Nitrates

Les nitrates sont abondamment répandus dans le sol et dans la plupart des eaux. Soluble dans l'eau, ils se retrouvent naturellement en faible concentration dans les eaux souterraines et les eaux de surface et sont accentuées par l'activité humaine. L'azote dans les sols provient principalement de la fixation de l'azote atmosphérique, du dépôt de l'azote contenu dans les précipitations, des amendements organiques et des apports d'engrais chimique [43].

Les microorganismes de la flore tellurique peuvent intervenir pour compléter le cycle géochimique de l'Azote (figure 4.38), en produisant des nitrites (Nitrification) et des nitrates (Nitratisation). Ces derniers, s'ils ne sont pas assimilés par les plantes et immobilisés par la flore tellurique, vont s'infiltrer à travers les couches du sous-sol jusqu'aux nappes d'eaux souterraines [38, 41]. Le cycle de l'azote dans le sol est généralement très complexe, il est représenté sous la forme simplifiée dans la figure suivante :

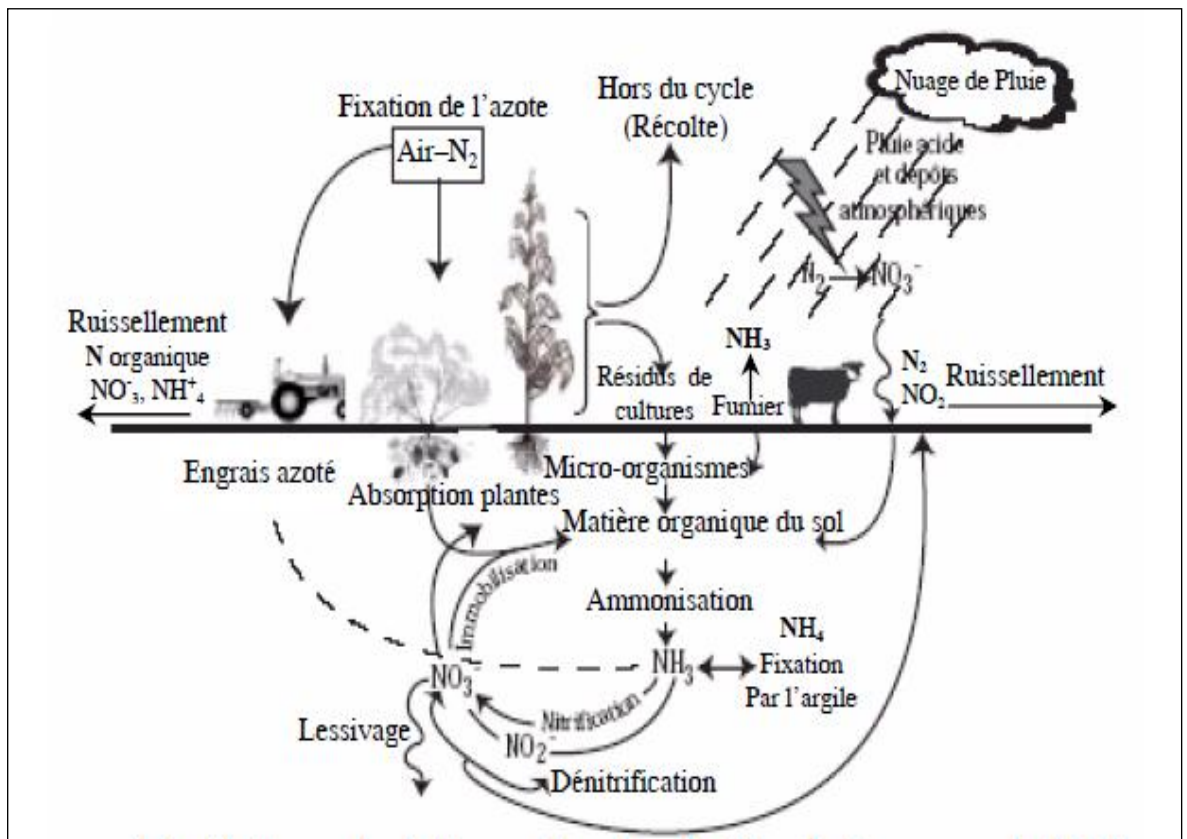


Figure 4.38 : Le cycle de l'Azote [127]

Pendant la période hautes eaux (figure 4.39), les teneurs en nitrates des échantillons prélevés, varient entre 10 mg/l comme valeur minimale enregistrée dans le forage F2O et 97 mg/l comme valeur maximale enregistrée dans le forage F30E. La période basses eaux enregistrent des teneurs en nitrates qui s'échelonnent entre 25 mg/l (forage F22C) et 108 mg/l (forage F15O).

D'après la figure 4.40, nous notons que les valeurs les plus élevées sont retrouvées au niveau des forages de la Mitidja Est, avec une moyenne de 57,68 mg/l dépassant les normes de l'OMS [100] et celles du JORA [121].

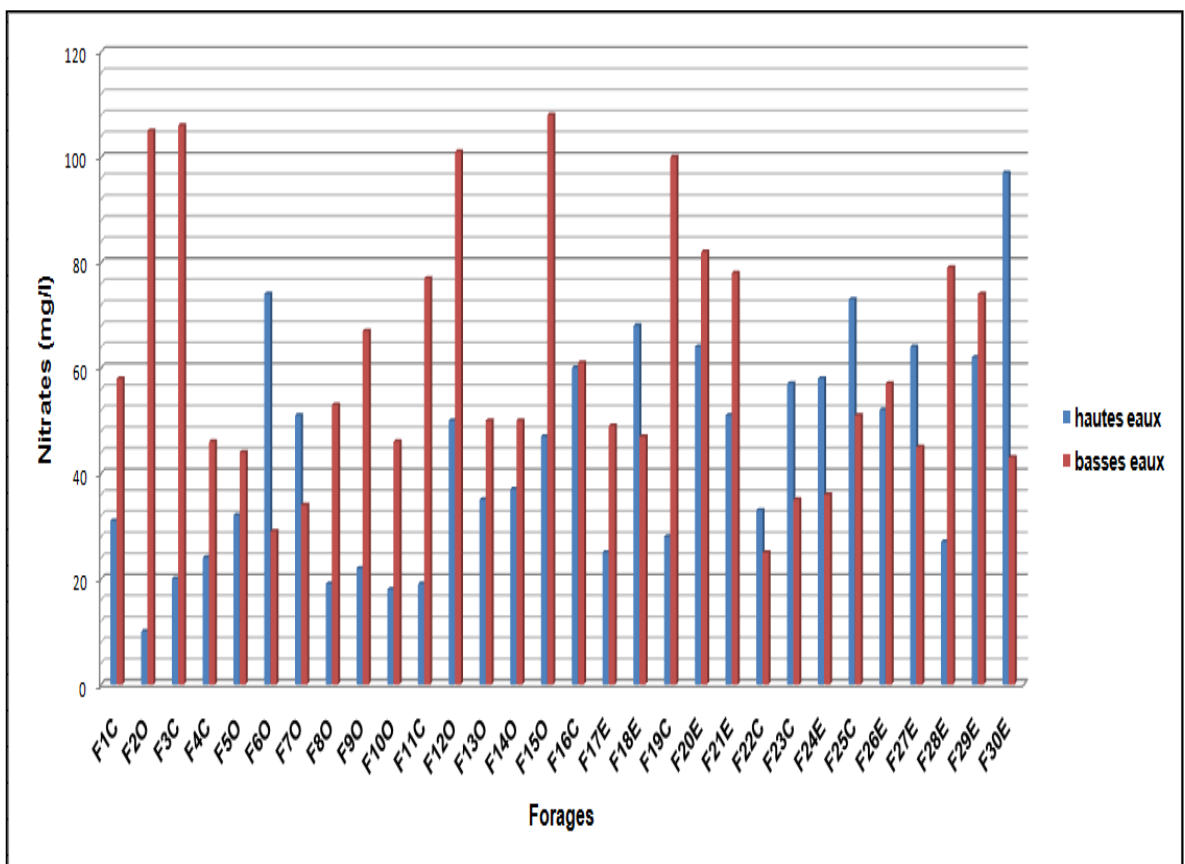


Figure 4. 39: Evolution spatio-temporelle des teneurs en nitrates

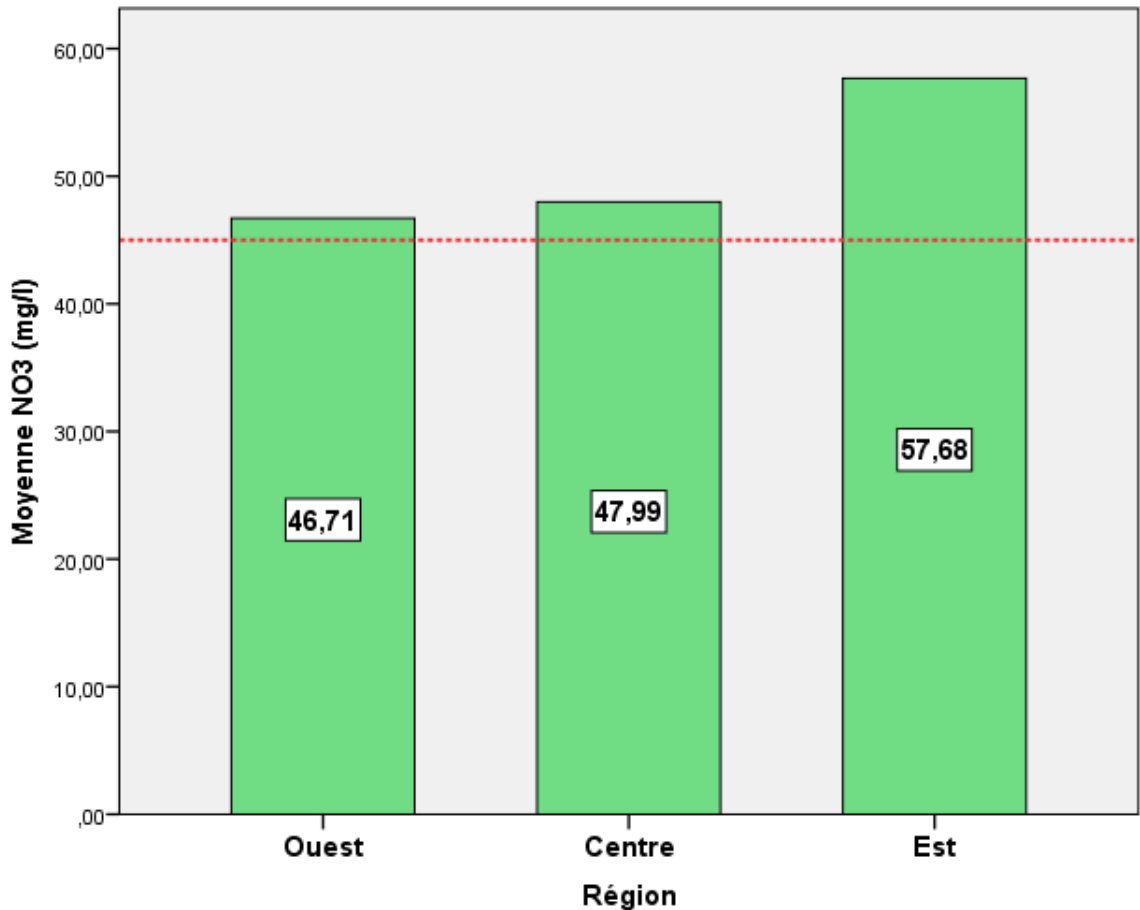


Figure 4. 40: Répartition des moyennes en Nitrates dans les trois zones d'étude

L'examen des cartes (figure 4.41 a-b-c-d) montre que les zones de la Mitidja Centre et Est sont les plus exposées à la pollution par les nitrates, cela est dû principalement à la nature alluvionnaire des terrains qui favorise la migration des éléments azotés vers la zone saturée sous l'effet de l'intensification des activités agricoles. Les faibles teneurs sont enregistrées dans le bassin du Mazafran, compte tenu de la nature argileuse du toit de la nappe, celle-ci est captive dans le bassin du Mazafran et vu que la profondeur est élevée, ce qui protégerait la nappe contre les infiltrations des ions nitrates.

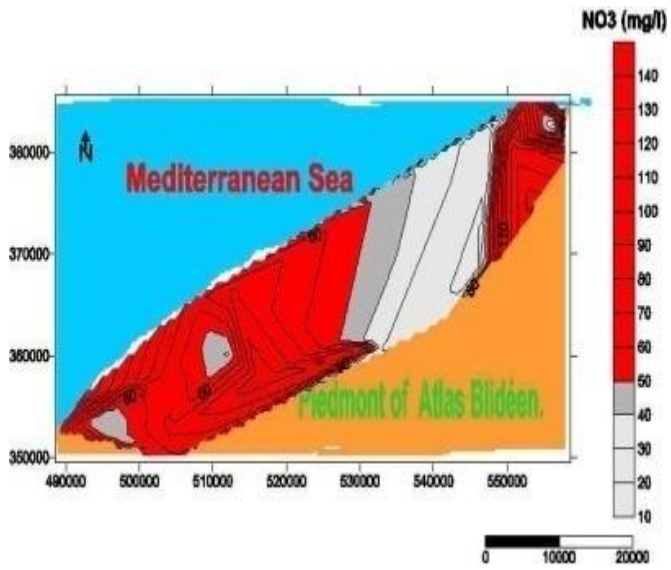


Figure 4.41 a: Répartition spatiale du NO_3^- (Octobre, 2015)

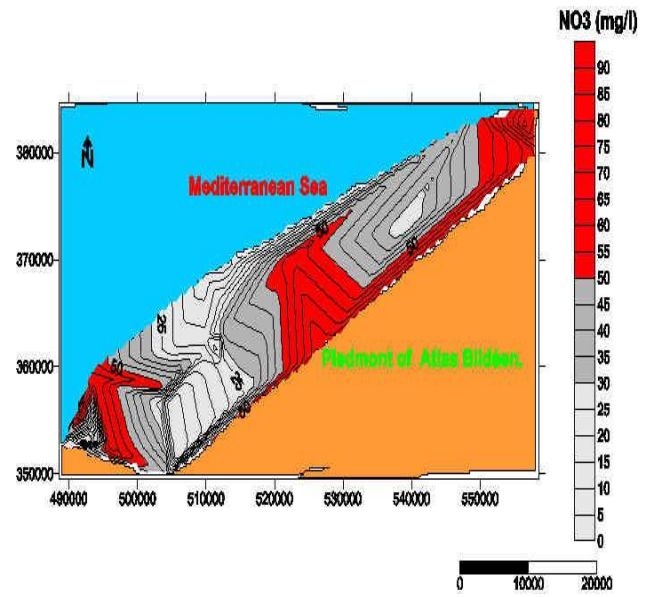


Figure 4.41 b: Répartition spatiale du NO_3^- (Juin, 2015)

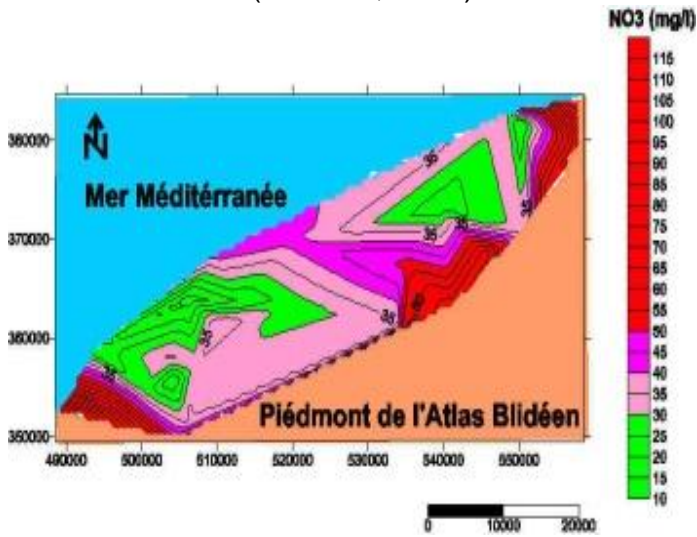


Figure 4.41 c: Répartition spatiale du NO_3^- (Octobre, 2016)

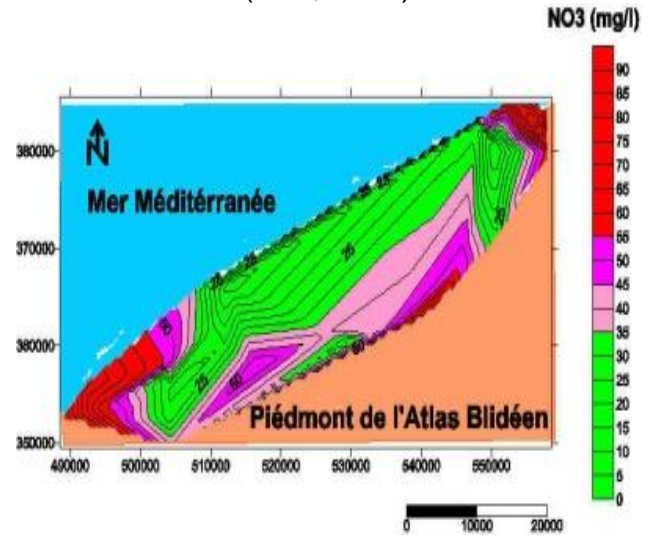


Figure 4.41 d: Répartition spatiale du NO_3^- (Juin, 2016)

Ammonium

La présence de l'ammonium dans l'eau souterraine peut être liée à la réduction des formes azotées (nitrites et nitrates) en conditions réduites. Cependant d'autres origines ont été incluses comme source d'ammonium, à savoir : les affluents domestiques, les engrais agricoles et les rejets de certaines unités industriels [128].

Les valeurs de l'azote ammoniacal des eaux des forages (Détails en Appendice B) sont toutes inférieures aux normes de potabilité (0,5 mg/l) [42].

Nitrites

Une eau qui renferme des nitrites, est considérée comme suspecte car il lui est souvent associé une détérioration de la qualité microbiologique [129]. Cependant, les eaux en contact avec certains terrains ou conduites peuvent contenir des nitrites indépendamment de toute souillure.

Les échantillons d'eaux analysés ne renferment pas des nitrites et même quand ils existent, ce sont des taux très faibles ne dépassant pas 0,020 mg/l (Détails en Appendice B).

Orthophosphates

Dans les eaux, le phosphore se trouve principalement sous forme d'orthophosphates. Le phosphate est la forme sous laquelle le phosphore peut être assimilé par les êtres vivants, en particulier les algues [130].

Les valeurs obtenues sont faibles et inférieures aux normes (0,2 mg/l) (Détails en Appendice B). En effet, les eaux souterraines dans la région d'étude sont faiblement enrichies en phosphate.

4.1.5. Qualité chimique de la nappe en vue d'un usage domestique et agricole

La composition chimique d'une eau joue un rôle important dans la détermination de sa qualité, et de son utilisation pour l'alimentation en eau potable ou d'autres usages (irrigation, industrie, etc.) [23].

La qualité des eaux souterraines peut être altérée par l'effet de lessivage des polluants d'origines naturelles et/ou anthropiques. De ce fait, l'eau des nappes souterraines n'est pas à l'abri de la pollution et l'autoépuration naturelle n'est pas complète dans toutes les zones de la nappe vis-à-vis de certaines substances. De plus, les nappes libres sont vulnérables aux polluants d'origine superficielles qui peuvent diffuser librement dans le sol et dans la zone non saturée jusqu'à la zone saturée [24].

4.1.5.1. Aptitude à la consommation humaine

L'étude de l'évolution spatio-temporelle de l'indice de la qualité de l'eau (IQE) nous a permis d'évaluer la qualité chimique des eaux de la nappe alluviale de la Mitidja en vue d'un usage domestique.

La figure 4.42a montre que les eaux échantillonnées des forages situés dans la partie ouest et centre sont de bonne qualité chimique alors que les eaux de la partie Est de la Mitidja sont de mauvaise qualité du fait que la valeur de l'IQE dans cette partie est supérieure à 100.

De plus, les eaux de la nappe dans cette région ont des teneurs en nitrates dépassant largement les normes de l'OMS [100] et celles du JORA [121], et donc ne sont pas aptes à la consommation et présenteraient un danger pour la santé humaine.

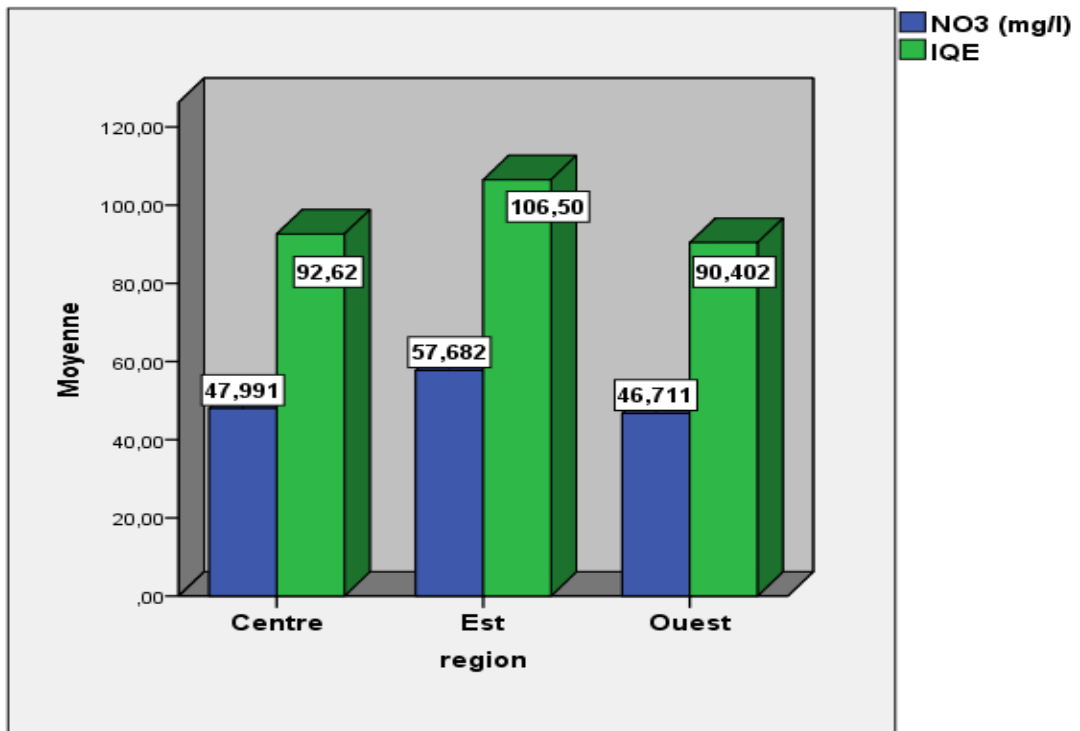


Figure 4. 42a : Variation spatiale de l'IQE et NO_3^- dans la nappe alluviale de la Mitidja

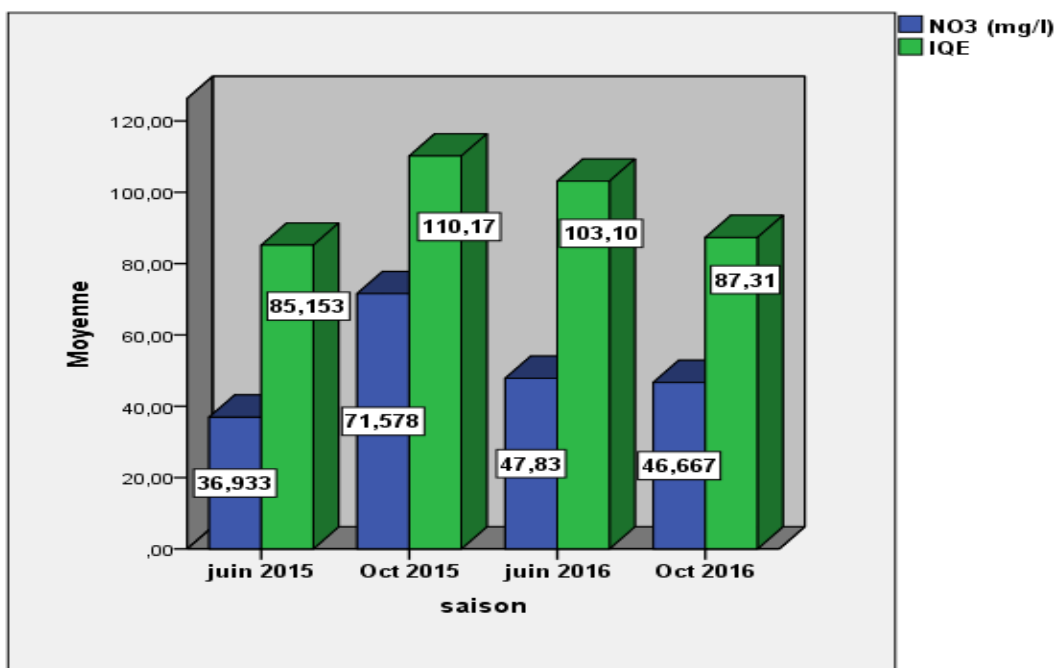


Figure 4.42b : Variation temporelle de l'IQE et NO_3^- dans la nappe alluviale de la Mitidja

L'évolution temporelle de l'IQE (figure 4.42b) montre que les campagnes basses eaux 2015 et hautes eaux 2016 sont de mauvaise qualité chimique (IQE > 100). On constate également que la campagne de Juin 2015 possède la meilleure qualité chimique.

Les quatre campagnes d'échantillonnage, nous ont permis de faire ressortir les constatations suivantes (figures 4.42a et 4.42b) et cartes de l'IQE (4.43a-b-c-d) :

- Les forages situés dans la partie Ouest de la nappe sont de meilleure qualité chimique avec un indice de qualité de l'eau égal à 90,40. Suivie par les forages de la Mitidja Centre avec un indice de qualité de l'eau de 92,62.
- La qualité chimique des eaux de la nappe de la Mitidja se dégrade progressivement en partant vers l'Est de la plaine avec un IQE 106,50, ce qui correspond à des eaux de mauvaise qualité pour la consommation humaine. De plus, les teneurs en Nitrates (moyenne = 56,68 mg/l) dépassent les normes recommandées par l'OMS et le JORA.
- La campagne de Juin 2015 a montré une meilleure qualité chimique car 67% des forages enregistrent un IQE < 100 avec une moyenne de 85,15 suivie par la campagne d'Octobre 2016 avec une moyenne d'IQE 87,31.
- La campagne d'Octobre 2015 possède la plus mauvaise qualité chimique avec un IQE qui dépasse 110.

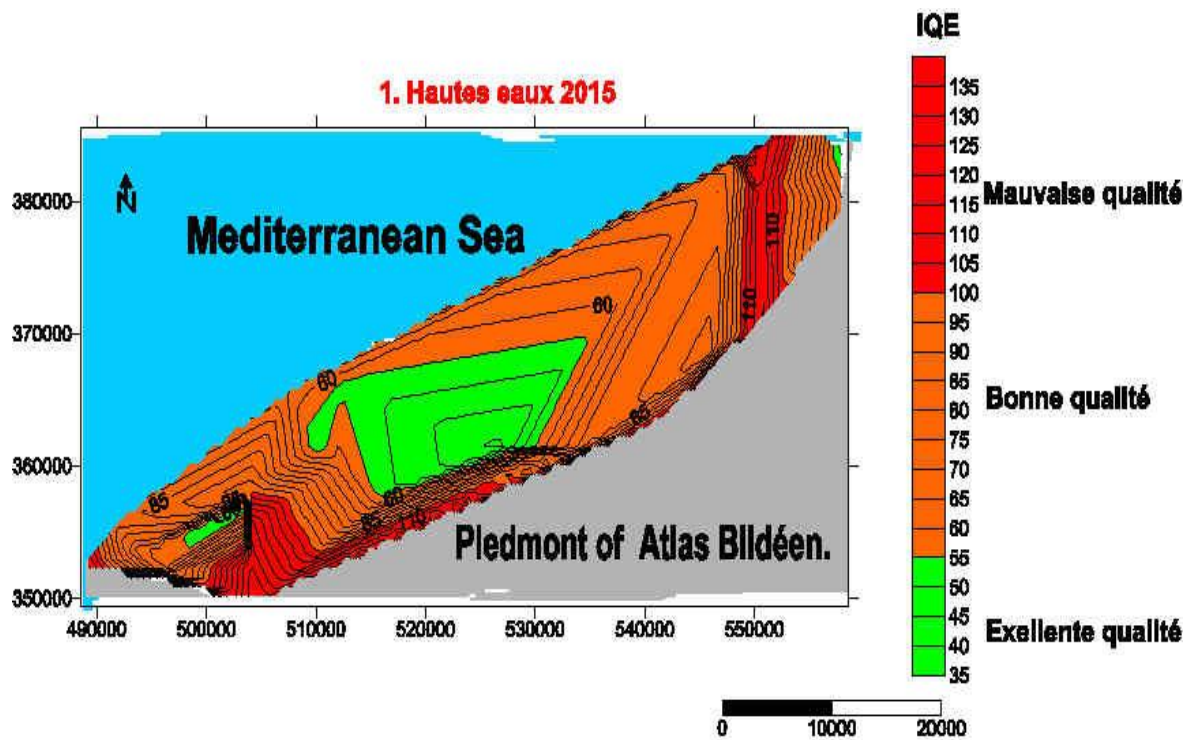


Figure 4.43a : Répartition spatiale de l'IQE (Juin, 2015)

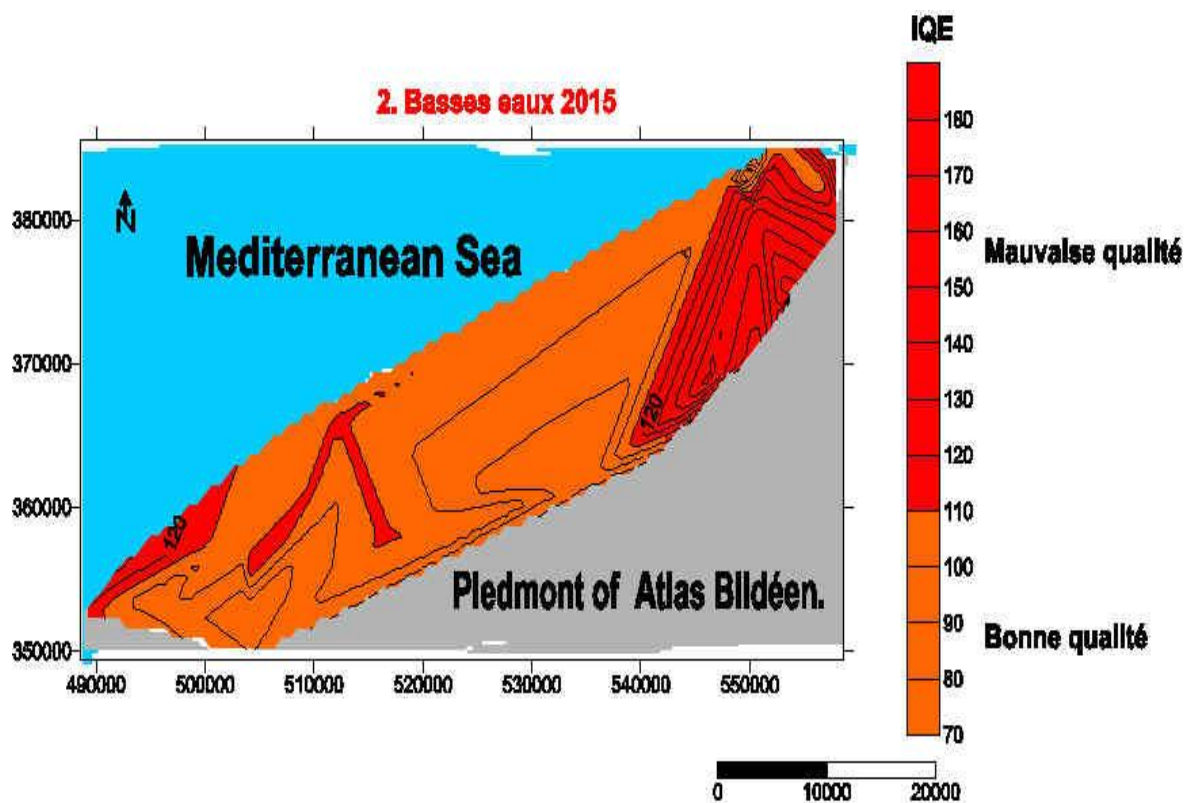


Figure 4.43b : Répartition spatiale de l'IQE (Octobre, 2015)

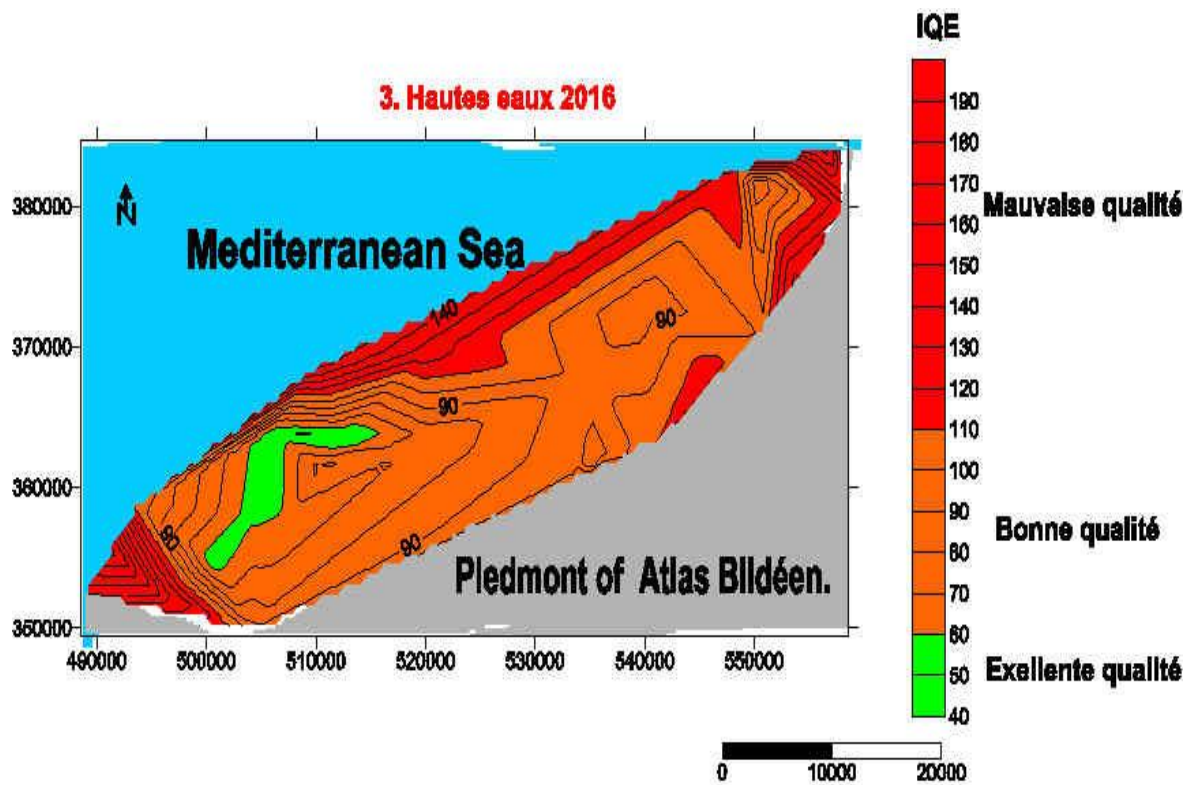


Figure 4.43c : Répartition spatiale de l'IQE (Juin, 2016)

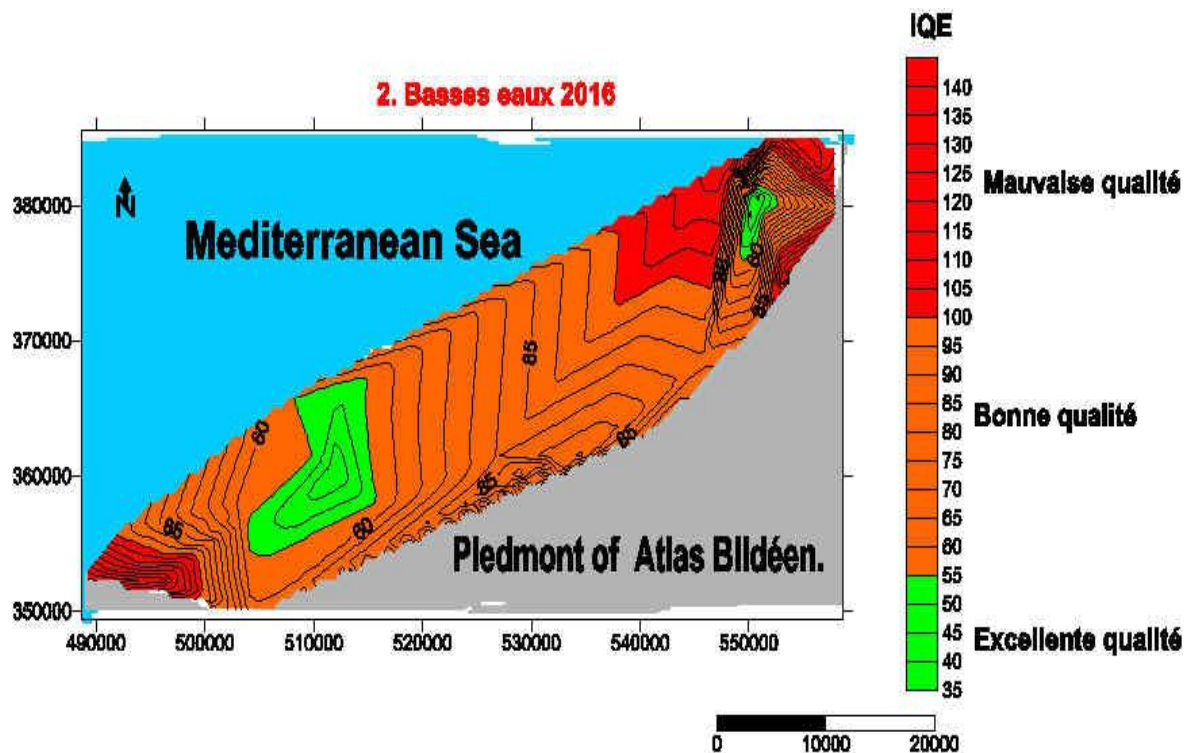


Figure 4.43d : Répartition spatiale de l'IQE (Octobre, 2016)

Résultats du dosage des métaux lourds

L'eau transporte les métaux lourds et l'insert dans les chaînes alimentaires (algues, poisson, etc.). Même si les métaux lourds sont le plus souvent présent à l'état de trace, ils n'en restent pas moins très dangereux, puisque leur toxicité se développe par bioaccumulation dans les organismes [131, 132, 133].

Les activités humaines constituent actuellement la source principale de certains métaux qui a l'état de traces sont déjà toxiques pour l'homme. C'est le cas du mercure, du nickel, du plomb, du chrome, du cobalt, du cadmium, de l'arsenic...etc [50].

Au total, 17 éléments traces ont été recherchés dans 17 échantillons d'eau, lors de la campagne d'échantillonnage hautes eaux 2017. Le tableau suivant présente les résultats accompagnés des concentrations maximales admissibles issues de la Directive de la qualité pour l'eau de boisson [42]. D'après les résultats (tableau. 4.1), nous avons noté que les dix-sept forages analysés de la plaine de la Mitidja présentent des concentrations inférieures aux normes admises par l'OMS [100] et le JORA [121].

Tableau 4.1 : Résultats de dosage des métaux lourds (Mai, 2017)

Métal µg/l	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15	F16	F17	OMS [100] mg/l	JORA [121] mg/l
Al	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,2	0,2
CN	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	0,07	0,07
Pb	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	0,01	0,01
Fer	13	50	22	<2	23	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	16	<2	0,3	0,3
Ni	2,1	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	2,1	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	0,07	0,07
As	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	0,01	0,01
Se	13	<2	2,4	<2	<2	<2	<2	<2	<2	13	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	0,01	0,01
Cd	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	0,003	0,003
Sb	2,7	2	3,1	<2	<2	<2	<2	2,2	<2	2,7	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	0,02	0,02
Cu	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	2	2
Cr	<2	2,4	4,5	<2	2,1	2,1	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	0,05	0,05
Ag	2,2	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4	4,2	5,2	3,2	4,1	4,1	4,1	4,2	4,3	4	0,1	0,1
Ba	58,7	67	54	44	43	9	27	20	19	58	<2	53	50	40	56	53	54	0,7	0,7

Mo	3	2,2	2,1	2	2,4	<2	2,1	2,2	<2	3	2,3	<2	<2	<2	<2	<2	<2	0,4	-
Zn	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	3	5
B	128	120	39	34	35	29	96	35	31	128	<2	40	55	60	70	50	53	0,5	1
Hg	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0,006	-

4.1.5.2. Aptitude à l'irrigation

Le développement de l'irrigation s'accompagne, dans la majorité des situations, par l'apparition de processus de salinisation, de sodisation ou d'alcalinisation des sols à des degrés divers. De plus, les formations géologiques (sables, grés, gypse ...) traversées par les eaux favorisent la modification de la composition chimique de celles-ci [134, 135]. Par conséquent, le recours aux nappes souterraines à des fins domestiques et agricoles devient de plus en plus indispensable [136].

Ces situations sont en relation étroite avec les caractéristiques naturelles du milieu (sol et climat) et la modalité de gestion des eaux destinées à l'irrigation dont la qualité est déterminante [137]. Les sels peuvent perturber le développement physique des plantes, en modifiant la structure physique du sol [135].

Plusieurs classifications existent pour les eaux destinées à l'irrigation, basées essentiellement sur la salinité exprimée par la conductivité électrique (CE), et le Sodium échangeable exprimé par le ratio SAR. Pour estimer le risque de sodisation des sols, nous avons utilisé les méthodes de RICHARDS [138] et WILCOX [139] les plus fréquemment utilisées.

➤ Classification des eaux par la méthode de RICHARDS

Cette classification a été proposée par Richards en 1954, elle a été très utilisée et l'est encore de nos jours. Elle est basée sur la combinaison du SAR avec la conductivité électrique sous forme d'un diagramme de classes (diagramme de Richards).

L'indice d'adsorption de sodium (Sodium Adsorption Ratio ou SAR ou pouvoir alcalinisant) exprime l'activité des ions sodium dans les réactions d'échange avec les ions calcium et magnésium adsorbés des sols argileux [138].

Les teneurs élevées en sodium dans l'eau d'irrigation provoquent la détérioration de la structure du sol le rendant ainsi imperméable à l'eau et à l'air. Ce dernier a un impact direct sur la santé et la productivité des plantes par manque d'infiltration d'eau d'irrigation dans le sol [107]. Le SAR permet donc d'évaluer l'aptitude des eaux à l'irrigation. Le SAR est défini par la relation suivante :

$$\text{SAR} = \text{Na} / [(\text{Ca} + \text{Mg}) / 2]^{1/2}$$

Tous les ions sont exprimés en méq/l.

➤ Classification des eaux par la méthode de WILCOX

L'ion sodium (Na^+) peut être considéré comme l'un des ions les plus importants pour l'évaluation de la qualité d'une eau à usage agricole. Généralement, les plantes supportent mal les sols saturés en sodium. En effet, lorsque la concentration des ions Na^+ à l'état soluble dans le sol est importante, ces ions remplacent fréquemment les cations Ca^{2+} dans le complexe absorbant [139].

Les sols deviennent alors compacts et asphyxiants pour les plantes [140]. La classification de WILCOX est fondée sur la conductivité électrique et la teneur en sodium dans l'eau exprimée en pourcentage.

La représentation des différents échantillons sur ce diagramme permet la caractérisation des eaux pour leur aptitude à l'irrigation. Le $\% \text{Na}^+$ est défini par la relation suivante [139] :

$$\% \text{Na}^+ = \frac{(\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{(\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2} + \text{Na}^+ + \text{K}^+)} \times 100 \quad (17) \quad \text{Tous les ions sont exprimés en méq/l.}$$

Après avoir reporté tous les points d'eau sur le diagramme de RICHARDS selon la conductivité électrique et le SAR (tableau 4.2), nous avons noté la prédominance de la classe C3S1 (87,5 %). Les deux classes C3S2 et C4S1 ne représentent que 5% des forages.

- La classe C2S1 : caractérise une eau bonne pour l'irrigation avec une faible salinité et un faible pouvoir alcalinisant et pouvant être utilisée sans contrôle particulier pour l'irrigation des plantes moyennement tolérantes aux sels. Cette classe représente les eaux de faible minéralisation (7,5%) (figure 4.44).
- La classe C3S1 : renferme des eaux de forte salinité admissibles pour l'irrigation des cultures tolérantes aux sels, sur des sols bien drainés ou de bonne perméabilité où la salinité doit être contrôlée. La classe C3S1 caractérise la majorité des forages durant toute la période d'étude (87,5%).

Tableau 4.2: Classification de l'eau d'irrigation de la nappe alluviale de la Mitidja selon le diagramme de RICHARDS

Classe de l'eau d'irrigation selon RICHARDS	2015	2016
C2S1 : Eau pouvant être utilisée sans contrôle particulier pour l'irrigation	5%	10%
C3S1 : Eau convenant à l'irrigation des cultures tolérantes au sel sur sol ayant une bonne perméabilité	95%	80%
C3S2 : Eau convenant à l'irrigation des cultures tolérantes au sel sur sol ayant une bonne perméabilité	-	5%
C4S1 : eaux fortement minéralisées, susceptibles de convenir à l'irrigation de certaines espèces bien tolérantes aux sels et sur des sols bien drainés et lessivés.	-	5%

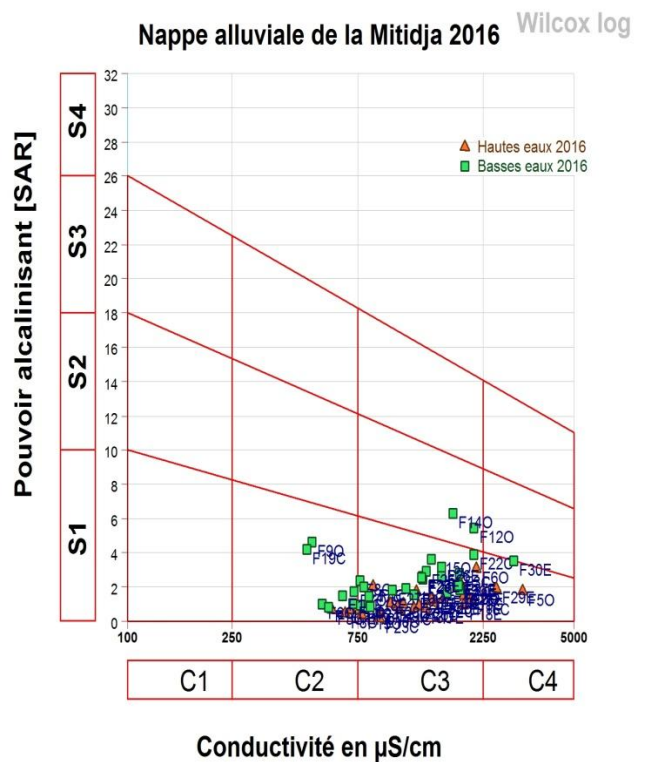
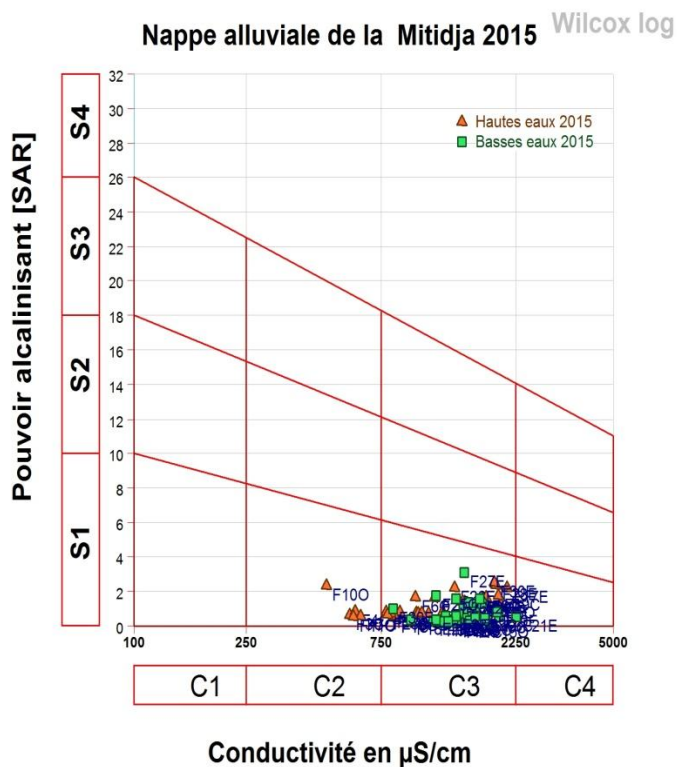
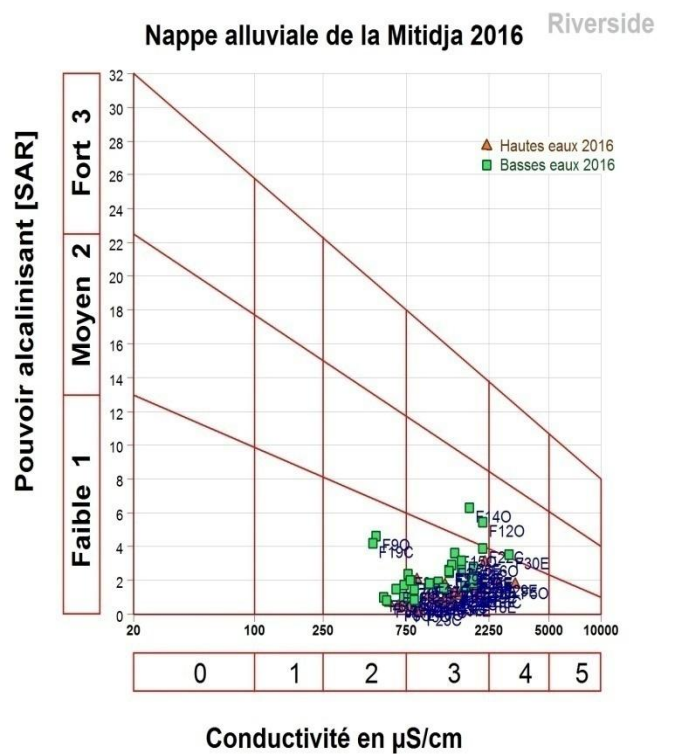
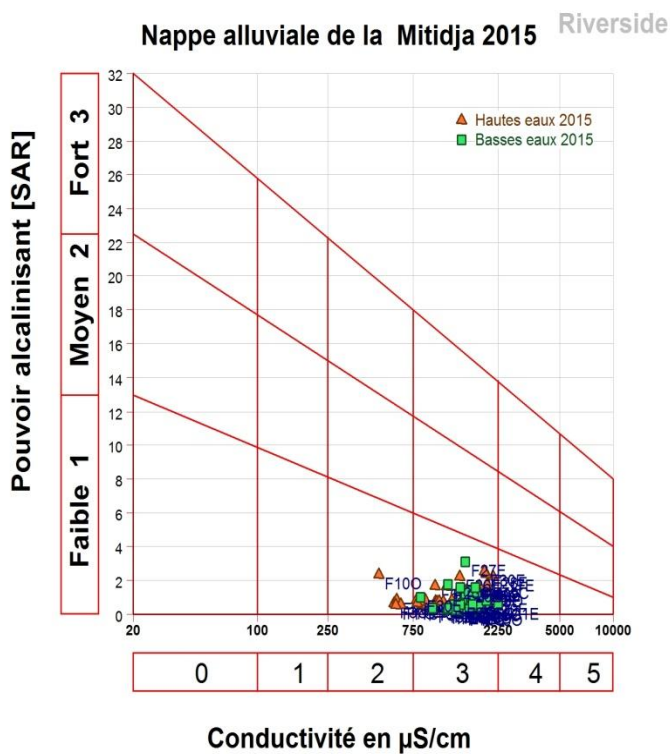


Figure 4.44 : Diagramme de RICHARDS (2015 et 2016)

Généralement, les plantes supportent mal les sols saturés en sodium [139, 140]. La classification de Wilcox est fondée sur la conductivité électrique et la teneur en sodium dans l'eau exprimée en pourcentage.

La représentation des différents échantillons sur ce diagramme permet la caractérisation des eaux pour leur aptitude à l'irrigation (figure 4.45). Les diagrammes couvrant toute la période d'observation montrent que les eaux souterraines de la nappe alluviale de Mitidja, selon la classification de Wilcox, appartiennent majoritairement aux trois classes suivantes (Tableau 4.3) :

- La classe Excellente : caractérise surtout les eaux de quelques forages échantillonnés pendant l'année 2015 (10%) et 2016 (21%).
- La classe Bonne : Elle regroupe les eaux qui sont faiblement minéralisées, c'est le cas de la majorité des forages (86,67% en 2015 et 61,66% en 2016).
- La classe Médiocre : Elle regroupe les eaux plus minéralisées et caractérise quelques échantillons de l'année 2016 (10%).

Tableau 4.3 : Classification de l'eau d'irrigation de la nappe alluviale de la Mitidja selon le Diagramme de WILCOX.

Classe de l'eau d'irrigation selon WILCOX	2015	2016
Excellente	10%	21.67%
Bonne	86.67%	61.66%
Admissible	-	5%
Médiocre	3.33%	10%
Mauvaise	-	1.67%

4.1.5.3. Caractéristiques générale des eaux de la nappe alluviale de la Mitidja

Le tableau 4.4 fait apparaître que 50% des échantillons ont des teneurs en nitrates supérieures à 45 mg/l ce qui dépasse la norme recommandée par l'OMS [100] et JORA [121]. La vocation agricole de la plaine de la Mitidja serait à l'origine de l'augmentation des teneurs en nitrates dans les eaux de la nappe par les pratiques d'épandage d'engrais azotés.

De ce fait, l'origine de la pollution azotée ne peut être que l'infiltration des nitrates après lessivage des sols riches en engrais. De plus, la zone non saturée de l'aquifère est constituée de formations alluviales perméables (grès dunaires ou alluvions sableuses) qui favorise l'infiltration des nitrates vers la zone saturée.

Cela n'exclut pas que les rejets urbains drainés par les oueds et les cours d'eau sans traitement d'épuration préalable contribuent à leur tour, à accentuer cette pollution [111].

Cette contamination par les nitrates de la nappe alluviale de la Mitidja a été déjà signalée par AIT OUALI [14], HADJOU DJ [15], YAHIAOUI [16] et DJOUDAR-HALLAL [17] dans leurs études relatives aux eaux souterraines de la plaine de la Mitidja, montrant ainsi que la partie Ouest et Est de la plaine est la plus touchée par ce type de pollution, où les teneurs en nitrates dépasseraient la valeur guide de 45 mg/l de l'OMS.

A partir des données des eaux analysées, nous constatons que 86,67 % des points d'eau analysés représentent une qualité admissible (Conductivité électrique entre 750 μ S/cm et 2500 μ S/cm).

A titre indicatif, nous signalons que les forages qui ont une conductivité électrique supérieure à 2500 μ S/cm se situent dans l'extrême Ouest (F5Oet F6O) et l'extrême Est de la plaine (F29E et F30E).

D'après le tableau 4.4, on remarque que plus de la moitié des eaux analysées (63,33%) ont des teneurs en chlorures inférieures à 150 mg/l, ce qui

correspond à des eaux d'excellente qualité. Les forages F5O, F29E et F30E présentent des concentrations en chlorures qui dépassent 400 mg/l. Pour l'indice de la qualité de l'eau 50% des échantillons sont de bonne qualité chimique (IQE<100).

D'après le % Na⁺, la majorité des forages de la plaine de la Mitidja appartient à deux classes. Il s'agit de la classe excellente (50,83%) et la classe bonne (38,33%). On note que 2,5 % des eaux analysées sont de mauvaise qualité. Les points d'eau de mauvaise qualité se trouvent au Centre (F16C) et à l'Ouest de la plaine (F9O et F14O). Il convient donc, de bien vérifier les conditions d'utilisation des forages concernés.

Selon les valeurs du S.A.R, on peut classer les eaux de la région en deux groupes. Le premier groupe (79,16%) représente les eaux classées dans la catégorie très faible avec des valeurs du S.A.R inférieurs à 2. Les eaux se concentrent à l'Est. Ces eaux peuvent être utilisées sans risque d'alcalinisation des sols.

Le deuxième groupe (20,83%) avec des valeurs du S.A.R qui oscillent entre 2 et 12. Il s'agit des eaux de qualité médiocre et qui se localisent surtout dans la partie Ouest ainsi qu'entre la partie Est et Centrale. Il est recommandé de bien sélectionner les types de cultures à développer.

Tableau 4.4 : Classification des eaux de la nappe alluviale de la Mitidja

Classification	Catégories	Classe	Nombre des échantillons	% des échantillons
NO ₃ ⁻ (mg/l)	Eau potable	< 45	60	50%
	Eau non potable	> 45	60	50%
CE (µS/cm)	Excellente	<250	-	-
	Bonne	250-750	12	10%
	Admissible	750-2500	104	86,67%
	Mauvaise	2500-5000	4	3,33%
Cl ⁻ (mg/l)	Excellente	<150	76	63,33%
	Bonne	150-250	29	24,16%
	Admissible	250-400	12	10%
	Mauvaise	> 400	3	2,5%
IQE [99]	Excellente	<50	7	5,83%
	Bonne	50-100,1	60	50%
	Mauvaise	100,1-200,1	53	44,16%
	Très mauvaise	200,1-300,1	-	-
	Eau non potable	>300,1	-	-
% Na ⁺ [139]	Excellente	0-20	61	50,83%
	Bonne	20-40	46	38,33%
	Admissible	40-60	10	8,33%
	Mauvaise	60-80	3	2,5%
SAR [138]	Très faible	<2	95	79,16%
	Faible	2-12	25	20,83%
	Moyenne	12-22	-	-
	Fort	22-32	-	-
	Très fort	>32	-	-

4.2. Processus et facteurs contrôlant la qualité chimique de la nappe

Dans le but d'identifier les principaux facteurs influant le chimisme et la qualité de la nappe alluviale de la Mitidja, une étude statistique a été appliquée sur l'ensemble des données chimiques de la nappe. Elle sert également à déterminer les tendances éventuelles de la pollution de la nappe alluviale de la Mitidja.

4.2.1. Etude de la variation spatio-temporelle par l'ANOVA à 2 facteurs

Le chimisme des nappes d'eaux souterraines varie dans l'espace et le temps, l'influence de ces deux facteurs sur la qualité des eaux peut être estimée en utilisant l'analyse de la variance à deux facteurs. L'ANOVA à deux facteurs est une technique statistique très performante et fiable, car elle met en évidence la contribution de chaque facteur (le temps et l'espace) dans le chimisme des eaux [103].

Pour l'évolution spatiale, la zone d'étude a été divisée en trois régions distinctes : la Mitidja Est, Centre et Ouest. La variation temporelle a été étudiée en saison sèche (campagnes basses eaux) et humide (campagnes hautes eaux). Les hypothèses nulles testées sont :

H₀₁ : il n'y a pas de différence significative dans les moyennes des paramètres chimiques entre les zones Est, Centre et Ouest de la nappe alluviale de la Mitidja.

H₀₂ : il n'y a pas de différence significative dans les moyennes des paramètres chimiques entre les campagnes basses (saison sèche) et hautes eaux (saison humide), dans la nappe alluviale de la Mitidja.

H₀₃: il n'y a pas un effet d'interaction significatif, entre les différentes zones et saisons, sur le chimisme des eaux de la nappe alluviale de la Mitidja.

L'application de l'ANOVA à deux facteurs dans la région d'étude est présentée dans le tableau 4.1. La variation spatiale et temporelle de 13 paramètres analysés montre que seul le Calcium, le Sodium et la conductivité électrique ont une variation spatiale significative ($p < 0,05$) entre les trois zones de

la plaine de la Mitidja, ce qui nous conduit à accepter H_0 . Par contre, la variation temporelle est significative ($p < 0,05$) pour 70 % des paramètres chimiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , HCO_3^- , NO_3^- , pH, TH, TAC, IQE). Cependant, il n'a pas de différence significative ($p \text{ value} > 0,05$) entre les campagnes pour les éléments chimiques K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} et CE.

D'après le tableau 4.5, nous constatons également que l'interaction entre la région et la saison n'a pas d'effet significatif sur la majorité des paramètres chimiques de la nappe alluviale de la Mitidja ($p \text{ value} > 0,05$). Mais il apparaît clairement que la dureté et le pH sont fortement influencés par l'interaction entre le temps et l'espace.

Tableau 4.5: ANOVA à 2 facteurs des paramètres de la nappe alluviale de la Mitidja

Paramètres	Variation		
	Région	Saison	Région*saison
	Signification		
Ca^{2+}	,001*	,001*	,058
Mg^{2+}	,611	,000*	,804
Na^+	,022*	,000*	,537
K^+	,593	,358	,557
Cl^-	,052	,739	,560
SO_4^{2-}	,160	,264	,156
HCO_3^{2-}	,593	,003*	,725
NO_3^-	,224	,000*	,423
pH	,128	,000*	,000*
EC	,025*	,383	,205
TH	,397	,000*	,044*
TAC	,446	,000*	,607
IQE	,063	,009*	,230

*p value $\leq 0,05$

Ca^{2+} : Calcium	Mg^{2+} : Magnésium	Cl^- : Chlorures
SO_4^{2-} : Sulfates ⁻	HCO_3^- : Bicarbonates ⁻	Na^+ : Sodium
K^+ : Potassium	NO_3^- : Nitrates	TH : Titre Hydrométrique
TAC : Titre Alcalin métrique Complet	IQE : Indice de Qualité de l'Eau	
PH : Potentiel Hydrogène	CE : Conductivité électrique	

La variation temporelle et spatiale de chaque paramètre dans la plaine de la Mitidja a été étudiée en utilisant le Post Hoc test de l'ANOVA à deux facteurs (tableau 4.6 et 4.7). Le tableau suivant montre les résultats de l'étude de la variation temporelle.

Tableau 4.6 : Résultats de l'étude de la variation temporelle de chaque paramètre chimique

		Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	pH	CE	TH	TAC	IQE
j2015	j2016	0,456	0,001	0,533	0,487	0,257	0,123	0,281	0,176	0,525	0,400	0,036	0,215	0,037
	O2015	,666	,000	,189	,589	,448	,939	,333	,000	,000	,432	,000	,000	,004
	O2016	,001	,506	,000	,218	,446	,897	,020	,226	,000	,487	,136	,008	,801
j2016	j2015	,456	,001	,533	,487	,257	,123	,281	,176	,525	,400	,036	,215	,037
	O2015	,240	,000	,054	,218	,706	,143	,912	,004	,000	,105	,001	,000	,409
	O2016	,007	,009	,002	,589	,708	,095	,001	,885	,000	,126	,000	,000	,067
O2015	j2015	,666	,000	,189	,589	,448	,939	,333	,000	,000	,432	,000	,000	,004
	j2016	,240	,000	,054	,218	,706	,143	,912	,004	,000	,105	,001	,000	,409
	O2016	,000	,000	,000	,078	,997	,836	,001	,002	,000	,928	,000	,000	,008
O2016	j2015	,001	,506	,000	,218	,446	,897	,020	,226	,000	,487	,136	,008	,801
	j2016	,007	,009	,002	,589	,708	,095	,001	,885	,000	,126	,000	,000	,067
	O2015	,000	,000	,000	,078	,997	,836	,001	,002	,000	,928	,000	,000	,008

p value ≤0.05

Les valeurs en Nitrates, en Magnésium, pH, TH, TAC et IQE montrent une différence significative entre la campagne Octobre 2015 et les trois autres campagnes (Juin2015, Juin 2016 et Octobre 2016). La concentration en bicarbonates varie significativement entre la campagne de Juin 2015 et celle d'Octobre 2015 mais aussi entre la campagne de Juin 2016 et celle d'Octobre 2016. Le tableau ci-dessus présente les résultats de l'étude de la variation spatiale entre les trois zones dans la région d'étude.

Tableau 4.7 : Résultats de l'étude de la variation spatiale de chaque paramètre

		Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	pH	CE	TH	TAC	IQE
Centre	Est	,018	,793	,010	,971	,038	,060	,434	,176	,045	,030	,242	,286	,070
	Ouest	,175	,344	,549	,401	,966	,465	,895	,855	,198	,827	,962	,996	,766
Est	Centre	,018	,793	,010	,971	,038	,060	,434	,176	,045	,030	,242	,286	,070
	Ouest	,000	,485	,033	,367	,033	,216	,338	,108	,423	,013	,238	,260	,028
Ouest	Centre	,175	,344	,549	,401	,966	,465	,895	,855	,198	,827	,962	,996	,766
	Est	,000	,485	,033	,367	,033	,216	,338	,108	,423	,013	,238	,260	,028

p value ≤0.05

Une variation significative dans les concentrations du Calcium, des Chlorures, du Sodium et de la Conductivité électrique entre la Mitidja Est et Centre et entre la Mitidja Est et Ouest a été enregistrée. Mais il n'existe pas de différence significative entre le Centre et Ouest de la Plaine pour les mêmes paramètres.

L'indice de la qualité de l'eau (IQE) montre une différence significative entre la Mitidja Est et Ouest. Les valeurs du Magnésium, le Potassium, les Sulfates, les Bicarbonates, les Nitrates, le TH et le TAC ne montrent aucune variation significative entre la Mitidja Est, Ouest et Centre.

4.2.2. Evolution géochimique de la nappe alluviale de la Mitidja durant l'année 2015

Dans le but d'évaluer la qualité chimique de la nappe quaternaire de la Mitidja, un certain nombre de paramètres physico chimique habituellement utilisés pour l'estimation de la qualité de l'eau souterraine ont été analysés et étudiés statistiquement.

Les statistiques élémentaires des paramètres physico-chimiques analysés, pendant la période hautes eaux de l'année 2015, sont reportées dans le tableau 4.8.

Les valeurs du pH varient de 7,1 à 8,3 avec une moyenne de 7,68. D'après ZGHIBI et al [104], la variation du pH des eaux souterraines peuvent être indicatives d'une influence de la pollution anthropique par l'infiltration d'eaux usées domestiques et industrielles.

Dans les eaux issues des forages étudiés, les valeurs de TDS varient de 301 à 1575 mg / l, avec une valeur moyenne de 915,93 mg / l. Le TDS définit la composition inorganique de l'eau [111]. Comme le montre le tableau 4.7, les principaux cations Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ présentent des concentrations faibles avec une moyenne de 143,57, 32,57, 65,20 et 2,9 mg / l respectivement.

Les principaux anions Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- et NO_3^- sont également faibles avec des concentrations moyennes de 127,10 mg / l, 160,30 mg / l, 340,73 mg / l et 38,47 mg / l, respectivement. La concentration de cations majeurs dissous et d'anions dans l'aquifère de Mitidja était de l'ordre de: $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ pour les cations et $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$ pour les anions (figure 4.46a).

Tableau 4.8 : Statistiques élémentaires des paramètres physico-chimiques de la nappe de la Mitidja (Juin, 2015).

	Norme de l'OMS [100]	Norme JORA [121]	Min	Max	Moy	E-T
Ca^{2+}	75	200	22	254	143.57	53.74
Mg^{2+}	30	150	2	73	32.57	20.36
Na^+	200	200	19	148	65.20	40.23
K^+	12	12	2	8	2.90	1.37
Cl^-	250	500	32	312	127.10	85.88
SO_4^{2-}	200	400	2	424	160.30	111.20
HCO_3^-	500	500	107	549	340.73	101.44
NO_3^-	45	50	2	93	38.47	26.63
PH	6,5-8,5	6,5-9	7.10	8.30	7.68	0.29
CE	1500	2800	520	2600	1473.17	604.79
TDS	1000	1500	301	1575	915.93	362.70
TH	200	200	9	94	49.50	20.94
TAC	300	200	9	45	28.07	8.30
IQE	-	-	38.36	142.48	85.15	31.40

Tous les paramètres sont exprimés en mg/l sauf pH, IQE, TAC, TH (°F), CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Dans tous les échantillons d'eau analysés, les concentrations moyennes des paramètres chimiques indiquent que les eaux de la zone conviennent à la consommation à l'exception de Ca^{2+} et Mg^{2+} . L'indice de qualité de l'eau (IQE) variait de 38,36 à 142,48 avec une moyenne de $85,15 \pm 31,4$ (tableau 4.8).

Sur la base de ces résultats, 66,67% des échantillons se trouvent dans la classe de bonne qualité chimique alors que 33,33% montrent une mauvaise qualité d'eau. Le tableau suivant donne les mesures statistiques descriptives des

paramètres chimiques étudiés durant la période basses eaux de l'année 2015 ainsi que les normes de l'Organisation mondiale de la santé [100].

Tableau 4.9 : Statistiques élémentaires des paramètres physico-chimiques de la nappe de la Mitidja (Octobre, 2015).

	Norme de l'OMS [100]	Norme JORA [121]	Min	Max	Moy	E-T
Na⁺	200	200	14.00	157	48.96	33.69
K⁺	12	12	2.00	8.00	3.13	1.04
PH	6,5-8,5	6,5-9	6.50	7.90	7.06	0.33
CE	1500	2800	761	1968	1355.6	307.26
TDS	500	2000	374	1183	752.93	213.06
Ca²⁺	75	200	74.70	233.00	149.41	33.35
Mg²⁺	30	150	40.14	366.00	114.21	64.48
Cl⁻	250	500	55.00	261.61	149.29	60.56
HCO₃⁻	500	500	230.00	810.00	364.93	104.06
SO₄⁻	200	400	41.41	293.00	162.48	74.64
NO₃⁻	45	50	16.30	146.00	71.57	40.12
TH	200	200	44.80	136.00	82.27	24.70
TAC	300	200	9	33	14.30	4.30
IQE	-	-	59.29	190.25	110.16	28.55

Tous les paramètres sont exprimés en mg/l sauf pH, IQE, TAC, TH (°F), CE (µS/cm).

Les eaux de la nappe de la Mitidja sont dans l'ensemble neutres, avec une acidité plus marquée pendant la saison sèche. L'ensemble des eaux échantillonnées apparaît moyennement minéralisé avec des conductivités généralement inférieures à 1500µS/cm avec un minimum de 761 µS/cm et un maximum de 1968 µS/cm et une moyenne de 1355,67±307,26 µS/cm.

Les teneurs moyennes en Calcium, Magnésium et Nitrates sont respectivement de 149,41±33,35 mg/l ; 114,21±64,48 mg/l ; 71,57± 40,12 mg/l (tableau 4.9). Elles dépassent largement les normes préconisées par l'OMS [100] mais restent conformes aux normes Algériennes pour le Calcium et le Magnésium [35].

La nappe alluviale de la Mitidja est caractérisée par une grande variation des concentrations des éléments chimiques (figures 4.46 a-b). On remarque que l'écart par rapport à la moyenne est considérable pour certains éléments tels que le magnésium, les sulfates et les nitrates (tableau 4.9).

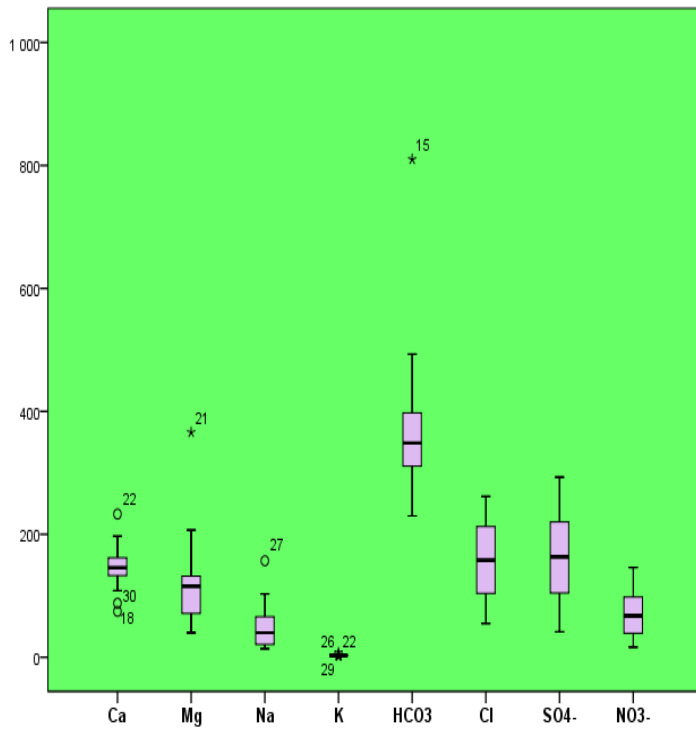


Figure 4.46 a: Boite à moustache (Octobre, 2015)

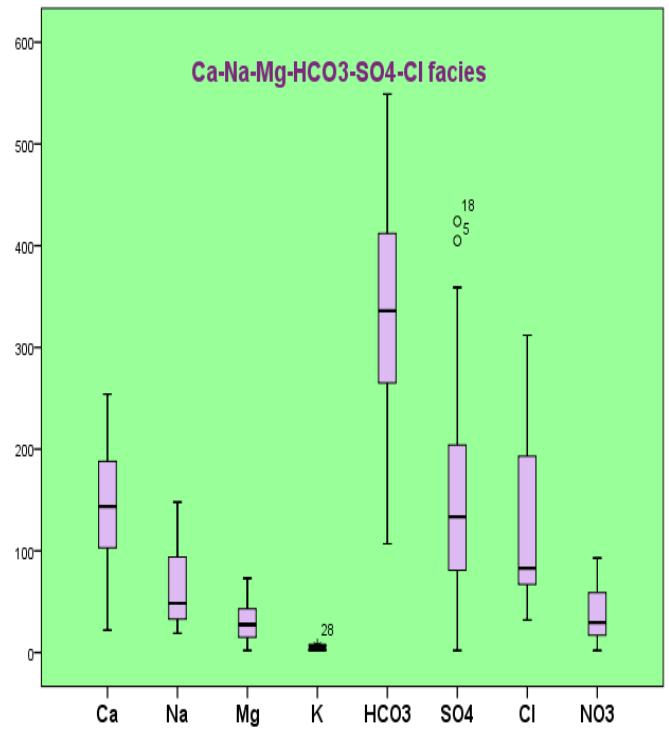


Figure 4.46 b : Boite à moustache (Juin, 2015)

4.2.2.1 Classification Hiérarchique Ascendante (CAH)

Sur la base des similitudes entre les paramètres chimiques impliqués dans la qualité des eaux souterraines, la Classification Hiérarchique Ascendante (CAH) a classé les échantillons d'eau souterraine de la plaine de Mitidja en deux groupes (bonne et mauvaise qualité chimique). L'analyse Q-mode est donnée sous la forme d'un dendrogramme (Figure 4.47 a-b).

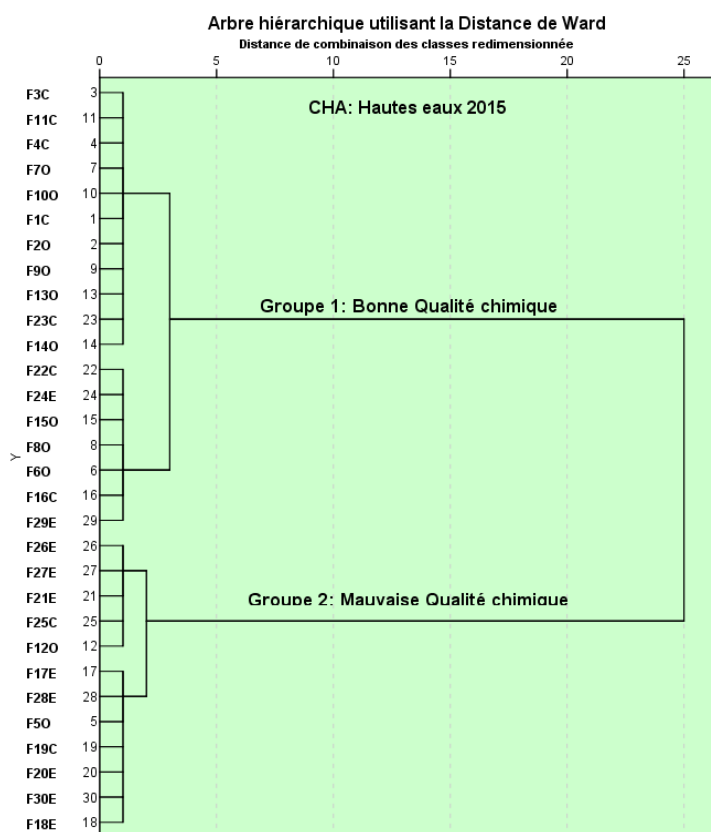


Figure 4.47 a : La Classification Hiérarchique Ascendante (CAH, juin 2015)

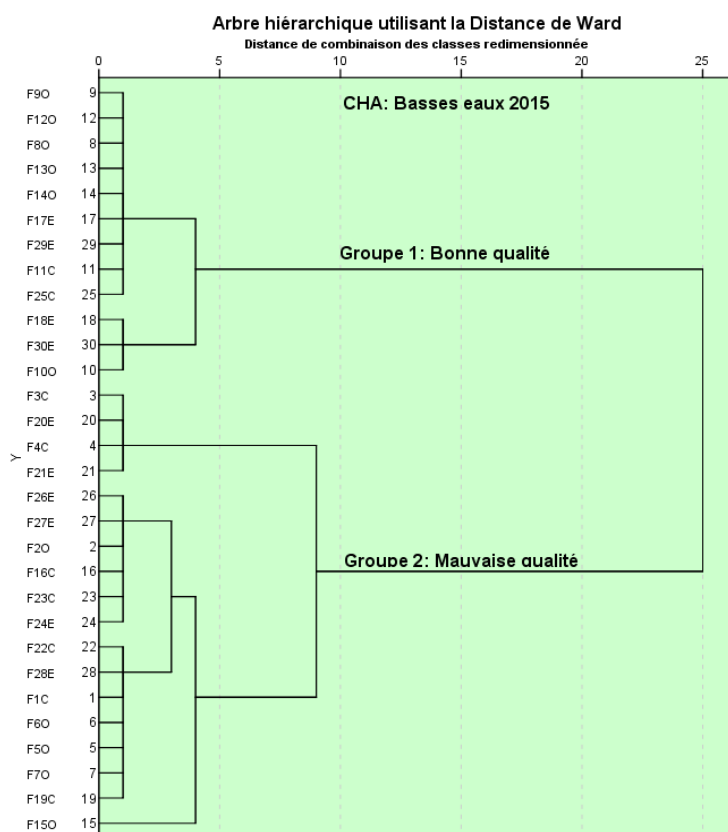


Figure 4.47 b : La Classification Hiérarchique Ascendante (CAH, Octobre 2015)

Deux groupes chimiques sont sélectionnés en fonction de l'examen visuel du dendrogramme, chacune représentant un faciès hydrochimiques.

4.2.2.2. Matrice corrélation

La matrice de corrélation est une matrice carrée caractérisée par un coefficient de corrélation qui peut être utilisé pour distinguer la relation entre deux paramètres [141]. Une matrice de corrélation a été réalisée pour l'ensemble des prélèvements d'eau analysés (tableau 4.10, 4.11).

Les échantillons des eaux souterraines durant la période hautes eaux de l'année 2015, montrent une bonne corrélation entre les alcalino-terreux (Ca^{2+} et Mg^{2+}) le Sodium, les chlorures et les bicarbonates et une très bonne corrélation entre le calcium et le magnésium (0,57) (Tableau 4.10).

Le sodium montre une très bonne corrélation avec les chlorures (0,79) ce qui confirme l'origine évaporitique, souvent liée à la dissolution de l'Halite (NaCl). La conductivité électrique est contrôlée par la majorité des ions majeurs. Elle évolue beaucoup plus sous l'influence des évaporites. Les nitrates ne sont corrélés avec aucun paramètre, ce qui confirme l'origine indépendante de cet élément.

Tableau 4.10: Matrice de corrélation (Juin, 2015).

	Ca	Mg	Na	K	Cl-	SO4	HCO3	NO3	pH	EC	TH	IQE	TAC
Ca	1,00	,573	,634	,243	,712	,498	,469	,481	-,453	,833	,864	,793	,47
Mg		1,00	,600	,208	,762	,671	,380	,404	-,172	,850	,908	,868	,37
Na			1,00	,309	,796	,424	,423	,684	-,146	,850	,694	,832	,42
K				1,00	,262	,104	,273	-,006	-,080	,233	,248	,228	,26
Cl-					1,00	,300	,261	,497	-,168	,850	,831	,811	,26
SO4						1,00	,188	,369	-,165	,644	,671	,729	,19
HCO3							1,00	,258	-,302	,475	,473	,451	,99
NO3								1,00	-,097	,656	,495	,709	,25
pH									1,00	-,364	-,336	-,232	-,29
EC										1,00	,949	,970	,47
TH											1,00	,940	,47
IQE												1,00	,45
TAC													1,0

L'examen de la matrice de corrélation durant la période basses eaux de l'année 2015, nous a permis d'établir quelques corrélations significatives entre les différents éléments :

- L'IQE est fortement corrélé au Mg^{2+} (0,74) et moyennement corrélé au Ca^{2+} (0,63), TH (0,68) et NO_3^- (0,60), CE (0,62), SO_4^{2-} (0,53). Une autre corrélation est significative entre TDS et Cl^- (0,77).
- Les Nitrates sont corrélés uniquement et moyennement avec l'IQE (0,60) et Mg^{2+} (0,56), ce qui indique qu'ils sont étroitement liés entre eux et ont un impact sur la qualité de la nappe.

Tableau 4.11 : Matrice de corrélation (Octobre, 2015).

	Na	K	IQE	PH	CE	TDS	Ca	Mg	Cl	HCO ₃	SO ₄	NO ₃	TH	TAC
Na	1													
K	-0.07	1												
IQE	-0.06	-0.008	1											
PH	0.19	-0.05	-0.364	1										
CE	0.43	-0.014	0.627	-0.25	1									
TDS	0.49	-0.197	0.301	0.20	0.66	1								
Ca	-0.13	0.068	0.634	-0.36	0.59	0.42	1							
Mg	-0.10	0.107	0.74	-0.49	0.47	-0.07	0.52	1						
Cl	0.38	-0.085	0.26	-0.03	0.64	0.77	0.3	-0.04	1					
HCO ₃	-0.14	-0.023	0.302	-0.06	0.25	0.26	0.3	0.13	0.01	1				
SO ₄	0.01	-0.066	0.534	-0.41	0.3	-0.10	0.40	0.63	-0.05	-0.05	1			
NO ₃	-0.15	0.047	0.60	-0.23	0.35	-0.0	0.40	0.56	-0.06	0.32	0.15	1		
TH	-0.23	0.137	0.683	-0.60	0.49	-0.11	0.68	0.86	-0.07	0.25	0.64	0.62	1	
TAC	-0.20	-0.009	0.322	-0.11	0.18	0.09	0.22	0.18	-0.01	0.91	-0.05	0.33	0.25	1

4.2.2.3. Analyse en Composante Principale (APC)

Dans cette étude, le critère de Kaiser [142] a été appliqué afin de déterminer le nombre total de facteurs significatifs (composantes principales). Selon ce critère, seuls les facteurs ayant une valeur propre supérieure ou égale à 1 seront acceptés comme sources possibles de variance dans l'hydrogéochimie de la nappe quaternaire de la Mitidja. En se basant sur ce critère, trois (03) composantes principales ont été retenues. Elles représentent 75.83 % de la variance totale (Tableau 4.12).

Le tableau 4.12 indique les corrélations Paramètre-Facteur avant et après rotation. Les facteurs F1 et F2 expriment 66,85 % des informations et traduisent les processus naturels d'acquisition de la minéralisation notamment la dissolution des formations carbonatés (Dolomite). Ces facteurs (F1 et F2) définissent les eaux moyennement minéralisées riche en HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, Mg²⁺ et Na⁺ (figure 4.48a-b). Le facteur F3 exprime 8.9 % des renseignements.

Tableau 4.12: Caractéristique de l'ACP (Juin, 2015)

	Matrice des Composantes			Matrice des Composantes après rotation		
	1	2	3	1	2	3
Ca²⁺	,856	,020	-,175	,753	,364	-,253
Mg²⁺	,841	-,217	,004	,849	,178	-,043
Na⁺	,837	-,128	,282	,811	,300	,219
K⁺	,319	,288	,590	,169	,491	,512
Cl⁻	,826	-,282	,209	,869	,147	,170
SO₄²⁻	,627	-,290	-,252	,686	-,023	-,266
HCO₃⁻	,603	,747	,042	,207	,932	-,118
NO₃⁻	,629	-,251	,049	,676	,061	,026
pH	-,370	-,324	,661	-,173	-,339	,731
EC	,981	-,149	-,047	,943	,290	-,116
TH	,955	-,126	-,089	,908	,293	-,157
TAC	,603	,744	,045	,207	,929	-,114
Valeur propre	6,452	1,62	1,01	5,486	2,53	1,07
% de la variance	53,766	13,57	8,49	45,719	21,14	8,9
% cumulés	53,766	67,33	75,83	45,719	66,85	75,83

Pour la période basses eaux 2015, quatre composantes principales ont été retenues, elles représentent 76 % de la variance totale (tableau 4.13). La Composante Principale 1, rend compte de 34,48 % de la variance totale, elle est déterminée positivement par : Ca²⁺, Mg²⁺, IQE, SO₄²⁻ et NO₃⁻ (figure 4.49a-b).

Elle est attribuée à la présence et à la dissolution de certains minéraux carbonatés, dolomitiques et évaporitiques et à la pollution domestique et agricole (figure 4.49a). La Composante Principale 2 est responsable de 21,34 % de la variance. Elle est déterminée par CE, TDS, Cl⁻ et Na⁺. Ce facteur est donc celui de la salinité. Il traduit la minéralisation naturelle par le lessivage des sels de surface.

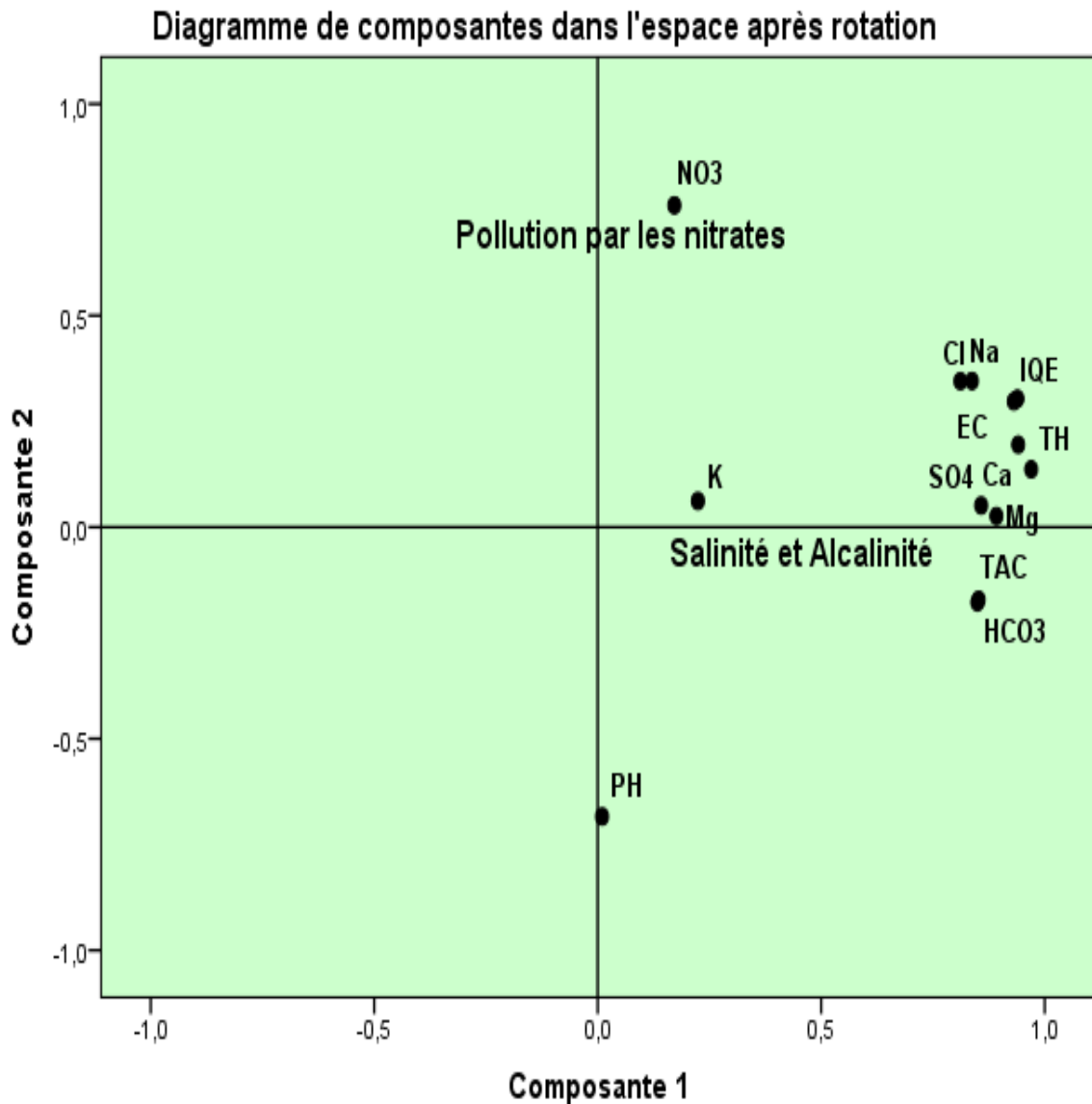
Les bicarbonates sont exprimés indépendamment par la composante Principale 3 et participe par 13,3% de la variation de l'hydrochimie. Cela montre que l'augmentation de l'alcalinité peut être causée par la minéralisation de la matière organique entraînée par l'infiltration. La dernière composante CP4 exprime 6,88 % de la variance totale, elle est déterminée par K⁺.

Tableau 4.13 : Caractéristique de l'ACP (Octobre, 2015)

	Matrice des composantes				Matrice des composantes après rotation			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Na ⁺	-0.129	0.597	-0.4	0.024	-0.149	0.638	-0.31	-0.086
K ⁺	0.079	-0.226	-0.004	0.913	0.044	-0.054	-0.002	0.941
IQE	0.849	0.196	-0.002	-0.12	0.737	0.328	0.335	-0.107
PH	-0.614	0.334	0.204	-0.078	-0.701	0.131	0.023	-0.168
CE	0.667	0.624	-0.207	0.095	0.504	0.779	0.159	0.02
TDS	0.134	0.963	-0.018	0.014	-0.118	0.933	0.198	-0.148
Ca ²⁺	0.774	0.267	-0.001	0.113	0.628	0.416	0.324	0.105
Mg ²⁺	0.853	-0.181	-0.156	-0.077	0.88	0.022	0.13	0.001
Cl ⁻	0.172	0.786	-0.248	0.205	0.013	0.863	-0.027	0.074
HCO ₃ ⁻	0.4	0.224	0.822	0.006	0.055	0.079	0.936	-0.014
SO ₄ ⁻	0.635	-0.205	-0.437	-0.287	0.792	-0.004	-0.212	-0.212
NO ₃ ⁻	0.656	-0.073	0.256	-0.046	0.543	-0.015	0.457	0.002
TH	0.926	-0.256	-0.065	0.001	0.93	-0.045	0.228	0.095
TAC	0.394	0.098	0.831	-0.001	0.079	-0.043	0.92	0.001
Valeurs Propres	5.172	3.201	1.995	1.032	5.16	3.21	-	-
% de la variance	34.482	21.34	13.3	6.88	34.4	21.43	-	-
% cumulés	34.482	55.82	69.11	76	34.39	55.83	-	-

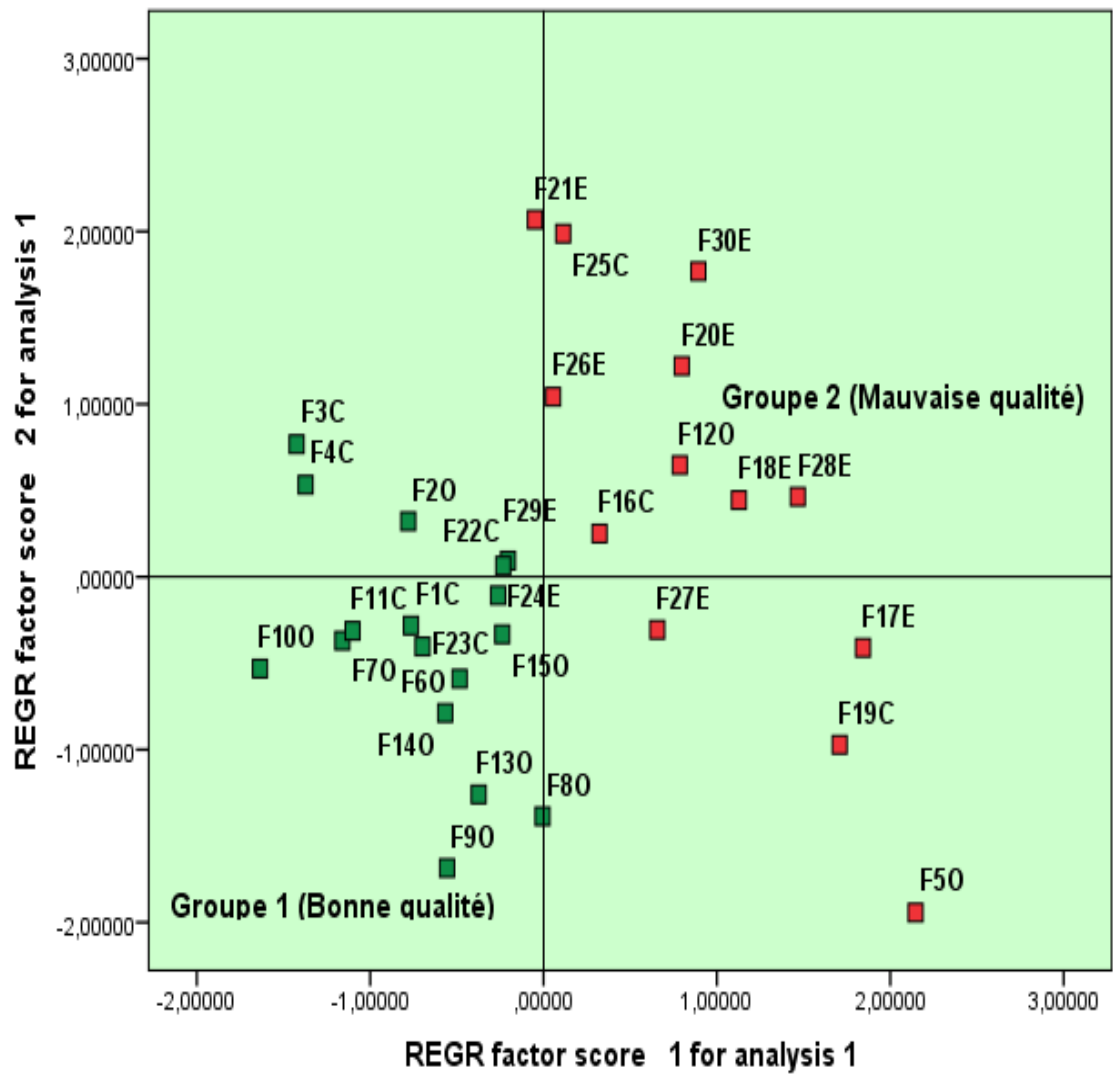
Durant l'année 2015, les quatre facteurs (composantes) représentent les principaux processus qui expliqueraient l'origine, l'acquisition et l'évolution du chimisme de la nappe de la Mitidja, supposés être liés à l'interaction eau-roche et à la pollution par les activités agricoles, domestiques et industrielles.

En projetant les points dans l'espace des variables sur la figure 4.48 b et 4.49b, on peut dire que les eaux qui s'écartent nettement sont essentiellement les eaux polluées influencées par les apports externes. On observe une augmentation de la pollution au niveau de l'extrême Ouest et Est de la nappe (F5O, F6O, F19C, F20E, F21E, F22C, F26E, F27E, F28E, F29E, F30E). Inversement la majorité des eaux des autres forages est caractérisée par les marqueurs de l'interaction eau-roche, où l'on observe un regroupement de ces points d'eau non pollués.



Projection des variables (Hautes eaux 2015)

Figure 4.48a : Projection des variables (Hautes eaux, 2015)



Projection des individus (Hautes eaux 2015)

Figure 4.48b : Projection des individus (Hautes eaux, 2015)

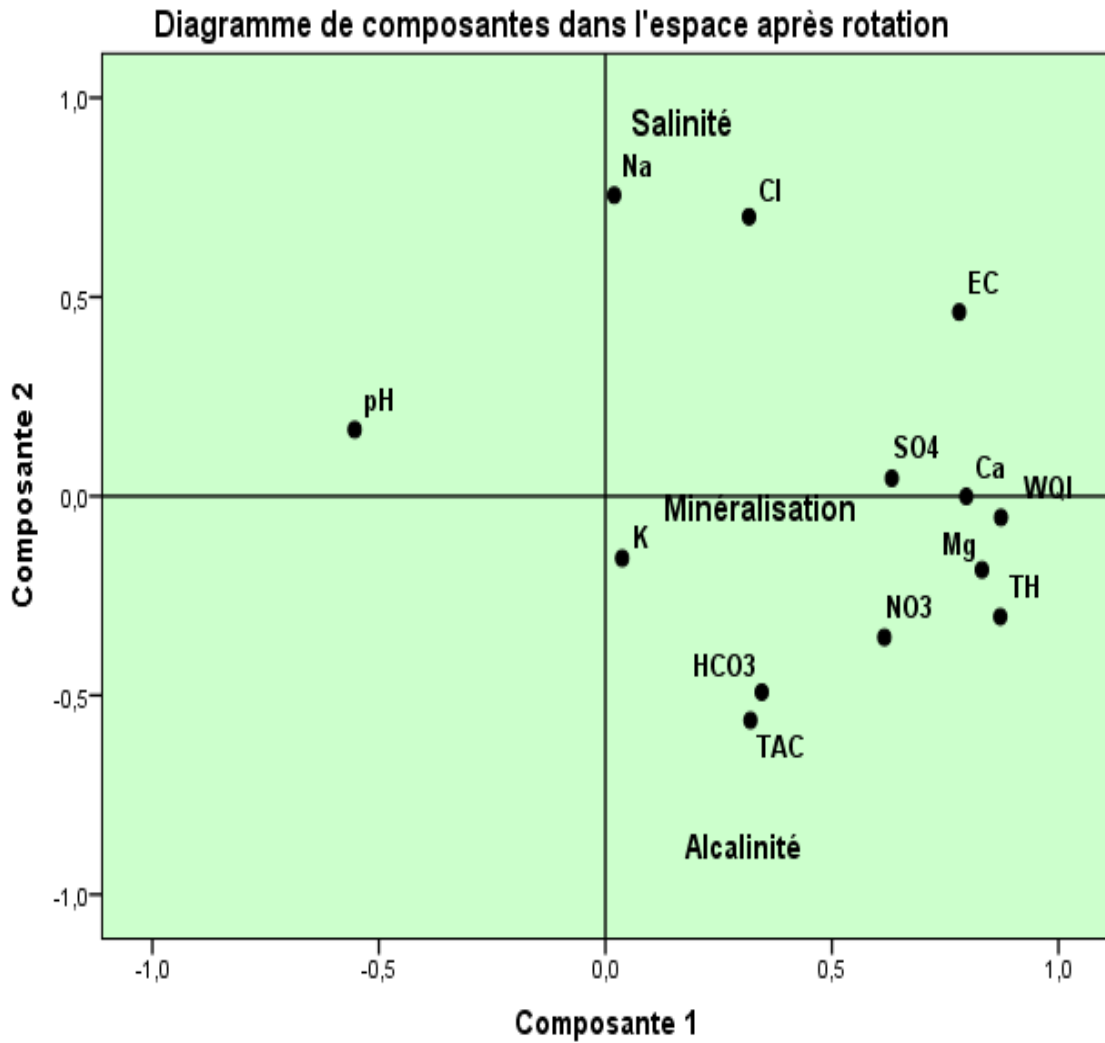
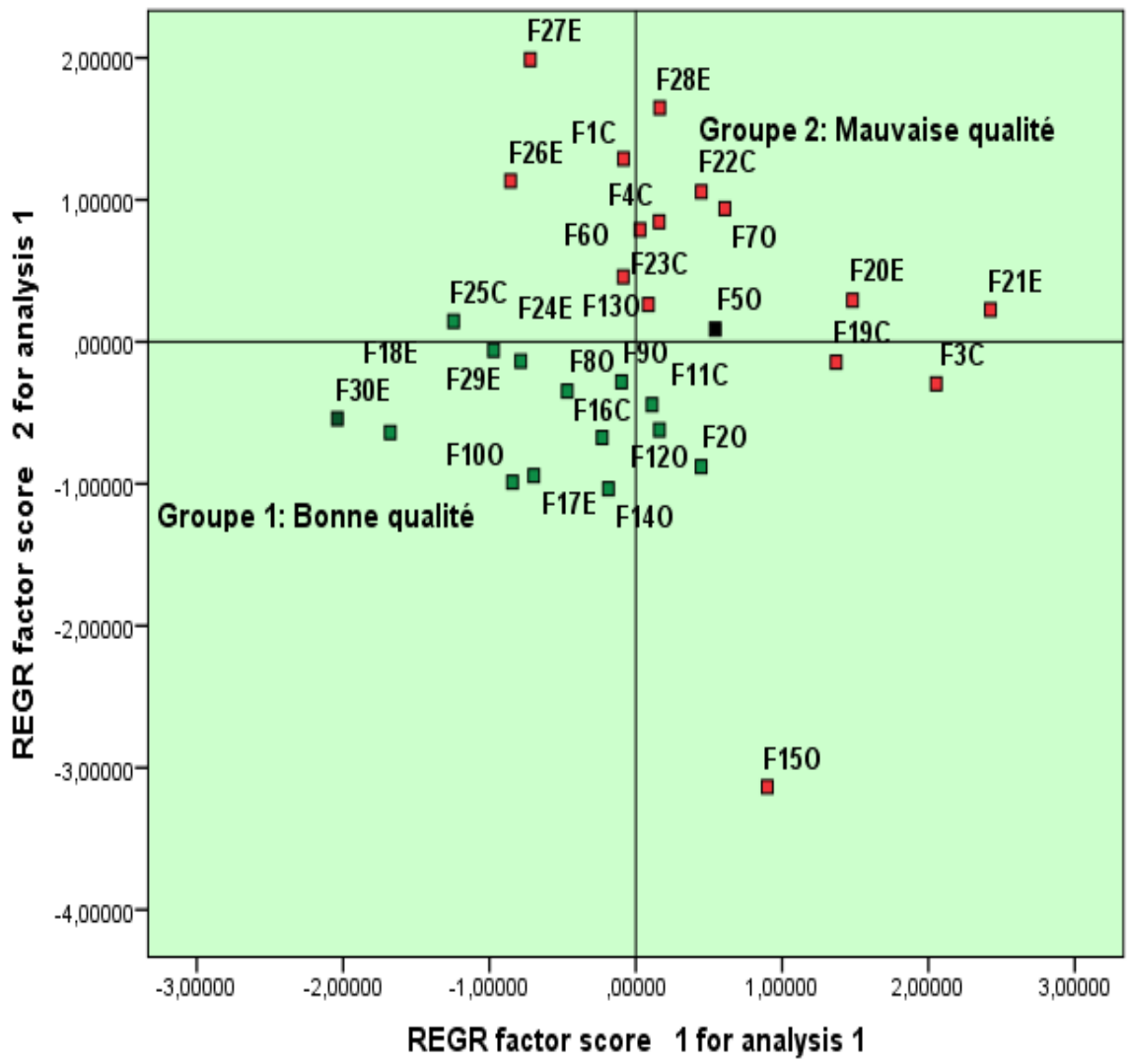


Figure 4.49a : Projection des variables (Basses eaux, 2015)



Projection des individus (Basses eaux 2015)

Figure 4.49b : Projection des individus (Basses eaux, 2015)

4.2.3. Evolution géochimique de la nappe alluviale de la Mitidja durant l'année 2016

Les tableaux 4.14 et 4.15 représentent un résumé statistique des analyses hydro chimiques de la campagne Juin et Octobre 2016.

Tableau 4.14: Statistiques élémentaires des paramètres physico-chimiques de la nappe de la Mitidja (Juin, 2016)

	Norme de l'OMS [100]	Norme JORA [121]	Min	Max	Moy	Ecart type
Ca²⁺	75	200	47	268	133,47	55,756
Mg²⁺	30	150	27	199	69,33	40,395
Na⁺	200	200	10	193	72,87	46,691
K⁺	12	12	2	9	2,6	1,329
Cl⁻	250	500	30	798	160,33	156,947
SO₄²⁻	200	400	18	625	204,1	139,616
HCO₃⁻	500	500	244	549	367,7	85,852
NO₃⁻	45	50	11,6	121,8	47,83	28,24261
PH	6,5-7,5	6,5-9	7,3	8,2	7,72	0,21399
EC	1500	2800	644	3510	1599,0	736,01
TH	200	200	24	150	62,2	27,409
TAC	300	200	20	45	30,3	7,145
IQE	-	-	46,23	197,87	103,10	39,39739

Tous les paramètres sont exprimés en mg/l sauf pH, IQE, TAC, TH (°F), CE (µS/cm).

Tableau 4.15 : Statistiques élémentaires des paramètres physico-chimiques de la nappe de la Mitidja (Octobre, 2016)

	Norme de l'OMS [100]	Norme JORA [121]	Min	Max	Moy	Ecart type
Ca²⁺	75	200	7	337	96,07	75,883
Mg²⁺	30	150	3	118	39,90	28,370
Na⁺	200	200	28	262	111,57	67,019
K⁺	12	12	1	13	2,37	2,484
Cl⁻	250	500	39	670	149,40	128,819
SO₄²⁻	200	400	5	441	157,1	111,170
HCO₃⁻	500	500	137	534	281,8	86,888
NO₃⁻	45	50	1	98	46,67	25,574
PH	6,5-7,5	6,5-9	7,80	8,30	8,070	,20536
CE	1500	2800	421	3245	1369,23	653,061
TH	200	200	6	105	40,53	21,708
TAC	300	200	11	44	23,27	7,124
TDS	1000	1500	320	1942	883,50	402,394
IQE	-	-	31,00	156,67	87,3097	34,99808

Tous les paramètres sont exprimés en mg/l sauf pH, IQE, TAC, TH (°F), CE (µS/cm) et T (°C)

Les eaux de la nappe de la Mitidja sont dans l'ensemble neutres, avec une tendance vers l'alcalinité durant la période sèche de l'année 2016 (Tab 4.15). L'ensemble des eaux échantillonnées apparaît fortement minéralisé du fait que plus de 50 % des échantillons présentent des conductivités supérieures à 1500 µS/cm avec une moyenne de $1599,07 \pm 736,01$ µS/cm et une moyenne de $1369,23 \pm 653,061$ µS/cm durant les périodes hautes et basses eaux respectivement.

Les teneurs moyennes en Calcium, Magnésium et nitrates, dépassent légèrement les normes recommandées par l’OMS. Cependant, ces valeurs restent conformes aux normes Algériennes [121].

D’après les tableaux 4. 14 et 4.15 et les figures 4.50a et 4.50b, on note la prédominance du faciès Bicarbonaté calcique et magnésienne, très expressive surtout durant la période hautes eaux (figure 4.50a), traduisant la prédominance des ions alcalino-terreux et énonçant l’origine naturel de la minéralisation de la nappe alluviale de la Mitidja qui préserve la mémoire géochimique de la roche encaissant.

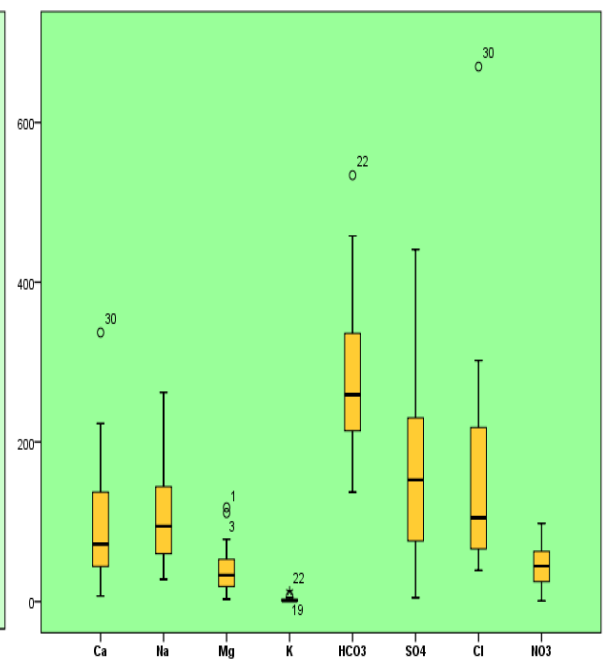
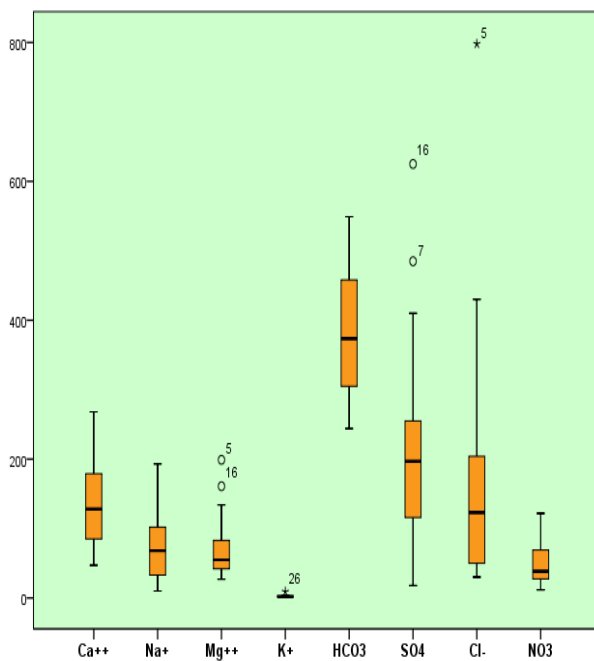


Figure 4.50a. Boite à moustaches Juin 2016

Figure 4.50b. Boite à moustaches Octobre 2016

4.2.3.1. Classification hiérarchique ascendante (CAH)

La classification hiérarchique ascendante (CAH) a été utilisée pour classer les échantillons en groupes hydrochimiques distincts dont la méthode d'agrégation est celle de Ward [106], en utilisant la distance Euclidienne.

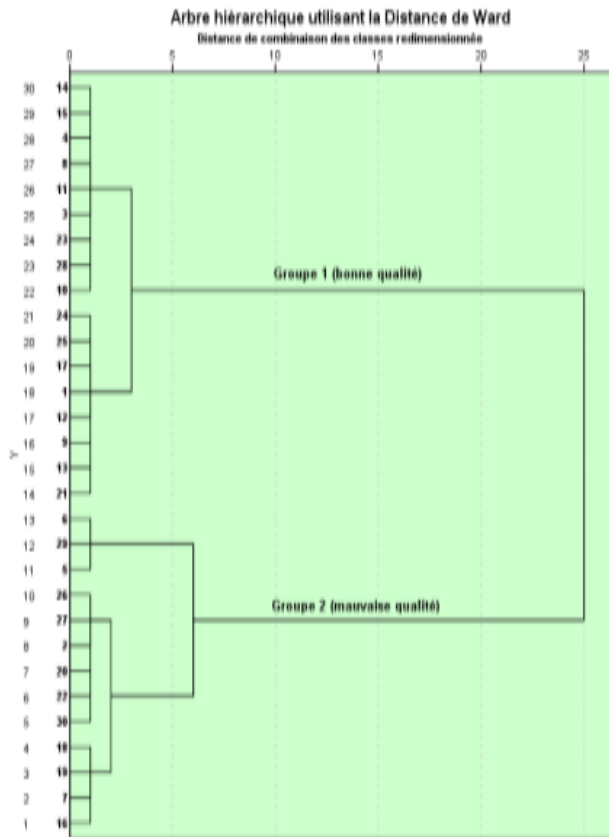


Figure 4.51 a : CHA Juin 2016

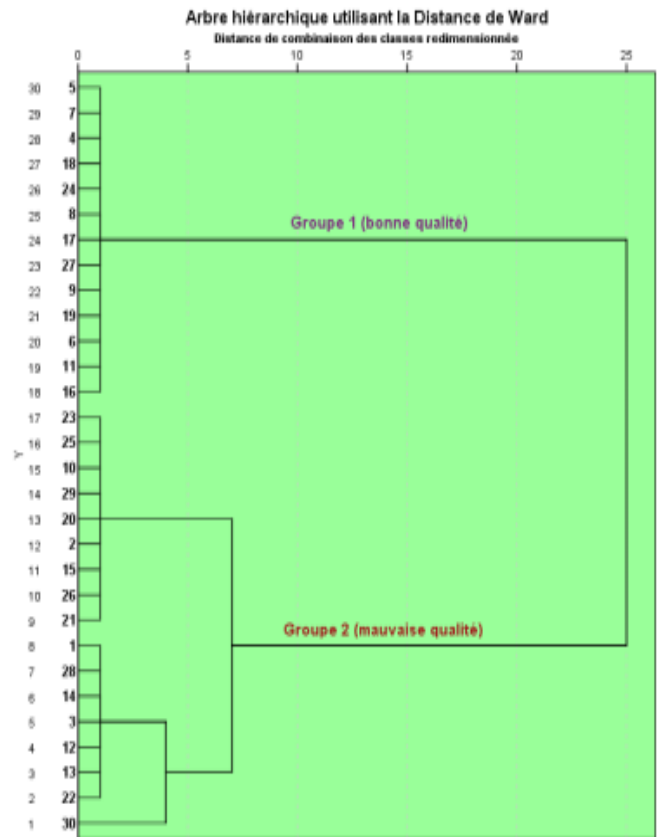


Figure 4.51b : CAH Octobre 2016

L'examen visuel du dendrogramme (Fig.51a-b) révèle deux groupes hydrochimiques distincts pour les deux périodes d'étude.

4.2.3.2 Matrice corrélation

La matrice de corrélation peut être utilisée pour mettre en évidence les relations entre deux paramètres qui peuvent être significative dans un contexte hydrogéologique régional. La relation est bonne entre la conductivité électrique et

les ions majeurs mais elle est plus forte pendant les périodes hautes eaux (tableau.4.16).

Les sulfates montrent également une bonne corrélation avec le magnésium (0,67) durant cette période, mais cette relation devient très faible durant la saison sèche (Tableau 4.16), ce qui énonce l'origine évaporitique, souvent liée à la dissolution du gypse.

Tableau 4.16 : Matrice de corrélation (Juin, 2016).

	Ca	Mg	Na+	K+	Cl-	SO4	HCO3	NO3	pH	EC	TH	TAC
Ca	1	0,57	0,63	0,24	0,71	0,49	0,46	0,48	-0,45	0,83	0,86	0,47
Mg		1	0,6	0,2	0,76	0,67	0,38	0,404	-0,17	0,85	0,9	0,37
Na+			1	0,3	0,79	0,42	0,42	0,68	-0,14	0,85	0,69	0,42
K+				1	0,26	0,1	0,27	-0,006	-0,1	0,23	0,24	0,26
Cl-					1	0,3	0,26	0,49	-0,16	0,85	0,83	0,26
SO4						1	0,18	0,36	-0,16	0,64	0,67	0,19
HCO3							1	0,25	-0,3	0,47	0,47	0,99
NO3								1	-0,1	0,65	0,49	0,25
pH									1	-0,36	-0,33	-0,29
EC										1	0,94	0,47
TH											1	0,47
TAC												1

Les nitrates sont corrélés uniquement avec le sodium (0,68) durant le mois de Juin et uniquement avec le magnésium (0,52) durant le mois d'octobre, ce qui énonce l'origine indépendant de cet élément, probablement anthropique (activités agricoles).

Tableau 4.17 : Matrice de corrélation (Octobre, 2016).

	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	PH	CE	TH	TAC
Ca ²⁺	1,00	-0,06	0,49	0,38	0,65	0,53	0,54	0,23	-0,22	0,68	0,83	0,53
Mg ²⁺		1,00	0,31	-0,02	0,40	0,43	0,19	0,52	-0,20	0,54	0,49	0,19
Na ⁺			1,0	0,50	0,79	0,70	0,47	0,47	-0,14	0,86	0,59	0,47
K ⁺				1,0	0,39	0,24	0,50	-0,10	0,00	0,41	0,32	0,50
Cl ⁻					1,0	0,49	0,23	0,42	-0,23	0,88	0,78	0,23
SO ₄ ²⁻						1,0	0,57	0,54	-0,02	0,78	0,70	0,57
HCO ₃ ⁻							1,0	0,17	-0,05	0,54	0,57	0,99
NO ₃ ⁻								1,0	-0,20	0,59	0,48	0,18
PH									1,00	-0,21	-0,30	-0,06
CE										1,0	0,88	0,54
TH											1,0	0,57
TAC												1,0

4.2.3.3 Analyse en Composante Principale (ACP)

Dans cette étude, le critère de Kaiser [142] a été appliqué afin de déterminer le nombre total de facteurs significatifs (composantes principales). Selon ce critère, seuls les facteurs ayant une valeur propre supérieure ou égale à 1 seront acceptés comme sources possibles de variance dans l'hydrogéochimie de la nappe quaternaire de la Mitidja (Tableaux 4.18 et 4.19). En se basant sur ce critère, trois (03) composantes principales ont été retenues.

Durant la période hautes eaux 2016, les trois composantes principales représentent 77,54 % de la variance totale. Le Tableau 4.18 indique les corrélations Paramètre-Facteur après rotation. La Composante Principale 1 représente 49,25 % de la variance totale, exprimant la majorité des processus naturels et anthropiques qui influencent la qualité de la nappe de la Mitidja. Ce facteur est déterminé positivement par : Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, CE, TH et IQE (Figure 4.52a).

La Composante Principale 2, représente 19,68 % de la variance totale, elle est déterminée par K, HCO₃⁻ et TAC.

Tableau 4.18 : Caractéristique de l'Analyse en Composante Principale (Juin, 2016)

	Composantes après rotation		
	1	2	3
Ca²⁺	0,746	0,353	-0,277
Mg²⁺	0,850	0,175	-0,054
Na⁺	0,810	0,313	0,201
K⁺	0,162	0,524	0,478
Cl⁻	0,858	0,163	0,156
SO₄²⁻	0,699	-0,044	-0,262
HCO₃⁻	0,212	0,920	-0,166
NO₃⁻	0,686	0,059	0,026
pH	-0,160	-0,305	0,755
EC	0,940	0,285	-0,134
TH	0,906	0,285	-0,176
IQE	0,963	0,233	-0,061
TAC	0,213	0,918	-0,163
valeur propre	6,4	2,55	1,11
% de la variance	49,25	19,68	8,6
% cumulée	49,25	68,93	77,54

Ce facteur est donc celui de l'alcalinité. La Composante Principale 3 explique 8,6 % de la variance totale. Elle est déterminée, par le pH. Les trois composantes principales de la période basses eaux, expriment 76,41% de variance totale (Tableau 4.19).

La projection des individus révèle deux groupes de qualité d'eau (Figure 4.52b), le premier correspond aux zones de moyenne minéralisation qui sont localisées aux parties centre de la région d'étude. Le deuxième groupe caractérise les zones fortement minéralisées et pollués par les nitrates (F5O, F6O, F7O, F16C, F18E, F19E, F20E, F26E, F27E, F29E, F230E).

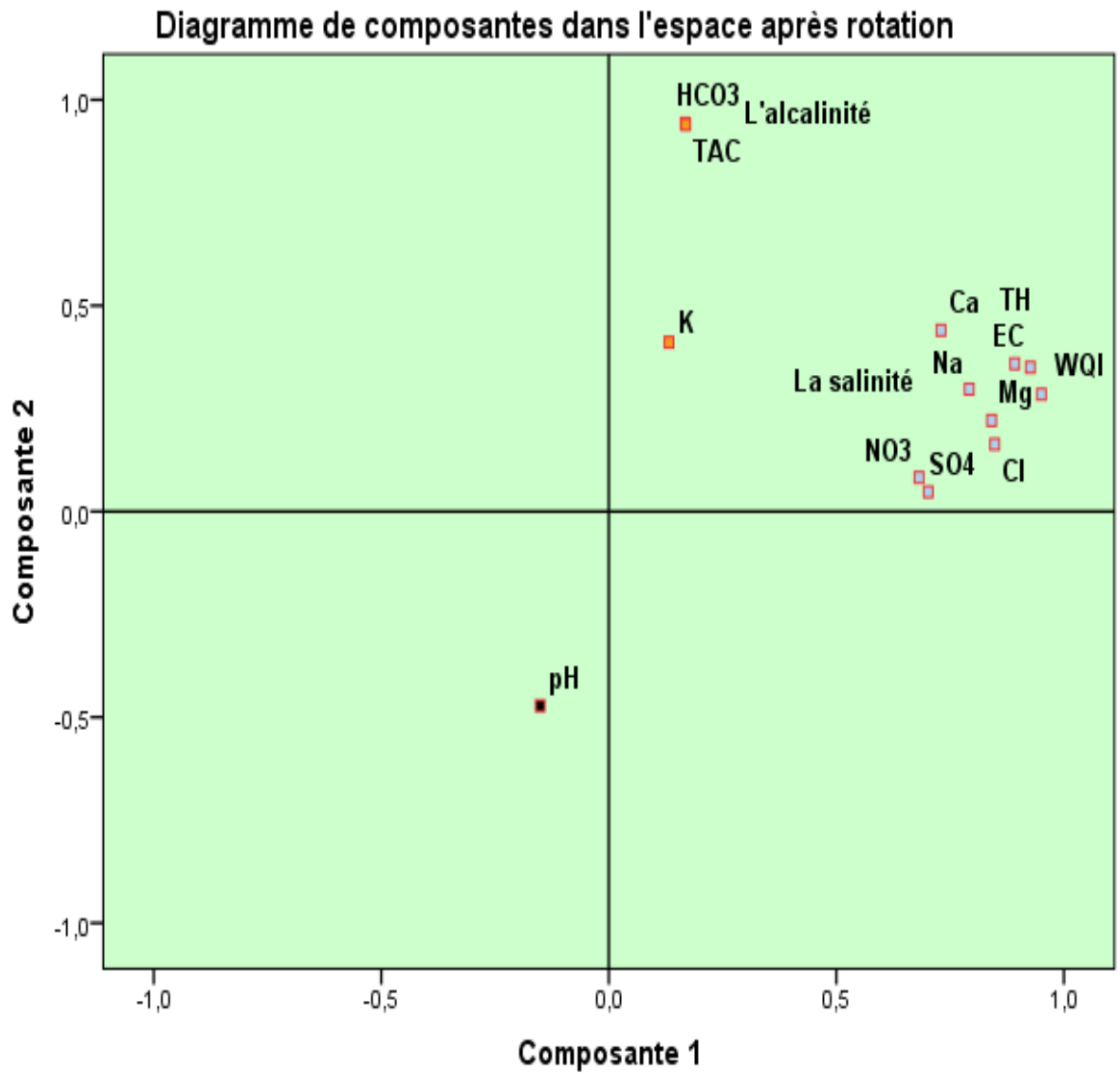
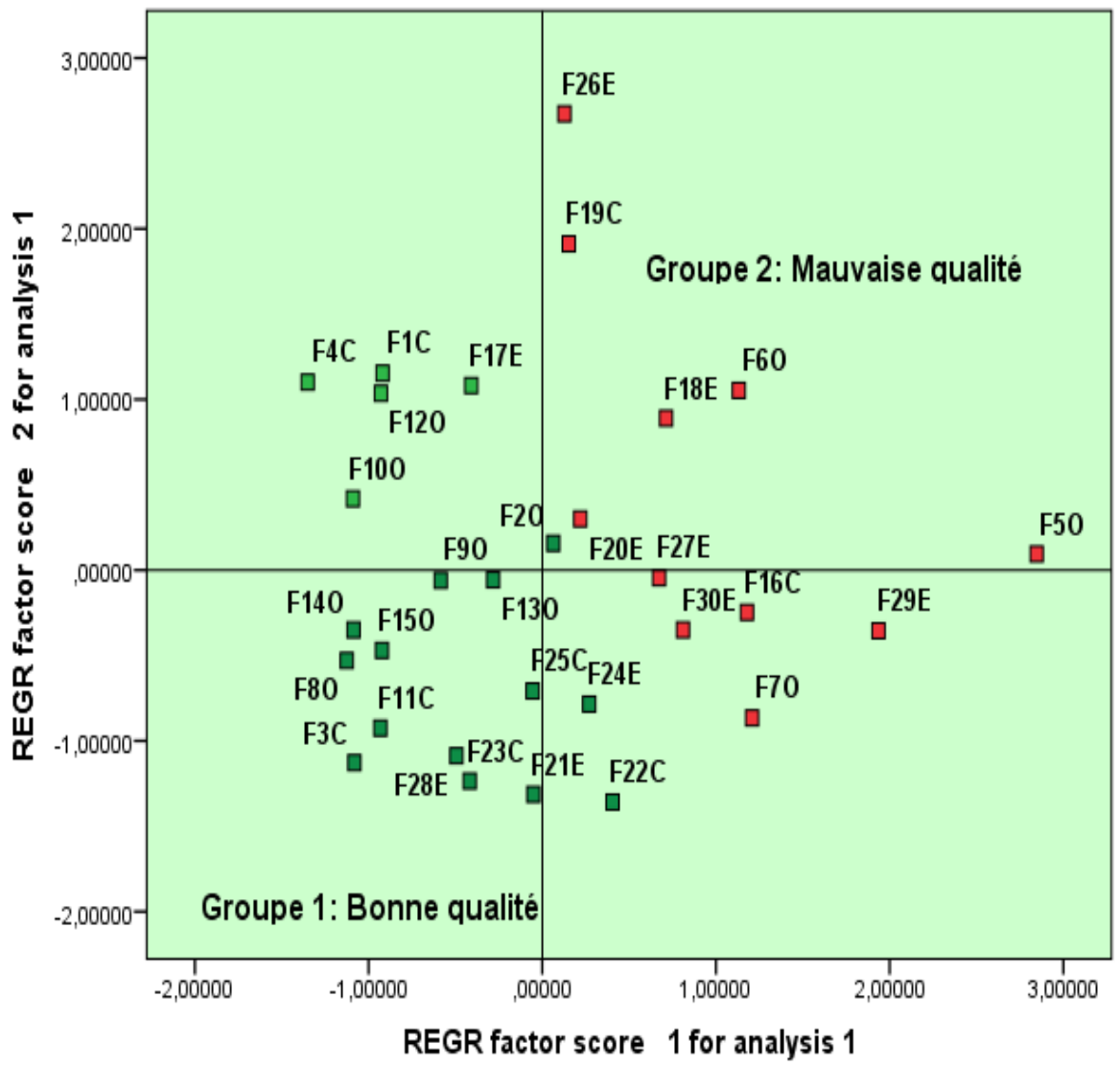


Figure 4.52a : Projection des variables (Hautes eaux 2016)



Projection des individus (Hautes eaux 2016)

Figure 4.52b : Projection des individus (Hautes eaux 2016)

Tableau 4.19: Caractéristique de l'Analyse en Composante Principale (Octobre, 2016)

	Composante		
	1	2	3
Ca²⁺	0,517	0,709	-0,053
Mg²⁺	0,043	0,117	0,843
Na⁺	0,457	0,628	0,332
K⁺	0,630	0,369	-0,304
Cl⁻	0,181	0,886	0,277
SO₄²⁻	0,571	0,313	0,576
HCO₃⁻	0,948	0,059	0,163
NO₃⁻	0,028	0,285	0,799
PH	0,179	-0,487	-0,111
CE	0,468	0,698	0,513
TH	0,473	0,681	0,412
TAC	0,945	0,058	0,167
valeur propre	3,5	3,2	2,46
% de la variance	29,17	26,71	20,52
% cumulés	29,17	55,89	76,41

La première composante traduit 29,17 % de la variance totale, c'est le facteur alcalinité qui affecte la nappe alluviale de la Mitidja durant cette période (figure 4.53a). La deuxième composante est celle de la salinité. Cette dernière exprime 26,71% dans la variation de l'hydrochimie de la nappe. La troisième composante met en évidence le facteur de la pollution de la nappe par les nitrates d'origine agricole et influe 20,52 % dans la minéralisation des eaux de la nappe.

La projection des individus sur le plan factoriel 1x2, indique l'existence de deux ensembles : l'un caractérisé par une bonne qualité chimique, il représente les forages qui se localisent entre l'Est et l'Ouest de la plaine avec une augmentation des concentrations en HCO₃⁻ et Ca²⁺, due à la dissolution des formations carbonatées. Ces forages sont caractérisés par un faciès bicarbonaté calcique et magnésienne. Par contre, le deuxième ensemble montre une mauvaise qualité chimique (Figure 4.53b).

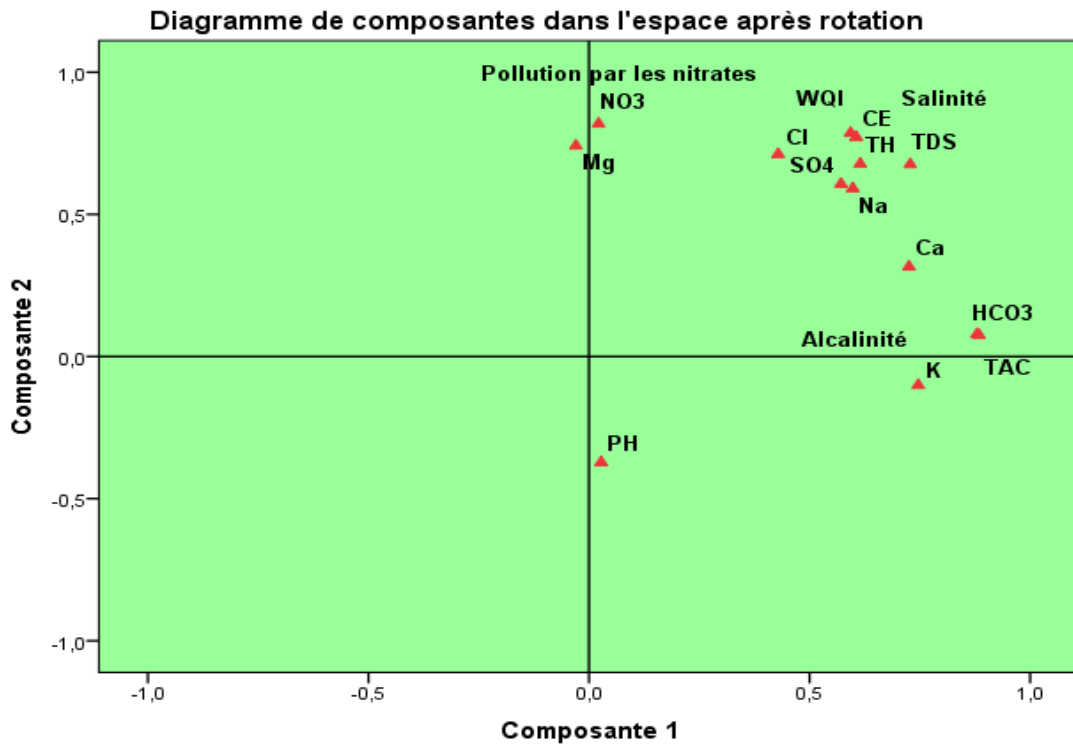


Figure 4.53a : Projection des variables (Basses eaux, 2016)

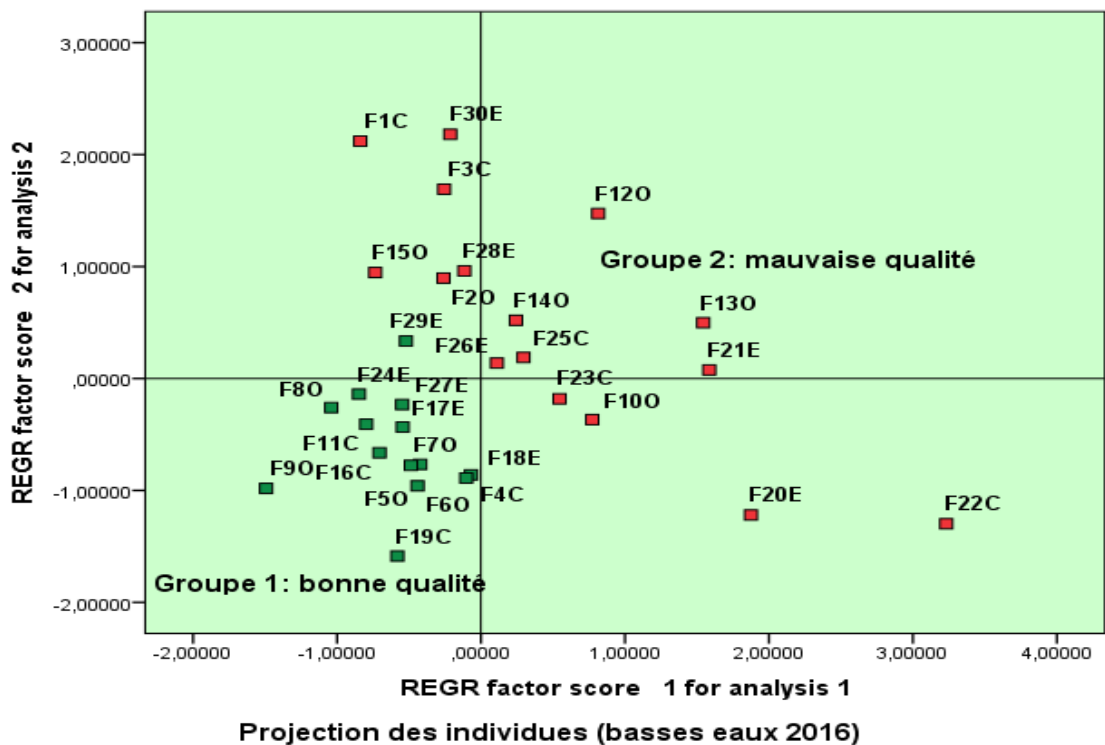


Figure 4.53b : Projection des individus (Basses eaux, 2016)

4.3. Qualité biologique de la nappe alluviale de la Mitidja

4.3.1. Pollution microbiologique

L'eau ne doit contenir ni parasites, ni bactéries pathogènes, ni virus qui pourraient entraîner une contamination biologique et être la cause d'une épidémie [143]. Les germes pathogènes pour l'homme sont nombreux et leur diagnostic est parfois délicat principalement du fait de leur faible concentration dans les eaux [144].

La stratégie du contrôle sanitaire repose donc sur la recherche de germes dits « témoins de contamination fécale » qui peuvent être révélateurs de la présence éventuelle de germes pathogènes. En bactériologie, une eau est dite conforme, quand les indicateurs de contamination (*Escherichia coli* et « entérocoques ») sont absents dans 100 ml d'eau. D'autre part, l'absence de bactéries « coliformes », de spores et des bactéries « sulfite-réductrices » sert de référence de qualité [145].

Les résultats des analyses microbiologiques des eaux souterraines issues des forages de la plaine de la Mitidja durant l'année 2015 et durant la période Hautes eaux 2017 sont consignés dans le tableau suivant :

Tableau 4.20 : Résultats des analyses microbiologiques

	Hautes eaux 2015 (n=30)			Basses eaux 2015 (n=30)			Hautes eaux 2017 (n=17)		
	Mini	Max	Moy	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy
CT	5	286	75,03	7	358	70,33	0	9	1,88
CF	0	71	16,4	1	114	24,73	0	5	0,88
SF	0	45	10,87	0	23	3,67	0	18	1,64
ASR	0	10	1,7	0	5	1,07	0	1	0,11
Salmonella	Abs			Abs			Abs		
Vibrio Cholerae	Abs			Abs			Abs		
IQM	4,66			5			5		
Contamination fécale	Nulle			Nulle			Nulle		

Les coliformes totaux sont considérés comme des indicateurs de la qualité microbiologique de l'eau parce qu'ils peuvent être indirectement associés à une pollution d'origine fécale [146]. D'après les résultats (Tableau 4.20), on observe que durant les campagnes de hautes et basses eaux 2015, les concentrations en coliformes totaux dans les eaux de forage de la plaine de la Mitidja oscillent entre 5 et 286 UFC /100 ml et 7 et 358 UFC/ 100 ml respectivement, dépassant les normes recommandées par l'OMS (10 UFC /100 ml) [100] et le JORA (00 UFC/100ml)[121].

Cette contamination par les coliformes totaux pourrait être due à une mauvaise protection des forages et/ ou à une pollution avoisinante (terres agricoles, élevage des bétails, existence de fosses septiques et/ou des latrines).

En général, le risque sanitaire lié directement à la présence de ce type de bactéries est faible, mais leur présence indique qu'une source d'approvisionnement en eau peut être contaminée par des micro-organismes plus nuisibles [147]. BARWICK et al., [148], ajoutent qu'il existe des cas où il a été mis en évidence une association entre la détection des coliformes totaux et l'apparition d'épidémies d'origine hydrique.

Coliformes fécaux

Durant la campagne haute et basses eaux 2015 (figures 4.54a-b), on note leur présence dans tous les forages de la Mitidja avec une moyenne de 16,40 UFC/100MI et 24, 73 UFC/100ml respectivement.

Durant la campagne hautes eaux 2017 (figure 4.54c), nous signalons la présence des coliformes fécaux avec une moyenne de 0,88 UFC/100 ml. Cependant, ce taux reste inférieur aux normes fixées par l'OMS [100] et le JORA [121]

Selon RODIER [149], la présence de ces indicateurs s'explique par le fait que ces germes ont trouvé les conditions de milieu favorable pour se multiplier (richesse en matière organique facilement biodégradable, température...etc.)

Streptocoque fécaux

Il en ressort de cette étude que durant les trois campagnes d'échantillonnage, on note la présence de streptocoques fécaux (tableau 4.20) dans la majorité des forages à l'exception de F13O, F18E, F19C, F23C, F25C.

Les normes Algériennes impose l'absence des entérocoques intestinaux dans 100 ml d'eau prélevés [121]. De ce fait, nous pouvons qualifier ces forages (F13O, F18E, F19C, F23C, F25C) de bonne qualité bactériologique.

Spores d'Anaérobies Sulfito-Réducteurs (ASR)

Les résultats de la recherche et du dénombrement des ASR (tableau 4.20) ont montré la présence de spores dans 60 % des forages. Ces valeurs sont nettement supérieures aux normes algériennes de la qualité de l'eau souterraine qui exigent l'absence totale de ces germes dans les eaux souterraines [121].

Ces spores sont extrêmement persistantes dans l'environnement et résistantes aux processus de désinfection de l'eau [150]. Par conséquent, leur valeur comme indicateur de contamination fécale a été mise en doute car les spores pourraient se retrouver naturellement dans l'environnement ou représenter une source ancienne de contamination fécale [151].

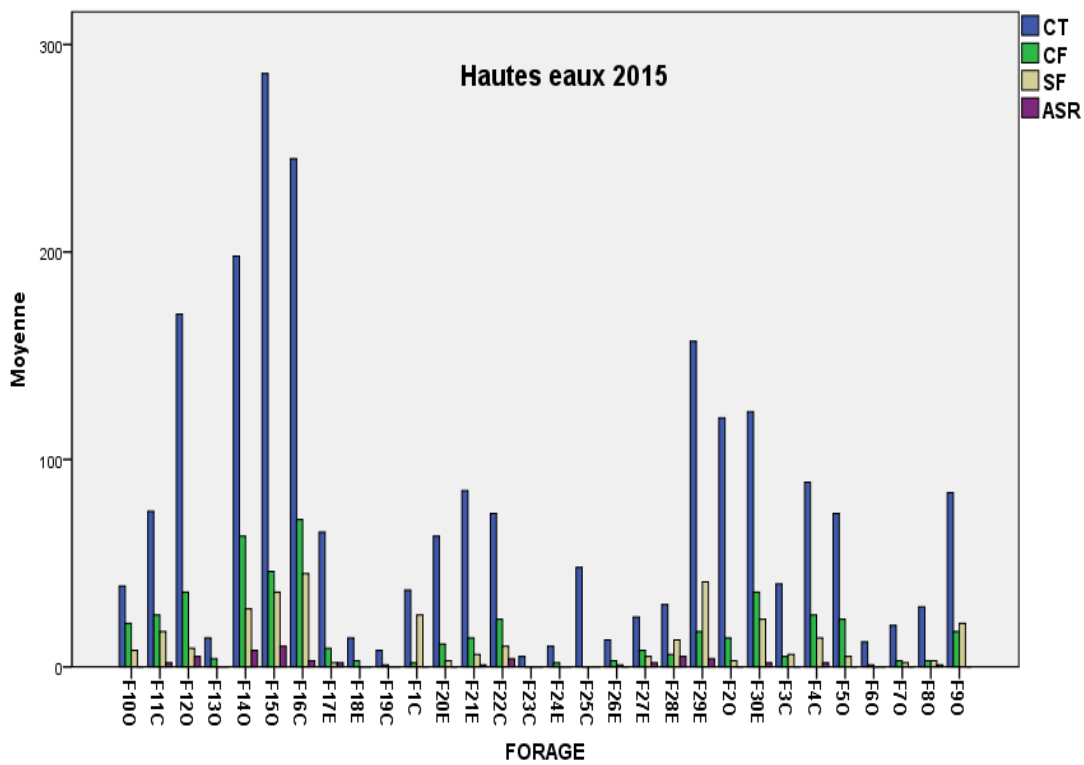


Figure 4.54a : Variation spatiale des paramètres de contamination fécale (Juin, 2015)

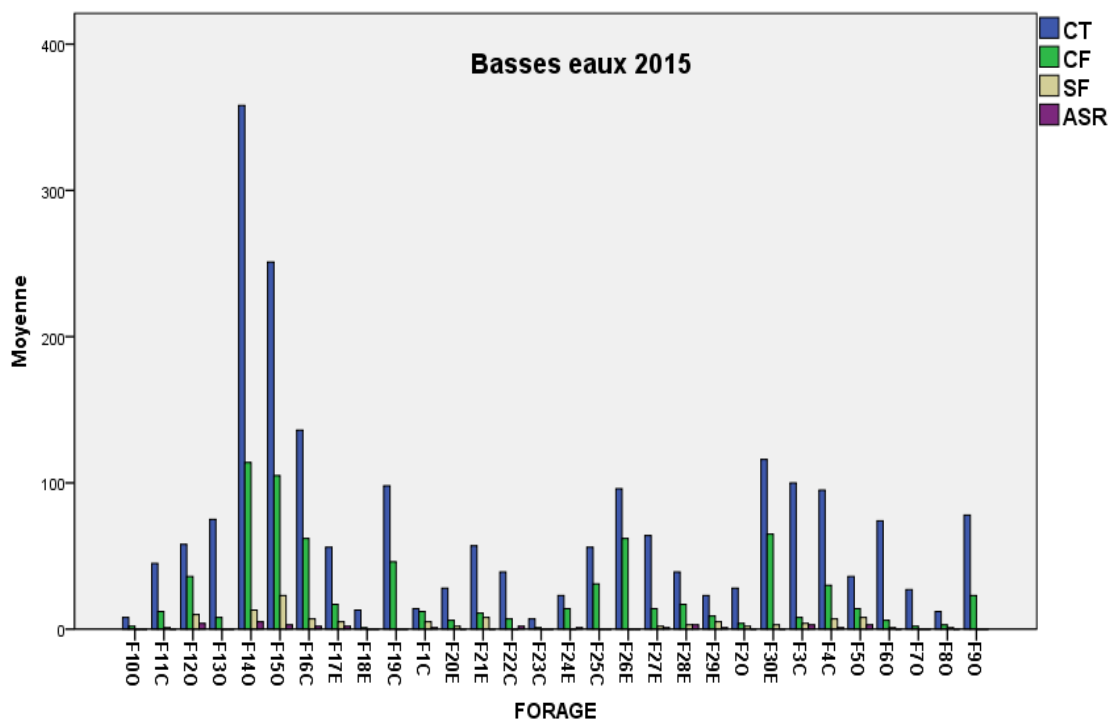


Figure 4.54b : Variation spatiale des paramètres de contamination fécale (Octobre, 2015)

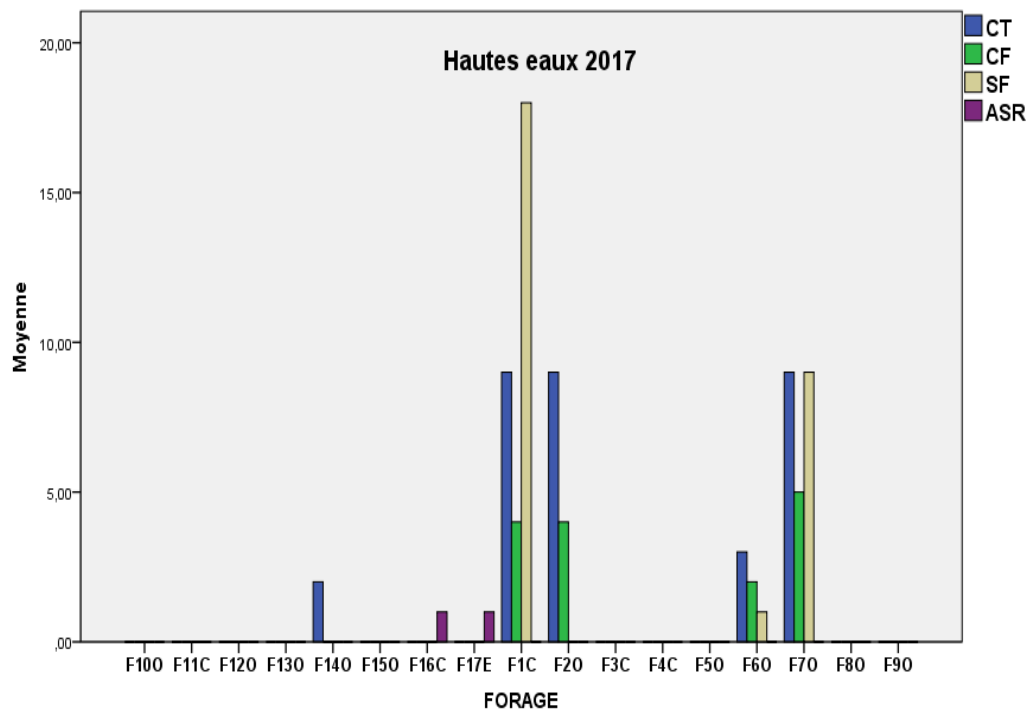


Figure 4.54c : Variation spatiale des paramètres de contamination fécale (Mai, 2017)

Salmonelles


Il en ressort de cette étude, l'absence totale des salmonelles durant les trois périodes dans tous les échantillons d'eau prélevés à partir de la région d'étude (tableau 4.20).

Vibrions cholériques

Les *Vibrions cholériques* n'ont pas été détectés au cours de cette étude durant les trois campagnes (tableau 4.20). Cette absence peut être expliquée également par l'absence des porteurs de la population résidente dans cette région.

Globalement, il en ressort de ces différentes analyses bactériologiques que les eaux provenant des différents forages dans la région de la Mitidja répondent aux normes admises par l'OMS [100] et le JORA [121].

En général, l'analyse bactériologique de la qualité des eaux souterraines sera meilleure que celle des eaux de surface, car les agents pathogènes sont filtrés par le sol et le sous-sol au cours de la procédure de recharge [152, 153].

 Indice de Qualité microbiologique (IQM)

C'est un indice qui permet de classer les eaux en cinq (5) classes, de qualité microbiologique différente, en suivant les concentrations des paramètres microbiologiques (tableau 4.20), indicateurs d'une contamination fécale (Coliformes Totaux, Coliformes Fécaux et Streptocoques Fécaux).

Par l'application de la méthode établie par Bovesse et Depelchin en 1980 [154], nous avons calculé la moyenne des numéros de classes selon les données des tableaux 4.21 et 4.22.

Tableau 4.21 : Classement des paramètres microbiologiques selon Bovesse et Depelchin [154].

Classe	CT	CF	SF
5	<2000	<100	<5
4	2000-9000	100-500	5-10
3	9000-45000	500-2500	10-50
2	45000-360000	2500-20000	50-500
1	>360000	>20000	>500

Tableau 4.22 : Indice de qualité microbiologique

IQM	Contamination fécale
4,3-5,0	Nulle
3,5-4,2	Faible
2,7-3,4	Modérée
1,9-2,6	Forte
1,0-1,8	Très forte

D'après le tableau 4.20 nous constatons que l'IQM varie entre 4,66 et 5 durant toute la période d'étude, ce qui signifie que les eaux de la nappe alluviale de la Mitidja sont caractérisées par une contamination fécale nulle. Les résultats obtenus sont conformes aux normes de potabilité.

4.3.2. Pollution organique

La pollution organique se réfère aux substances contenant de la matière organique biodégradables, car elle est décomposée par les microorganismes, ce qui provoque une diminution de la teneur en oxygène dissous. La matière organique peut être d'origine domestique, dans ce cas elle sera riche en matière fécale, en détergent. Les fertilisant agricoles fournissent des déchets organiques comme les pesticides, les phosphates, les ions azotés...etc [38].

Demande Biochimique en Oxygène après 5 jours (DBO₅)

L'oxydation des composés organiques par les microorganismes entraîne une consommation de l'oxygène (O₂). La mesure de cette demande en oxygène permet d'évaluer le contenu d'une eau en matières organiques biodégradables, donc son degré de pollution ou sa qualité [84].

La DBO exprime donc la quantité d'oxygène consommée par les bactéries pour dégrader par une oxydation de la matière organique contenu dans l'eau. Dans ces conditions il a été retenu conventionnellement d'exprimer la DBO en mg de dioxygène (O₂) consommé pendant 5 jours à 20°C (DBO₅). La DBO₅ indique l'influence probable des eaux usées sur les cours d'eau récepteurs, du point de vue de la réduction de leur teneur en oxygène [84].

Dans les eaux des forages analysés (figure 4.56), la DBO₅ varie entre un minimum de 0,58 mg-O₂/l et un maximum de 1,68 mg-O₂/l avec une moyenne de 0,91 ± 0,34mg-O₂/l.

Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La DCO exprime la quantité d'O₂ fournie par le bichromate de potassium et nécessaire à l'oxydation des substances organiques présentes dans les eaux. Elle traduit la quantité totale d'oxygène nécessaire pour oxyder en présence de permanganate, les substances contenues dans l'eau [84]. D'après nos résultats, présentés dans le tableau 4.25 et la figure 4.56, la DCO varie entre un minimum de 10,18 mg-O₂/l et un maximum de 10,9mg-O₂/l avec une moyenne de 10,34 ± 0,15mg-O₂/l.

Oxygène dissous

Dans les eaux des forages analysés (figure 4.55 et tableau 4.25), l'oxygène dissous varie entre un minimum de 9,31 %O₂ et un maximum de 11,4 %O₂ avec une moyenne de 10,14 ± 0,56 %O₂.

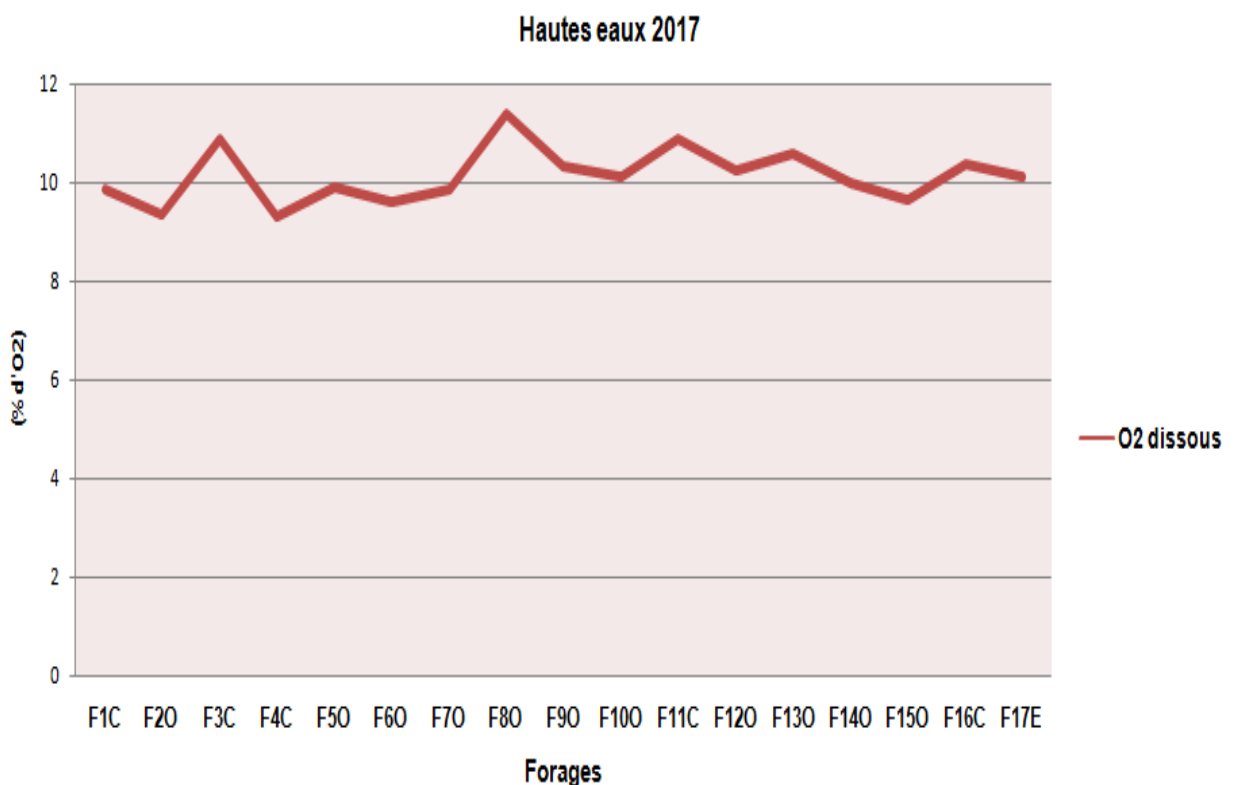


Figure 4.55 : Variation spatiale de l'oxygène dissous (Mai, 2017)

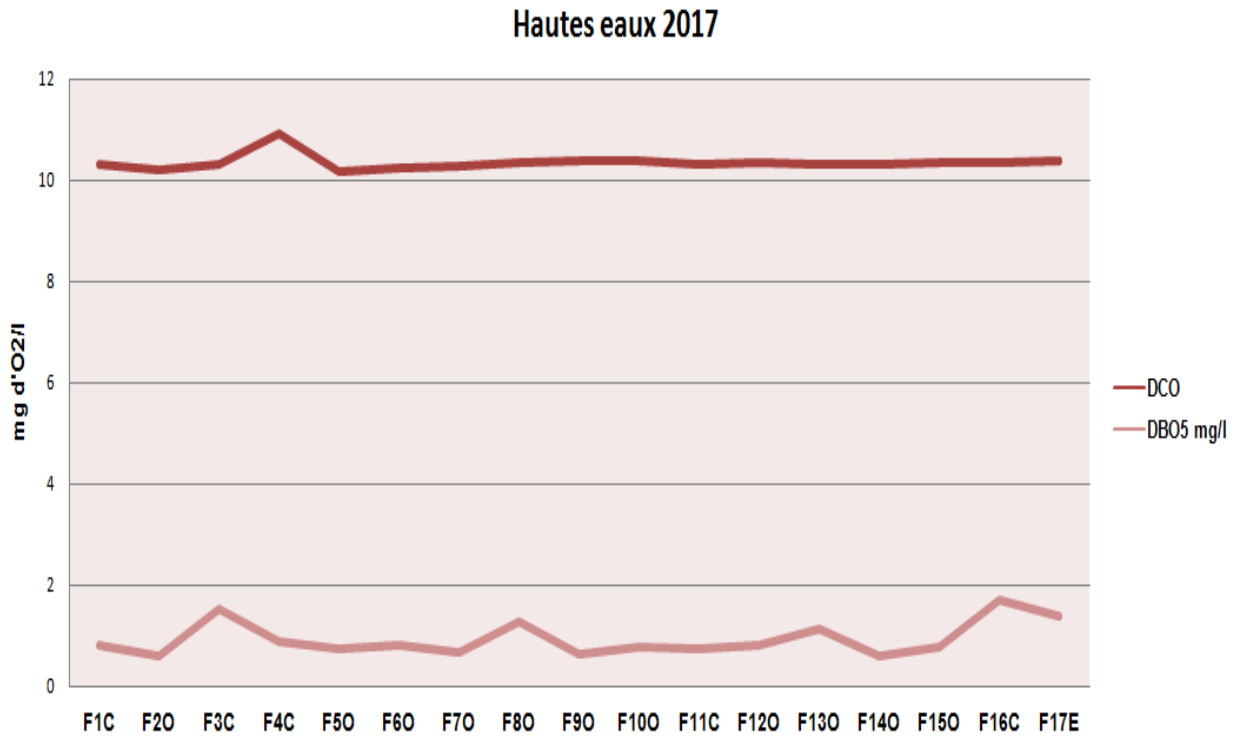


Figure 4.56 : Variation spatiale de la DBO₅ et de la DCO (Mai, 2017)

Indice de Pollution Organique (IPO) selon Leclercq&Maquet [155]

Le principe est de répartir les valeurs des éléments polluants en 05 classes, de déterminer à partir de ses propres mesures, le numéro de classe correspondant pour chaque paramètre pour en faire la moyenne (tableau 4.22).

Tableau 4.23 : Grille de la qualité (IPO) selon Leclercq&Maquet [155]

Classes	5	4	3	2	1
DBO5 (mg/l)	<2	2-5	5,1- 10	10,1- 15	>15
Ammonium (mg/l)	<0,1	0.1- 0,9	2,4	2,5- 6	> 6
Phosphates (µg/l)	15	16- 75	76-250	251-900	> 900
Nitrites (µg/l)	5	6-10	11-50	51-150	>150

Pour calculer l'Indice de Pollution Organique (IPO), la moyenne des numéros des classes des 04 paramètres a été réalisée :


IPO= 5,0 – 4,6 : pollution organique nulle.

IPO= 4,5 – 4,0 : pollution organique faible.

IPO= 3,9 – 3,0 : pollution organique modérée.

IPO= 2,9 – 2,0 : pollution organique forte.

IPO= 1,9 – 1,0 : pollution organique très forte.

 Indice de pollution organique selon (Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, 1986)

C'est la même méthode que la précédente (répartition des valeurs en 5 classes). Mais, il s'agit d'autres paramètres et d'autres classes (tableau 4.24).

Tableau 4.24 : Grille de la qualité (IHE)

	5	4	3	2	1
DBO₅ (mg-O₂/l)	≤ 1,0	1,1-3,0	3,1-5,0	5,1-10,0	>10
Ammonium (mg/l)	≤0,05	0,06-0,5	0,51-1,0	1,01-2,0	>2
Phosphore Total (µg/l)	≤50	51-100	101-200	201-400	>400
Oxygène dissous (%)	90-110	70-89	50-69	30-49	<30
Phosphates (µg/l)	≤50	51-100	101-200	201-400	>400
DCO (mg-O₂/l)	≤5,0	5,1-10,0	10,1-20,0	20,1-50,0	>50,0

Le calcul de l'Indice de Pollution Organique (IHE):

IHE= moyenne des numéros des classes des 06 paramètres:

IHE= 5,0 – 4,6 : pollution organique nulle.

IHE= 4,5 – 4,0 : pollution organique faible.

IHE= 3,9 – 3,0 : pollution organique modérée.

IHE= 2,9 – 2,0 : pollution organique forte.

IHE= 1,9 – 1,0 : pollution organique très forte.

La valeur du phosphore Total n'a pas été mesurée donc l'IHE sera la moyenne des numéros de classe des cinq paramètres analysés et non des six paramètres.

Le Tableau suivant indique les valeurs calculées des différents indices de la pollution organique selon Leclercq&Maquet (1987) et l'IHE (1986)

Tableau 4.25 : Résultats de l'analyse des paramètres de pollution et de calcul de l'IPO

Forage	O ₂ dissous % d'O ₂	DCO mg- d'O ₂ /l	DBO5 mg-d'O ₂ /l	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₃ ⁺ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	IPO (Leclercq et Maquet)	IPO (IHE)
F1C	9,86	10,3	0,78	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F2O	9,35	10,2	0,58	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F3C	10,87	10,3	1,5	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F4C	9,31	10,9	0,88	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F5O	9,91	10,18	0,72	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F6O	9,61	10,25	0,8	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F7O	9,85	10,28	0,64	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F8O	11,4	10,34	1,27	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F9O	10,33	10,38	0,6	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F10O	10,1	10,4	0,75	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F11C	10,87	10,31	0,71	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F12O	10,23	10,34	0,79	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F13O	10,57	10,33	1,11	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F14O	10	10,3	0,59	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F15O	9,64	10,35	0,75	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F16C	10,38	10,35	1,68	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
F17E	10,1	10,37	1,36	< 0,02	< 0,03	< 0,02	4,75	4,6
Moy	10,14	10,34	0,91	-	-	-	-	-
E-t	0,56	0,15	0,34	-	-	-	-	-
Min	9,31	10,18	0,58	-	-	-	-	-
Max	11,4	10,9	1,68	-	-	-	-	-

Selon les deux méthodes de calcul, les eaux de l'ensemble des forages analysés (17) sont caractérisées par une pollution organique nulle.

4.3.3. Vulnérabilité à la pollution de la nappe alluviale de la Mitidja

La vulnérabilité d'une nappe à la pollution dépend du type de nappe (libre ou captive), de l'épaisseur de la zone non saturée et de sa nature géologique. Les nappes libres sont les plus vulnérables. Les polluants d'origine superficielle peuvent diffuser librement dans la zone non saturée jusqu'à la zone saturée. Pour atteindre une nappe libre en milieux poreux, les polluants transportés par les eaux d'infiltration doivent franchir de nombreux obstacles [30].

4.3.3.1 Indice de contamination de la nappe alluviale de la Mitidja

Pour étudier la vulnérabilité de la nappe alluviale de la Mitidja, nous avons utilisé un indice de contamination (IC) utilisant l'ensemble des éléments chimiques considérés comme étant d'origine anthropique : le sodium, les sulfates, les chlorures et les nitrates [156].

En admettant des intervalles de classes en mg/l pour chaque élément et en les additionnant, on peut repérer les indices de contamination. Plus cet indice est élevé et plus le point de prélèvement est contaminé et donc pollué [156].

L'indice de contamination est calculé selon l'équation suivante :

$$I.C = [Na^+] + [SO_4^{2-}] + [Cl^-] + [NO_3^-]$$

Le calcul de l'indice de contamination a été appliqué sur les 30 forages et durant les quatre (4) campagnes d'échantillonnage.

Tableau 4.26 : Classement des indices de contaminations [156].

Classe	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Na ⁺	<250	250-500	500-750	750-1000	>1000	-	-	-	-
SO ₄ ²⁻	<250	250-500	500-750	750-1000	>1000	-	-	-	-
Cl ⁻	<250	250-500	500-750	750-1000	>1000	-	-	-	-
NO ₃ ⁻	<15	15-25	25-35	35-45	45-55	55-65	65-75	75-85	85-95

Nous avons classé nos résultats comme suit :

Si I.C entre 4 et 7 : zone dite de faible vulnérabilité ;

Si I.C varie entre 8 et 11 : zone dite de moyenne vulnérabilité ;

Si I.C varie entre 12 et 19 : zone est de forte vulnérabilité.

Selon les résultats obtenus (Figure 4.57a), on peut diviser la région d'étude en deux zones distinctes selon l'indice de contamination calculé.

- Une zone de faible indice de contamination, qui caractérise la zone de la Mitidja Centre et Ouest, et dont l'indice de contamination ne dépasse pas 7,80. Ce qui signifie que cette zone est faiblement vulnérable à la pollution éventuelle.
- Une zone de moyenne indice de contamination, qui caractérise la région Est de la Mitidja.

La Figure 4.57b, nous a permis de constater que la période basses eaux 2015, est la plus touchée par la pollution, de faite que l'indice de contamination est de 9,533. Tandis que la période hautes eaux 2015 est la moins vulnérable à la pollution (IC=7,13).

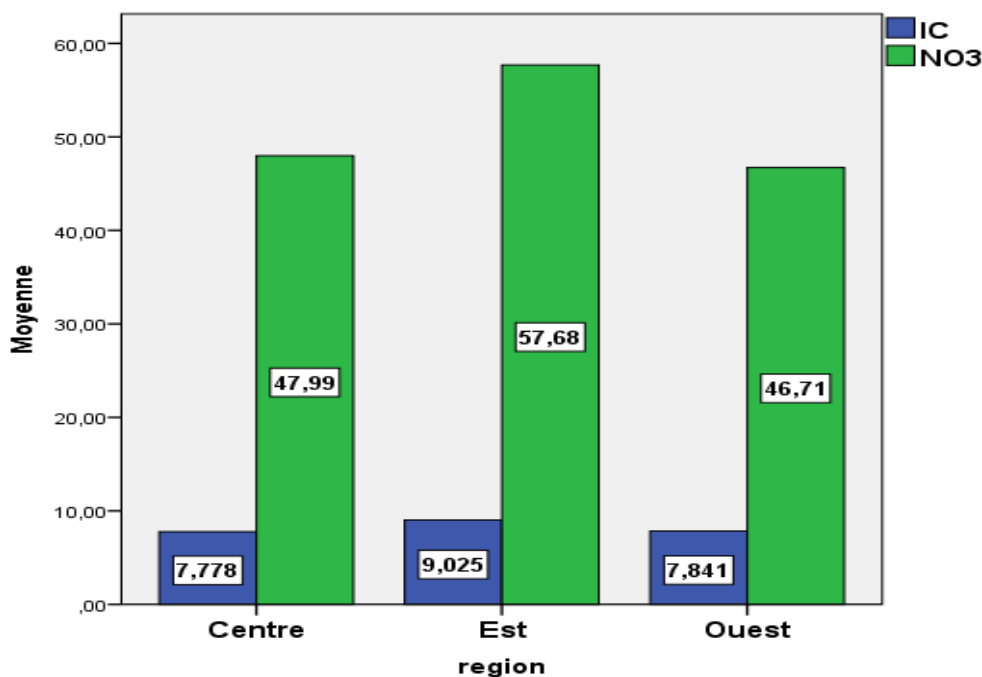


Figure 4.57a: Variation spatiale de l'indice de Contamination dans la nappe alluviale de la Mitidja

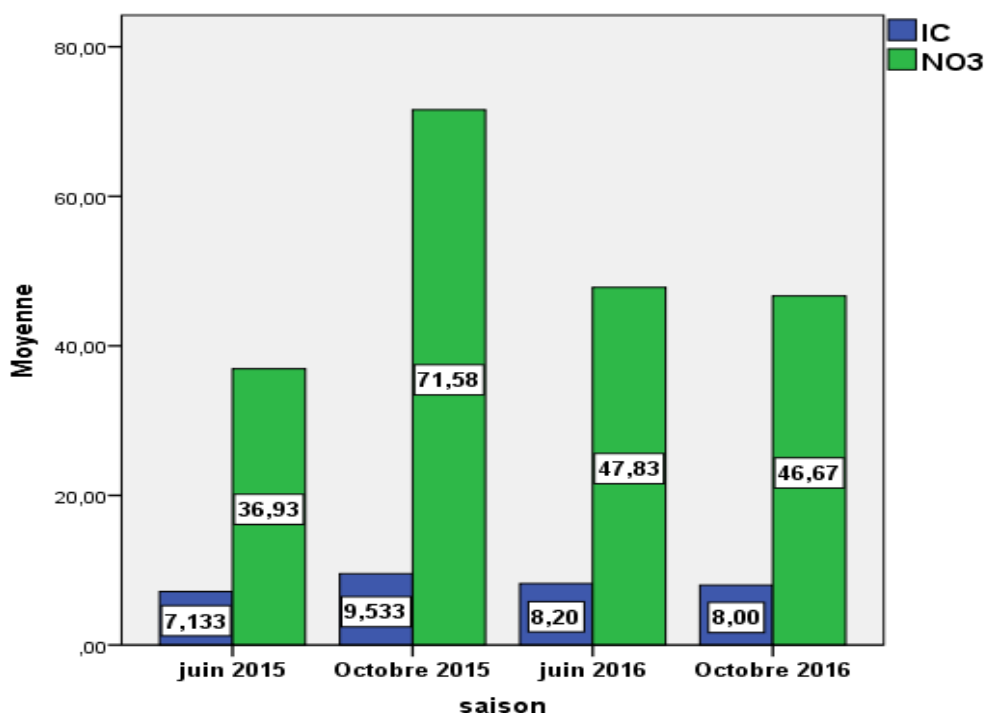


Figure 4.57b : Variation temporelle de l'indice de Contamination dans la nappe alluviale de la Mitidja

Sur la base de nos résultats, nous avons tracé quatre cartes de répartition des indices de contamination dans la région d'étude (figure 4.58 a-b-c-d). Chaque carte correspond à la période de prélèvement ce qui a permis de distinguer trois zones de vulnérabilité différentes :

Une zone de faible indice de contamination (4-7), qui caractérise la zone de la Mitidja centre. Cette zone est faiblement vulnérable à la pollution éventuelle.

Une zone de moyenne indice de contamination (7-11) qui caractérise la zone de la Mitidja Ouest, dans la partie centrale de la ville de Blida. Elle est donc moyennement vulnérable à la pollution ;

Une zone de fort indice de contamination (11-14), qui caractérise l'extrême Est de la plaine de Mitidja. Cela montre bien que cette partie de la plaine est plus exposée et plus vulnérable à la pollution. Elle nécessite donc des mesures de protections très rapides.

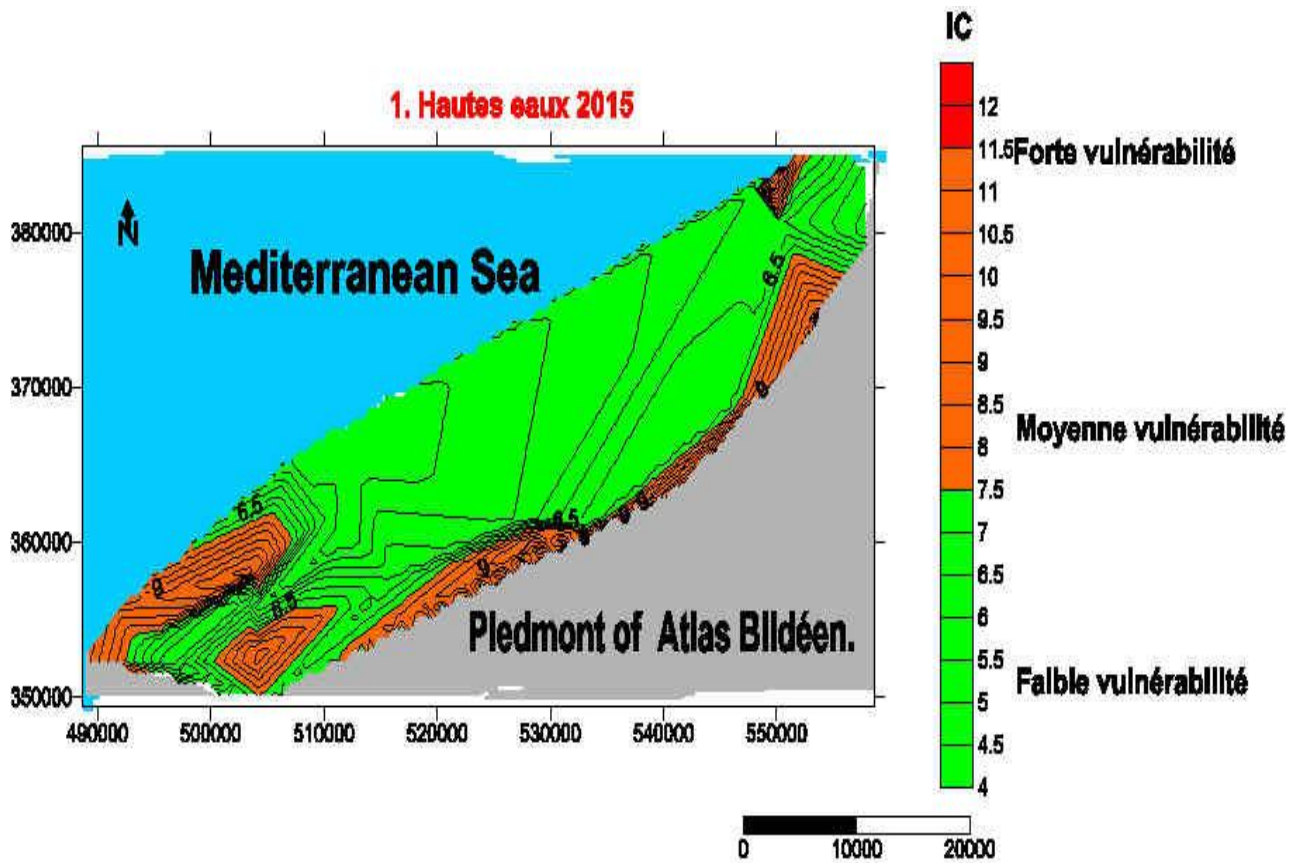


Figure 4.58a : Répartition spatiale de l'Indice de Contamination (Juin, 2015)

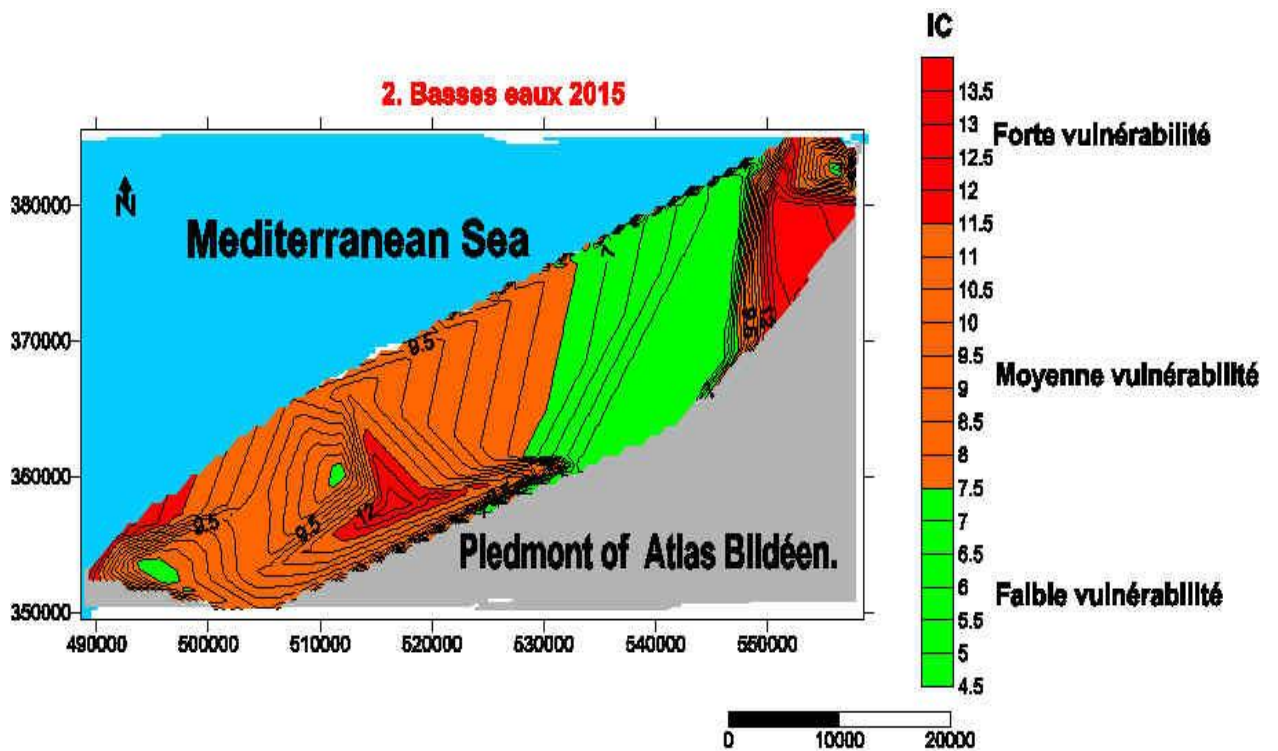


Figure 4.58b : Répartition spatiale de l'Indice de Contamination (Octobre, 2015)

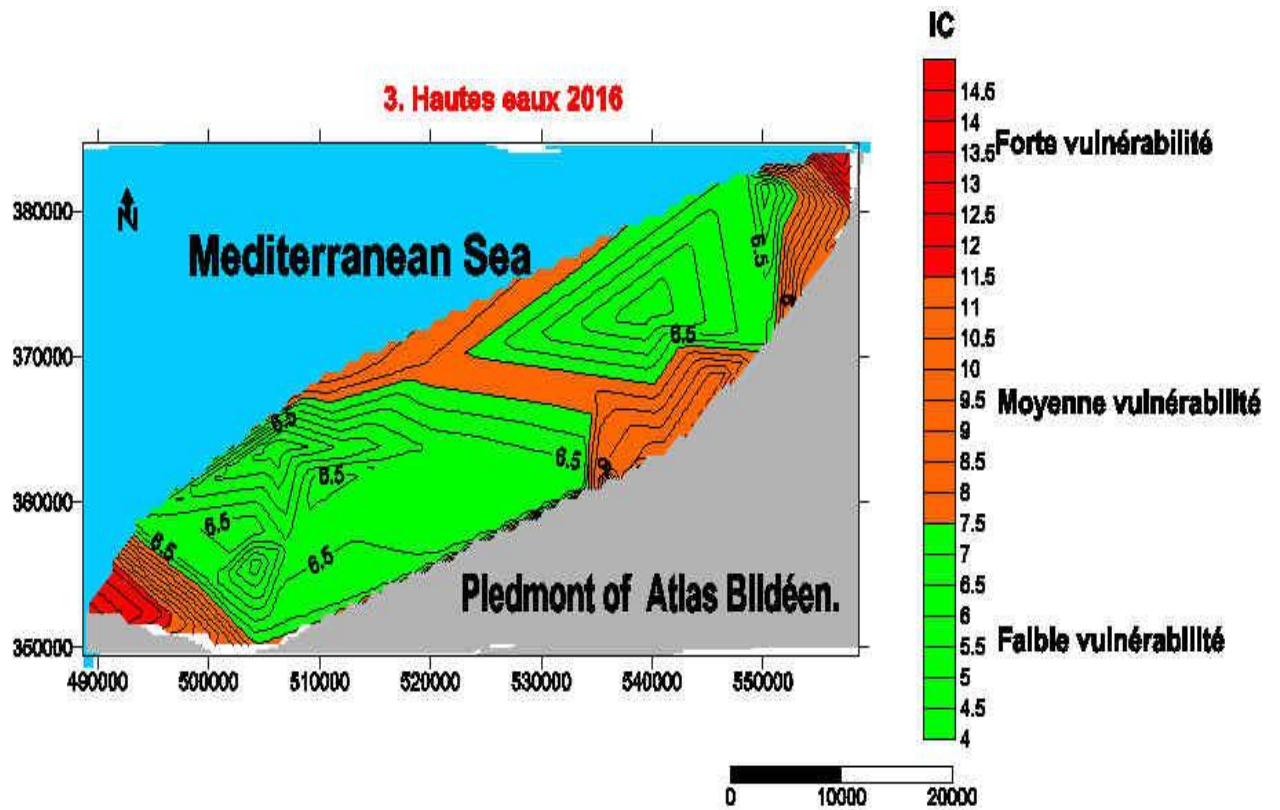


Figure 4.58c : Répartition spatiale de l'Indice de Contamination (Juin, 2016)

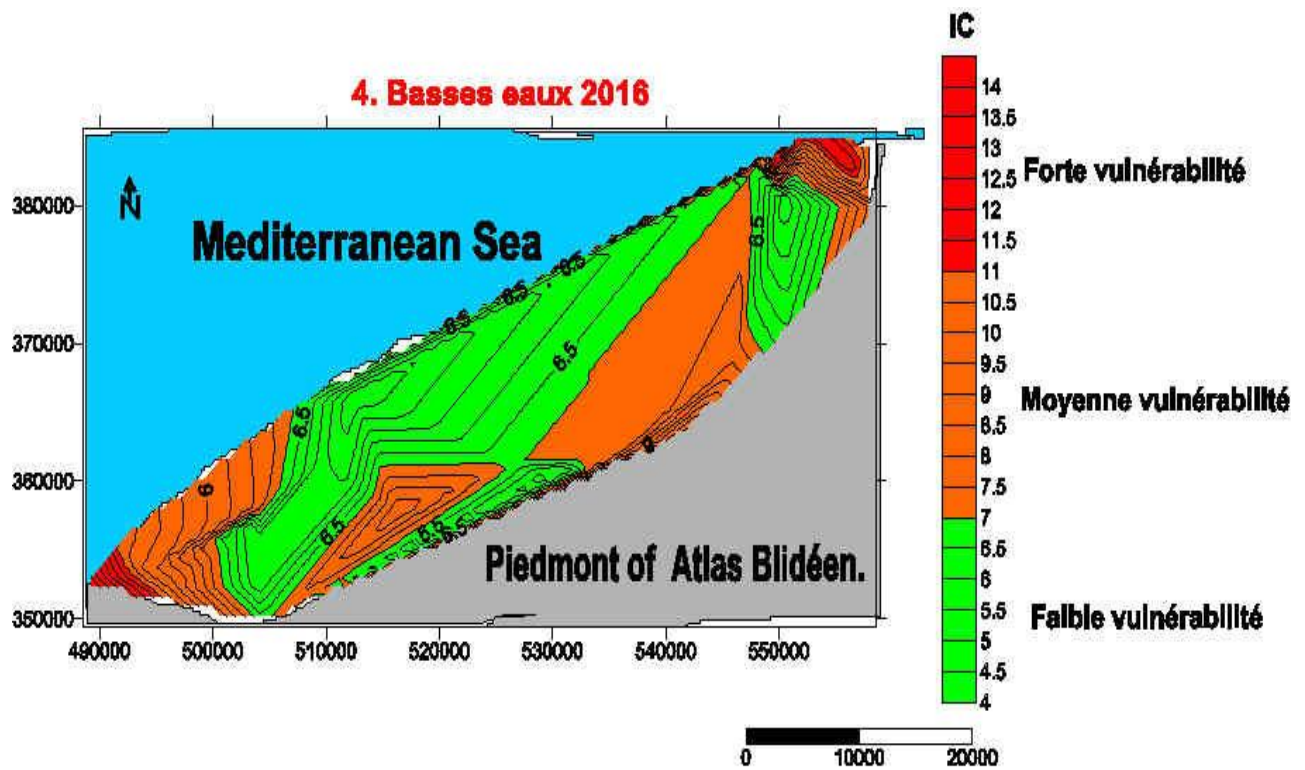


Figure 4.58d : Répartition spatiale de l'Indice de Contamination (Octobre, 2016)

CONCLUSION

Ce travail de recherche entre dans le cadre de l'évaluation de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux de la nappe alluviale de la Mitidja, dans le but de définir des sources de contamination, et leurs impacts sur l'environnement et la santé de la population. Au terme de cette étude, nous avons abouti aux conclusions suivantes :

Les profondeurs de la nappe de la Mitidja présentent généralement une stabilité ainsi qu'une amélioration durant ces trois dernières campagnes de mesure (de 2011 à 2013), en comparaison avec les années précédentes. La répartition spatiale des éléments chimiques a confirmé que l'origine de la minéralisation est fortement liée à la nature des terrains traversés par les eaux de la nappe de la Mitidja. En effet, les eaux de nappe évoluent d'un faciès bicarbonaté calcique, caractérisant les eaux provenant des bordures calcaires, vers un faciès chloruré calcique résultant de la dissolution des formations évaporitiques qui caractérise le Centre de la plaine et par un faciès bicarbonaté sodique salifère dans la partie Nord-Est de la région d'étude.

La dégradation de la qualité de la nappe s'exprime dans l'extrême Est de la nappe. Cela est dû à une minéralisation élevée supérieure à 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et à la présence de teneurs élevées en nitrates dépassant la norme de potabilité de l'OMS et du JORA fixée à 50 mg/l. Les régions Centre et Ouest de la nappe sont caractérisées par une bonne qualité chimique pour la consommation humaine avec un indice de qualité de l'eau qui ne dépasse pas 100.

La classification par les méthodes de Richards et Wilcox indique que les eaux de la majorité des forages sont bonnes et admissibles pour l'irrigation avec des valeurs de la conductivité électrique (CE) inférieures au seuil de 3 dS/m et celles du SAR qui restent inférieures à 5 méq/l.

Les eaux de la nappe alluviale de la Mitidja sont caractérisées par une contamination fécale et organique nulle, cela pourrait s'expliquer par le pouvoir auto-épuratoire efficace du système aquifère de la Mitidja.

L'étude de la vulnérabilité a montré que la nappe alluviale de la Mitidja est assez vulnérable à la pollution. Deux zones distinctes du point de vue de leur vulnérabilité à la pollution ont été délimitées : une zone de faible indice de contamination (4-7), qui caractérise la partie ouest et Centre de l'aquifère, une zone de moyenne indice de contamination (9-11), qui caractérise la partie Est de la région d'étude. Cela montre bien que cette partie de la plaine est plus exposée et plus vulnérable à la pollution.

RECOMMANDATIONS

La préservation quantitative des eaux souterraines de cette nappe est tributaire d'une gestion rationnelle de cette ressource, cette gestion est étroitement liée, aux moyens de contrôle à savoir :

- Contrôle mensuel des niveaux piézométriques au niveau des différents champs de captage ainsi que le nivellement des forages, ce qui nous permettra de mieux comprendre le comportement hydrodynamique régional de cette nappe, avec l'édition de cartes piézométriques plus représentatives.
- Procéder dans le plus bref délai à la réduction des prélèvements du champ de captage du Hamiz, pour permettre la reconstitution de la nappe et la préservation de ce champ.
- La mobilisation des eaux de surface, par la multiplication des retenues collinaires, au pied de l'Atlas Blidéen, sur les oueds Chiffa, El Harrach et Djemaa et de leurs affluents, ainsi qu'au recours aux apports d'eau, issus de nouveaux barrages situés en dehors de la zone de la Mitidja.
- La multiplication des bassins d'infiltration en vue de recharger artificiellement la nappe, en période des crues, du fait que, des volumes importants, d'eau superficielle se perdent vers la mer chaque année.
- La vulgarisation du système d'irrigation du type goutte à goutte, ce qui permettra une économie d'eau conséquente des ressources hydriques souterraines ;

Pour une gestion qualitative durable de cette nappe, nous recommandons de :

- Porter un regard particulier contre toute forme de pollution surtout dans la partie Est de la Mitidja présentant un degré de vulnérabilité plus élevé.

- Contrôler rigoureusement les rejets domestiques et industriels par la réalisation de stations d'épurations.
- Surveiller en permanence la qualité des eaux au niveau des oueds.
- Réétudier l'emplacement des décharges ménagères des agglomérations en les installant loin des zones vulnérables à la pollution, et ce pour éviter leurs effets sur la nappe alluviale de la Mitidja.
- Réglementer l'activité agricole aux abords immédiats des forages d'exploitation en délimitant des périmètres de protection.
- d'effectuer une étude approfondie à travers un suivi spatiotemporel, étalant sur des périodes d'investigation et d'exploitation diverses, qui va renseigner, non seulement, sur des informations sur l'origine et la qualité des eaux, mais aussi la vulnérabilité des aquifères de la Mitidja.

Enfin, l'un des défis concernant les résultats de la recherche scientifique est de les transmettre aux responsables des régions, des organismes de bassins versants afin qu'ils les prennent en compte dans la gestion et l'aménagement de leur territoire. Aussi, pour les nouvelles implantations des champs de captage, il ne faut pas prendre en compte seulement le rendement hydraulique, mais également celui des risques de l'infiltration de certains polluants chimiques qui entraînent une dégradation de la qualité des eaux.

APPENDICE A

DETAIL DES METHODES D'ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES

➤ Température et Potentiel d'hydrogène (pH)

La différence de potentiel existant entre une électrode de verre et une électrode de référence plongeant dans une même solution, est une fonction linéaire du pH de celle-ci. Le potentiel de l'électrode est lié à l'activité des ions H^+ .

La mesure de la température est faite à l'aide du même appareil que celui qui détermine le pH (pH mètre HACH sension3).

❖ Mode opératoire

- Prendre environ 100 ml d'eau à analyser.
- Mettre un agitateur avec une faible agitation.
- Tremper l'électrode dans le bêcher.
- Laisser stabiliser un moment avec une faible vitesse d'agitation.
- Puis noter le pH et la température.
- L'appareil donne la valeur de la température en degré Celsius ($^{\circ}C$) ainsi que la valeur du pH de l'eau analysée.

➤ Conductivité électrique (CE) et taux de sels dissous (TDS)

Mesure de la conductance électrique d'une colonne d'eau délimitée par deux électrodes de platine(Pt) (ou couvertes de noir de platine) maintenues parallèles. La mesure du TDS est faite à l'aide du même appareil que celui qui détermine la conductivité électrique (conductimètre HACH Sension 3).

❖ Mode opératoire

- Opérer avec une verrerie rigoureusement propre et rincée avec de l'eau distillée avant usage.
- Rincer plusieurs fois la cellule à conductivité, d'abord avec l'eau distillée puis en la plongeant dans un récipient contenant de l'eau à examiner puis faire la mesure dans un deuxième récipient en prenant soin que les électrodes de platine soient complètement immergées.
- Agiter le liquide (barreau magnétique) afin que la concentration ionique entre les électrodes soit identique à celle du liquide ambiant. Cette agitation permet aussi d'éliminer les bulles d'air sur les électrodes.
- L'appareil donne la valeur de la CE en $\mu S/cm$ et la valeur des TDS en mg/l .

➤ oxygène dissous

❖ Principe

Immersion d'une sonde, constitué d'une cellule fermée par une membrane sélective et contenant l'électrolyte et deux électrodes métalliques, dans l'eau à analyser.

❖ Appareillage

Appareil de mesure multi paramètre sension 156 HACH doté d'une électrode spécifique.

❖ Mode opératoire

- Calibration de l'électrode de l'oxygène à une sensibilité de 30 à 50 mn qui permet à l'électrode de se polariser et à la mesure de se stabiliser. La calibration doit être réalisée dans l'air saturé en eau.
 - Fixer le réservoir de calibration et de stockage sur le câble de l'électrode.
 - Presser le réservoir de calibration et de stockage plusieurs fois sous l'eau afin qu'un peu d'eau reste à la base du récipient.
 - Placer le récipient dans le réservoir de calibration et de stockage, la tête ne doit pas être immergée dans l'eau.
 - Appeler le mode oxygène en pressant sur la touche DO. Presser sur la touche CAL.
 - L'écran affiche 100 % .Confirmer la valeur en appuyant sur la touche Enter .La calibration est achevée lorsque le message stabilizing disparaît de l'écran
 - Une fois l'électrode soigneusement stabilisée et calibrée .Placer l'électrode dans l'échantillon. La sonde de la température doit être émergée.
 - Agiter correctement l'échantillon afin de retirer toute bulle d'air de la membrane.
 - Le résultat de mesure s'affiche lorsque la valeur de mesure est stabilisée.
 - Le résultat est donné en concentration (milligramme d'oxygène par litre) ou en taux de saturation (% d'oxygène dissous).
-
- Demande Biochimique en Oxygène après 5 jours (DBO₅)

❖ Objet

Ce protocole opératoire a pour objet de décrire la mesure de la demande biochimique en oxygène après 5 jours DBO₅ dans les eaux pour des échantillons non dilués par le robot SP50 SKALAR, couplé à un oxymètre selon la norme ISO 5815-2.

❖ Mode opératoire

- Utiliser des flacons pour l'analyse de la DBO ont une contenance de 292 ml et sont spécifiques au robot SP50 SKALAR.
- Lancer le logiciel, cliquer sur l'icône « Skalar Robotics 1,5 Release » , le logiciel s'ouvrira alors appuyer ensuite sur CTRL+F12 afin de pouvoir programmer une séquence d'analyse :
 - Cliquer sur NEW , puis donner un nom de votre séquence d'analyse et choisir l'analyse DBO en cliquant dessus
 - Faire glisser les plateaux d'analyses et ne laisser les lignes de programmation actives qu'en fonction du nombre d'échantillons à analyser.
 - Ecrire le nom des échantillons.
- ✓ Allumer le robot de l'oxymètre , ce dernier doit être étalonné ,attendre que l'automate place dans la position de référence et lancer l'analyse à partir du logiciel en appuyant sur « start » , la mesure de l'oxygène dissous se fait par une électrode couplés à un oxymètre de marque HACH HQ40D .
- ✓ Quand le robot termine la séquence d'analyse, un message apparaîtra nous indiquant la fin de cette dernière. Boucher les flacons et les mettre à incubation pendant 5 jours à 20°C.
- ✓ Après 5 jours ,un nouveau message apparaîtra nous indiquant la fin de la période d'incubation , retirer les flacons de l'incubateur et enlever les bouchons et les mettre sur le robot

- ✓ Allumer le SP50 ainsi que l'oxymètre et appuyer sur « Ok » afin que la lecture commence ; l'automate refera une deuxième lecture de tous les échantillons un à un.

❖ Expression des Résultats

Calculer la DBO après 5 jours (DBO5) , exprimée en milligrammes d'oxygène par litre , en utilisant l'équation :

$$DBO = (p1 - p2)$$

P1 : la concentration en oxygène dissous de l'échantillon d'essai au température zéro, en milligramme par litre.

P2 : la concentration en oxygène dissous de l'échantillon d'essai après 5 jours en milligramme par litre.

➤ Demande Chimique en Oxygène (DCO)

❖ Objet

Ce mode opératoire décrit une méthode de détermination de la DCO selon la norme ISO 6060. Le port de la blouse, de gants et de lunette de protection est indispensable durant toute la manipulation.

❖ Appareillage

DCO mètre : appareil à reflux continu avec ses accessoires (réfrigérants, tubes....).

❖ Mode opératoire

- Transférer 10 ml de l'échantillon dans le tube de l'appareil à reflux.
- Ajouter 5 ml de la solution de dichromate de potassium, puis lentement et avec précaution, 15 ml d'acide sulfurique-sulfate d'argent en agitant soigneusement le contenu. Relier le réfrigérant aux tubes de l'appareil à reflux pendant 2h00.
- A noter qu'en parallèle, effectuer les deux essais suivants : Essai à blanc, avec ébullition : Effectuer le même protocole, mais en remplaçant l'échantillon de 10 ml par de l'eau purifiée et essai à blanc, sans ébullition, (dans le cas d'échantillons à diluer).
- Effectuer le même protocole (la prise d'essai ainsi que le rajout de réactif) mais ne pas la porter à ébullition. Cet essai nous permet de contrôler la qualité de l'eau purifiée utilisée ce qui est très important pour la fidélité des résultats.
- Relever alors les volumes de sulfate de fer (II) et d'ammonium pour les deux blanc (avec et sans dilution) : une différence de plus de 0.5ml indique une médiocrité de l'eau purifiée utilisée. Pour des concentrations en DCO < 100 mg d'O2/L, la différence ne doit pas dépasser 0.2 ml.
- Rincer le réfrigérant avec un petit volume d'eau purifiée. L'enlever puis transvaser le contenu dans des Erlen de capacité de 100 ml, et compléter avec de l'eau purifiée à environ 75 ml. Titrer l'excès de dichromate de ce contenu avec le sulfate de fer II et d'ammonium $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$.

❖ Expression des Résultats

La DCO se calcule (en mg/L) de la manière suivante :

$$DCO = \frac{8000 \times C \times (V_2 - V_1)}{V_0}$$

C : Concentration de sulfate de fer II et d'ammonium exprimé en mole/l (environ 0,12 moles/l).

V_0 : Volume en millilitres de prise d'essai, avant dilution éventuelle.

V_2 : Volume en millilitres de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisé pour d'essai à blanc.

V_1 : Volume en millilitres de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisé pour la détermination de l'échantillon.

8000 : $\frac{1}{2}$ masse molaire de l'oxygène par litre.

Les résultats donnés en milligramme d'oxygène le plus proche.

➤ Azote ammoniacal (NH_4^+)

Mesure spectrométrique (Spectrophotomètre UV / Visible HACH Odyssey DR 2500) à environ 655 nm du composé bleu formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et hypochlorite en présence de nitroprussiate de sodium.

❖ Mode opératoire

- Prendre 40 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 2 ml du réactif I.
- Ajouter 2 ml du réactif II et ajuster à 50 ml avec l'eau distillée et attendre 1h 30. L'apparition de la coloration verdâtre indique la présence de NH_4^+ .
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/ Visible à une longueur d'onde de 655 nm. Le résultat est donné directement en mg/l.

➤ Nitrites (NO_2^-)

Les nitrites réagissent avec le Sulfanilamide pour former un composé diazoïque qui, après copulation avec le N1-Naphtyl éthylène diamine donne naissance à une coloration rose mesurée au spectrophotomètre UV/Visible à 543 nm (HACH Odyssey DR 2500).

❖ Mode opératoire

- Prendre 50 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 1 ml du réactif mixte (Sulfanilamide + N-1-Naphtyl éthylène diamine).
- Attendre une minute : l'apparition de la coloration rose indique la présence des NO_2^- .
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/Visible à une longueur d'onde de 543 nm. Le résultat est donné directement en mg/l.

➤ Nitrates (NO_3^-)

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique.

❖ Mode opératoire

- Prendre 10 ml de l'échantillon à analyser.
- Ajouter 2 à 3 gouttes de NaOH à 30%.
- Ajouter 1 ml de salicylate de sodium à 0,5%.
- Evaporer à sec à l'étuve (75 – 88 °C), puis laisser refroidir.
- Reprendre le résidu avec 2 ml d'H₂SO₄ et laisser reposer 10 min.
- Ajouter 15 ml d'eau distillée, puis 15 ml de tartrate double de sodium et de potassium : l'apparition de la coloration jaune indique la présence des nitrates.
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/Visible (HACH Odyssey DR 2500) à une longueur d'onde de 415 nm. Le résultat est donné directement en mg/l à une longueur d'onde de 415 nm.

➤ Orthophosphates (PO₄³⁻)

Formation en milieu acide d'un complexe avec le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium. Réduction par l'acide ascorbique en un complexe coloré en bleu qui présente deux valeurs maximales d'absorption l'une vers 700 nm, l'autre plus importante à 880 nm.

❖ Mode opératoire

- Prendre 40 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 1 ml d'acide ascorbique.
- Ajouter 2 ml du réactif mixte.
- Attendre 10 min et le développement de la couleur bleue indique la présence des ions phosphates.
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/Visible (HACH Odyssey DR 2500) à une longueur d'onde de **880 nm**. Le résultat est donné directement en mg/l.

➤ Sulfates (SO₄²⁻)

Les ions sulfates sont précipités et passent à l'état de sulfate de baryum en présence de chlorure de Baryum BaCl₂.



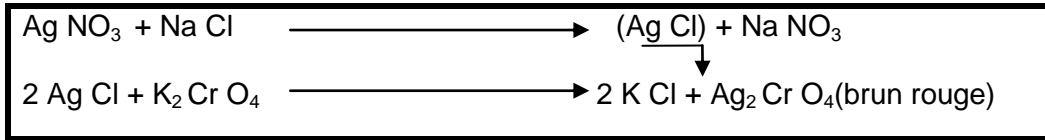
❖ Mode opératoire

- Prendre 20 ml d'eau à analyser puis compléter à 100 ml d'eau distillée.
- Ajouter 5 ml de solution stabilisante.
- Ajouter 2 ml de chlorure de baryum.
- Agiter énergiquement pendant une minute.
- Effectuer la lecture à l'aide d'un spectrophotomètre UV/Visible (HACH Odyssey DR 2500) à une longueur d'onde de 420 nm.

mg/l SO₄²⁻ = la valeur lue sur le spectrophotomètre x 5 (facteur de dilution).

➤ Chlorures (Cl⁻)

Réaction des ions chlorures avec des ions argent pour former du chlorure d'argent insoluble qui est précipité quantitativement. Addition d'un petit excès d'ions argent et formation du chromate d'argent brun-rouge avec des ions chromates qui ont été ajoutés comme indicateur. Cette réaction est utilisée pour l'indication du virage. Durant le titrage, le pH est maintenu entre 5 et 9,5 afin de permettre la précipitation.



❖ Mode opératoire

- Prendre 5 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 2 gouttes de chromate de potassium K_2CrO_4 (coloration jaunâtre).
- Titrer avec le nitrate d'argent Ag NO_3 à 0,01 N jusqu'à coloration brun rougeâtre.

❖ Expression des résultats

$$Cl = V \times 71$$

Cl : Concentration en chlorure (mg /l).
F : Facteur de correction du titre d'Ag NO₃.
V : Volume d'Ag NO₃ nécessaire pour le titrage de l'échantillon (ml).
N : Normalité d'Ag NO₃.
M : Masse molaire des chlorures (g/M).
PE : Prise d'essai (ml).

➤ Bicarbonates (HCO_3^-)

Détermination des volumes successifs d'acide fort en solution diluée nécessaire pour neutraliser, aux niveaux de PH = 8.3 et 4.3, le volume d'eau à analyser. Le titre alcalimétrique complet (TAC) correspond à la teneur de l'eau en alcalins libres, carbonates et bicarbonates..

❖ Mode opératoire

- Prendre 100 ml d'eau à analyser.
- Noter son pH puis titrer avec HCl à 0,1 N jusqu'à obtention d'un PH de 4,3.

❖ Expression des résultats

	$Cl = \frac{F \times V \times N \times M}{PE} = \frac{V \times 0,01 \times 1000}{5}$	$\text{HCO}_3^- = \frac{V_A \times X}{1000}$
$\frac{N_A \times M \times}{0,1 \times 61 \times 1000}$	PE	$= \frac{V_A \times X}{1000}$
	100	

$$HCO_3^- = V_A \times 61$$

HCO_3^- : Concentration en bicarbonates (mg/l).

V_A : Volume d'acide (HCl) utilisé pour le titrage de l'échantillon (ml).

N_A : Normalité d'acide (HCl) versé.

M : Masse molaire des bicarbonates (HCO_3^-) (g/M).

PE : Prise d'essai (ml).

Titre alcalimétrique complet :

$$TAC (^\circ F) = V \times 5$$

➤ Calcium (Ca^{2+}) et Magnésium (Mg^{2+})

Titrage molaire des ions calcium et magnésium avec une solution de sel disodique de l'acide éthylène-diamine-titra-acétique (EDTA) à pH = 10. Le noir eriochrome et le Murexide sont utilisés comme indicateur.

❖ Mode opératoire

▪ Calcium (Ca^{2+})

- Prendre 50 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 2 ml de NaOH à 2 N.
- Ajouter quelques mg de l'indicateur coloré Murexide, puis titrer avec l'EDTA jusqu'au virage (violet).

❖ Expression des résultats

$$Ca^{2+} = \frac{V_1 \times C_{EDTA} \times F \times M_{Ca^{2+}}}{PE} \times 1000$$

$$Ca^{2+} = V_1 \times 8 \times 5 \times F$$

Ca^{2+} : Concentration de calcium (mg/l).

V_1 : Volume d'EDTA nécessaire pour une concentration donnée.

C_{EDTA} : Concentration molaire d'EDTA (0,01 M/l).

$M_{Ca^{2+}}$: Masse molaire du calcium (g/M).

F : Facteur de dilution.

PE : Prise d'essai (ml).

▪ Magnésium (Mg^{2+})

- Prendre 50 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 2 ml de $NH_4 OH$ (pH = 10,1).
- Ajouter quelques mg de l'indicateur coloré noir eriochrome, puis titrer avec l'EDTA jusqu'au virage (bleu).

❖ Expression des résultats

$$Mg^{2+} = \frac{(V_2 - V_1) \times C_{EDTA} \times M_{Mg^{2+}} \times 1000 \times F}{PE}$$

$$Mg^{2+} = (V_2 - V_1) \times 4,8 \times 5 \times F$$

Mg^{2+} : Concentration en Magnésium (mg/l).

V_2 : Volume total d'EDTA.

V_1 : Volume d'EDTA nécessaire pour une concentration donnée (V_1 nécessaire pour la mesure de la concentration en Ca^{2+}).

C_{EDTA} : Concentration molaire d'EDTA (0,01 M/l).

$M_{Mg^{2+}}$: Masse molaire du Magnésium (g/M).

F : Facteur de dilution.

PE : Prise d'essai (ml).

La dureté de l'eau correspond à la teneur en calcium et magnésium :

$$TH^{\circ} ({}^{\circ}F) = V_2 \times 2 \times 5$$

❖ Dosage de sodium et potassium par spectrophotométrie d'émission à flamme

Lorsque les atomes d'un élément sont excités par une flamme, ils émettent des photons de longueur d'onde déterminée dont la densité peut être mesurée par spectrophotométrie.

❖ Mode opératoire

- Dissoudre 2,542 g de NaCl dans un litre d'eau distillée pour la préparation de la solution mère du Na^+ .
- Dissoudre 1,907 g de KCl dans un litre d'eau distillée pour la préparation de la solution mère du K^+ .
- La préparation de la gamme étalon se fait comme suit :
 - ✚ Dans une fiole de 100 ml, mettre successivement à partir de la solution mère Na^+ : 0.6 ml, 1.2 ml, 1.8 ml, 2.4 ml, 3.0 ml.
 - ✚ Dans la même fiole, ajouter successivement à partir de la solution mère du K^+ : 0.25 ml, 0.5ml, 1 ml, 2ml, 4ml.
 - ✚ Compléter avec de l'eau distillée.
 - ✚ Analyser les gammes d'étalon et l'échantillon.
 - ✚ La lecture se fait à la longueur d'onde de 580 nm pour le Na^+ et 776 nm pour le K^+ .
 - ✚ Les résultats sont obtenus directement en mg/l à l'aide du logiciel d'analyse.

APPENDICE B

RESULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES

Tableau 1 : Résultats des analyses physico-chimiques

Forage	saison	T° (°C)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PH	CE (µs/cm)	TH (°F)	TAC (°F)
F1C	j2016	23.00	119	49	33	3	50	147	458	40,6	7,8	1153	50	38
F2O	j2016	21.00	128	79	91	3	169	338	366	20	7,3	1774	65	30
F3C	j2016	21.00	47	31	25	2	44	36	244	18,8	7,8	644	24	20
F4C	j2016	24.00	68	27	79	2	39	18	458	27,6	8	793	28	38
F5O	j2016	24.00	268	199	157	3	798	229	412	58,5	7,7	3510	150	34
F6O	j2016	24.00	179	77	193	3	358	103	458	121,8	7,4	2910	77	38
F7O	j2016	21.50	149	94	109	4	199	485	305	79,9	7,8	2170	77	25
F8O	j2016	21.80	66	33	18	2	30	54	305	27,1	7,8	717	30	25
F9O	j2016	26.00	115	49	44	3	76	150	336	31	7,7	1210	49	28
F10O	j2016	24.00	96	47	25	2	43	116	397	14,1	7,8	949	44	33
F11C	j2016	27.00	64	38	28	3	89	39	244	11,6	7,8	750	32	20
F12O	j2016	25.50	85	63	50	2	77	121	458	35,6	7,6	1200	47	38
F13O	j2016	25.80	77	96	43	2	89	184	381	52,8	7,7	1351	59	31
F14O	j2016	25.90	66	33	28	2	39	36	320	36,2	7,7	825	30	26
F15O	j2016	25.00	77	46	18	2	55	43	320	34,3	7,9	850	38	26
F16C	j2016	24.00	123	161	89	3	118	625	397	44	7,8	2400	98	33
F17E	j2016	23.50	200	50	45	3	48	274	458	32	7,8	1500	71	38
F18E	j2016	26.00	191	123	70	2	169	357	488	70	7,5	2500	99	40
F19C	j2016	27.00	217	83	102	2	217	255	549	41	7,3	2300	89	45
F20E	j2016	27.00	226	42	79	2	148	235	397	70	7,5	1800	74	33
F21E	j2016	27.50	126	39	87	2	142	211	244	21	7,8	1273	48	20
F22C	j2016	29.00	165	60	66	2	204	234	244	33	7,6	1800	66	20
F23C	j2016	24.00	133	37	10	2	41	157	244	59	7,5	1000	48	20
F24E	j2016	26.00	130	70	72	2	133	247	320	69	7,8	1500	62	26
F25C	j2016	26.00	152	44	49	2	128	214	305	52	7,6	1500	57	25
F26E	j2016	26.50	186	87	120	9	300	164	488	33	7,6	2000	82	40
F27E	j2016	28.00	148	69	139	2	213	290	397	79	7,9	2000	66	33
F28E	j2016	24.00	85	48	48	2	99	141	275	18	8,2	948	41	23
F29E	j2016	25.00	190	134	140	2	430	410	397	100	7,7	2800	103	33
F30E	j2016	24.00	128	72	129	3	265	210	366	104	8,2	1845	62	30
F1C	j2015	26.00	103	27	23	2	68	131	244	21	7,7	1002	37	20
F2O	j2015	24.00	103	26	36	3	76	136	265	0	7,1	1076	37	22
F3C	j2015	26.50	83	6	22	2	44	30	244	21	7,1	724	23	20
F4C	j2015	27.00	85	2	30	3	42	54	229	21	7,3	761	22	19
F5O	j2015	25.80	254	72	94	3	193	405	549	5	8	2200	94	45
F6O	j2015	24.50	94	28	72	3	117	122	259	0	7,8	1220	35	21
F7O	j2015	27.00	95	6	22	2	33	81	229	23	7,8	740	26	19

F80	j2015	25.90	144	26	38	2	69	100	427	0	7,7	1200	47	35
F90	j2015	27.00	70	35	33	3	73	84	275	0	8,2	960	32	23
F100	j2015	25.50	22	9	51	3	85	2	107	22	8,3	520	9	9
F11C	j2015	27.60	79	10	19	7	32	50	244	27	7,8	710	24	20
F120	j2015	27.50	181	57	95	3	226	281	336	65	7,8	1980	69	28
F130	j2015	27.00	126	19	28	2	47	65	381	17	7,9	1060	39	31
F140	j2015	27.00	110	15	33	2	49	52	366	37	7,9	920	34	30
F150	j2015	26.50	143	25	35	3	67	123	336	59	8	1210	46	28
F16C	j2015	26.40	190	34	46	3	81	113	458	76	7,6	1470	62	38
F17E	j2015	24.00	214	64	144	3	299	359	458	17	7,8	2600	80	38
F18E	j2015	25.00	182	73	82	4	166	424	366	65	7,7	2080	76	30
F19C	j2015	25.00	216	66	117	3	257	318	488	0	7,7	2300	82	40
F20E	j2015	23.80	188	60	105	3	237	295	317	58	7,5	2280	72	26
F21E	j2015	23.90	161	47	85	3	185	141	293	80	7,2	1862	60	24
F22C	j2015	23.70	136	34	37	2	78	197	345	32	7,4	1277	48	28
F23C	j2015	24.00	110	15	28	2	51	49	320	54	8	1006	34	26
F24E	j2015	25.00	145	22	39	2	74	141	351	46	7,7	1266	45	29
F25C	j2015	25.50	193	37	81	2	193	180	275	93	7,5	1956	64	23
F26E	j2015	25.60	155	13	108	2	137	157	397	71	7,5	1763	44	33
F27E	j2015	27.00	175	43	81	2	122	233	427	49	7,8	1797	62	35
F28E	j2015	26.50	212	41	145	8	312	122	549	36	7,4	2480	70	45
F29E	j2015	26.70	135	27	79	2	124	160	275	24	7,7	1575	45	23
F30E	j2015	24.00	203	38	148	3	276	204	412	89	7,5	2200	67	34
F1C	O2015	24.00	134	113	82	3	180	274	268	20	7,23	1455	81	11
F20	O2015	27.00	145	132	35	3	113	125	390	146	6,64	1375	91	16
F3C	O2015	25.00	197	207	45	3	213	133	493	146	6,64	1968	136	20
F4C	O2015	24.50	133	114	66	3	182	109	335	70	7,02	1875	81	14
F50	O2015	25.80	150	142	59	3	143	228	372	69	6,74	1516	97	15
F60	O2015	26.00	124	110	87	3	150	248	315	38	6,64	1458	77	13
F70	O2015	21.00	145	131	91	3	178	263	348	44	6,55	1620	91	14
F80	O2015	23.00	143	118	40	4	65	207	235	66	7,24	1044	89	10
F90	O2015	26.00	162	129	47	3	94	177	298	82	7,18	1134	91	12
F100	O2015	26.00	131	102	21	3	55	153	323	51	7,24	938	89	13
F11C	O2015	24.00	161	117	14	3	180	107	318	98	6,5	1124	89	13
F120	O2015	28.00	158	124	17	3	113	193	284	103	6,58	1132	91	12
F130	O2015	26.80	153	123	23	3	213	220	292	41	6,6	1163	89	12
F140	O2015	27.00	154	132	27	3	64	217	418	39	7,01	1136	93	16
F150	O2015	25.00	176	143	15	3	77	189	810	137	7,11	1285	104	33
F16C	O2015	25.00	150	123	24	3	120	115	379	66	7,15	1265	89	16
F17E	O2015	25.00	140	101	18	8	121	77	349	55	7,16	1145	77	14
F18E	O2015	24.00	88	73	20	3	55	137	230	72	7,55	761	53	9
F19C	O2015	24.00	186	178	35	3	127	282	311	137	7,01	1613	120	13
F20E	O2015	22.00	184	177	66	4	172	250	442	137	7,04	1873	120	13

F21E	O2015	23.00	196	366	55	3	175	293	366	112	6,87	1804	125	15
F22C	O2015	24.00	233	73	40	2	220	193	398	23,05	7,12	1616	84	11
F23C	O2015	24.00	146	46	433	3	213	174	407	16,3	7,18	1384	53	16
F24E	O2015	24.00	141	52	16	3	235	58	428	26,8	7,23	1297	56	20
F25C	O2015	24.00	118	47	91	3	104	62	441	24,71	7,22	1177	50	14
F26E	O2015	24.00	108	49	79	2	216	104	333	88,23	7,9	1383	46	13
F27E	O2015	24.00	114	49	157	3	214	86	311	56,66	7,5	1476	47	14
F28E	O2015	24.00	196	71	103	4	262	78	375	79,83	7,3	1653	63	12
F29E	O2015	24.00	140	40	18	2	166	81	355	74,16	7,43	1174	51	13
F30E	O2015	24.00	75	44	45	2	59	41	325	28,6	7,2	826	45	12
F1C	O2016	25.00	77	118	102	1	249	176	275	95	7,8	1971	68	23
F2O	O2016	25.50	54	78	122	1	118	194	305	63	7,8	1682	46	25
F3C	O2016	25.00	65	111	160	3	283	234	305	65	7,8	2210	63	25
F4C	O2016	24.00	67	33	39	1	61	85	259	22	8,3	821	31	21
F5O	O2016	26.00	56	33	40	1	62	76	229	19	8,2	830	28	19
F6O	O2016	27.20	20	41	34	1	43	2	244	20	8,2	569	22	20
F7O	O2016	24.90	44	27	60	1	78	60	214	23	8,3	857	22	18
F8O	O2016	23.00	27	31	76	1	106	24	214	39	7,9	974	19	18
F9O	O2016	27.20	7	9	79	1	86	6	137	1	8	421	6	11
F10O	O2016	27.00	67	53	87	1	91	155	366	40	8,2	1329	39	30
F11C	O2016	27.00	24	39	28	1	46	13	214	56	8,2	620	22	18
F12O	O2016	24.00	62	69	262	2	248	379	351	98	8,3	2210	44	29
F13O	O2016	25.00	178	67	115	5	157	441	366	59	8,3	1985	72	30
F14O	O2016	25.00	49	37	241	4	218	309	259	60	8,3	1900	28	21
F15O	O2016	25.20	22	67	150	3	239	145	214	78	8,2	1585	33	18
F16C	O2016	26.00	78	7	52	1	66	1	214	55	8,2	720	22	18
F17E	O2016	24.00	38	31	69	1	78	79	214	42	8,3	1035	22	18
F18E	O2016	26.00	80	19	56	1	68	118	244	21	8,3	889	28	20
F19C	O2016	26.00	7	11	75	7	54	8	183	2	8	530	6	15
F20E	O2016	27.00	168	13	77	2	47	242	427	26	8,3	1275	47	35
F21E	O2016	26.00	131	61	144	3	104	248	458	44	7,8	1580	58	38
F22C	O2016	25.00	223	23	228	13	302	166	534	27	8,1	2230	65	44
F23C	O2016	24.70	147	19	126	1	119	150	366	54	7,9	1472	45	30
F24E	O2016	27.00	107	24	38	1	39	145	214	45	7,8	824	37	18
F25C	O2016	24.90	137	13	133	2	113	213	336	78	7,8	1450	39	28
F26E	O2016	25.00	118	43	158	2	212	230	275	25	8,1	1588	47	23
F27E	O2016	25.80	101	28	81	2	94	135	244	33	7,8	980	37	20
F28E	O2016	27.00	223	38	130	3	297	206	259	79	8,2	1983	72	21
+F29E	O2016	26.00	168	3	123	1	134	187	244	74	7,9	1312	43	20
F30E	O2016	26.50	337	51	262	4	670	272	290	57	7,8	3245	105	24

APPENDICE C
RESULTATS DES ANALYSES BACTERIOLOGIQUES

Tableau 2 : Résultats des analyses bactériologiques

Forage	CT	CF	SF	ASR	CT	CF	SF	ASR	CT	CF	SF	ASR3
	Campagne Juin 2015				Campagne Octobre 2015				Campagne Mai 2017			
F1C	37	2	25	0	14	12	5	1	9	4	18	0
F2O	120	14	3	0	28	4	2	0	9	4	0	0
F3C	40	5	6	0	100	8	4	3	0	0	0	0
F4C	89	25	14	2	95	30	7	1	0	0	0	0
F5O	74	23	5	0	36	14	8	3	0	0	0	0
F6O	12	1	0	0	74	6	1	0	3	2	1	0
F7O	20	3	2	0	27	2	0	0	9	5	9	0
F8O	29	3	3	1	12	3	1	0	0	0	0	0
F9O	84	17	21	0	78	23	0	0	0	0	0	0
F10O	39	21	8	0	8	2	0	0	0	0	0	0
F11C	75	25	17	2	45	12	1	0	0	0	0	0
F12O	170	36	9	5	58	36	10	4	0	0	0	0
F13O	14	4	0	0	75	8	0	0	0	0	0	0
F14O	198	63	28	8	358	114	13	5	2	0	0	0
F15O	286	46	36	10	251	105	23	3	0	0	0	0
F16C	245	71	45	3	136	62	7	2	0	0	0	1
F17E	65	9	2	2	56	17	5	2	0	0	0	1
F18E	14	3	0	0	13	1	0	0	-	-	-	-
F19C	8	1	0	0	98	46	0	0	-	-	-	-
F20E	63	11	3	0	28	6	2	0	-	-	-	-
F21E	85	14	6	1	57	11	8	0	-	-	-	-
F22C	74	23	10	4	39	7	0	2	-	-	-	-
F23C	5	0	0	0	7	1	0	0	-	-	-	-
F24E	10	2	0	0	23	14	0	1	-	-	-	-
F25C	48	0	0	0	56	31	0	0	-	-	-	-
F26E	13	3	1	0	96	62	0	0	-	-	-	-
F27E	24	8	5	2	64	14	2	1	-	-	-	-
F28E	30	6	13	5	39	17	3	3	-	-	-	-
F29E	157	17	41	4	23	9	5	1	-	-	-	-
F30E	123	36	23	2	116	65	3	0	-	-	-	-

APPENDICE D

RESULTATS DE CALCUL DE L'INDICES DE QUALITE DE L'EAU (IQE) ET DE L'INDICE DE CONTAMINATION (IC)

Tableau 3 : Résultats de calcul de l'IQE et de l'IC

Forage	IQE	IC	IQE	IC	IQE	IC	IQE	IC
	Juin 2015		Octobre 2015		Juin 2016		Octobre 2016	
F1C	61,73	5	98,41	6	83,05	7	125,97	12
F2O	56,41	4	130,22	13	106,78	6	98,29	9
F3C	46,63	5	162,33	13	46,23	5	124,31	10
F4C	45,16	5	104,55	10	71,2	6	56,96	5
F5O	127,06	5	117,04	10	197,87	12	53,04	5
F6O	62,73	4	99,3	7	147,98	14	40,03	5
F7O	50,04	5	111,35	8	148,88	12	55,01	5
F8O	65,3	4	101,34	10	53,44	6	55,84	7
F9O	54,23	4	111,42	11	77,11	6	31	4
F10O	38,36	5	86,22	8	64,9	4	79,58	7
F11C	51,12	6	112,09	13	51,08	4	56,8	9
F12O	122,35	10	115,03	13	80,32	7	143,28	15
F13O	58,88	5	99,08	7	96,93	8	134,46	10
F14O	61,85	7	96,2	7	57,11	7	110,57	10
F15O	82,73	9	134,75	13	61,98	6	101,41	11
F16C	99,38	11	101,19	10	156,7	9	56,71	8
F17E	142,48	7	91,05	8	100,35	7	61,35	7
F18E	135,16	10	80,07	10	145,43	11	58,48	5
F19C	119,96	6	154,7	14	126	8	33,51	4
F20E	122,61	10	132,59	13	116,78	10	84,48	6
F21E	89,07	11	190,25	14	81,9	5	136,19	7
F22C	80,26	6	105,06	5	99,56	6	118,71	7
F23C	66,4	7	163,72	5	80,43	9	89,08	8
F24E	79,45	7	81,36	5	110,49	10	69,13	7
F25C	115,05	12	73,67	5	95,71	8	100,89	11
F26E	96,96	10	103,3	11	121,34	7	94,38	5
F27E	103,63	8	94,58	9	130,26	12	71,24	6
F28E	113,95	8	103,68	12	69,31	5	125,8	12
F29E	75,74	5	91,13	10	180,37	15	96,12	10
F30E	129,91	13	59,29	6	133,63	14	156,67	13

APPENDICE E

MATERIEL UTILISE POUR LA PARTIE EXPERIMENTALE

1. Matériel utilisé pour les analyses physico-chimique

❖ Appareillage

- Agitateur magnétique (Falc).
- Balance analytique (AND GR 200).
- Conductimètre (Hach Sension3).
- Etuve (Binder Gmbh Bergstr).
- Haute à flux laminaire (ADS laminaire).
- pH mètre (Hach Sension3).
- Plaque chauffante (Falc).
- Spectrophotomètre UV-Visible (Hach Odyssey).
- Turbidimètre (Hach 2100 N).

❖ Verrerie et Matériels consommables

- Bêchers stériles.
- Burettes.
- Eprouvettes graduées.
- Erlen Meyer.
- Fioles jaugées (50ml, 100ml).
- Flacons en plastique de 500 et de 1000ml.
- Gants.
- Papier filtre.
- Pipettes.
- Pissette.
- Portoir.
- Spatule en inox.
- Tube à essai stérile.

2. Matériel utilisés pour les analyses bactériologiques

❖ Appareillage

- Autoclave (Binder).
- Bain marie (memmert).
- Bec bunsen (Falc).
- Etuve à température réglable (37°C et 44 °C) (memmert).
- Pompe à vide (millipore).
- Rampe de filtration (millipore).

❖ Verrerie et Matériels consommable

- Anse de platine.
- Boîtes de pétrie stériles.
- Filtres 0,45 µm.
- Fiole à vide.
- Flacons en verre de 500 et 1000 ml stériles.
- Pipettes pasteur stériles.
- Portoir.
- Spatule en inox.
- Tube à essai stérile.

❖ Milieux de cultures

- Gélose lactosée au chlorures de 2, 3, 5 triphényltétrazolium et Tergitol (TTC et Tergitol).
- Gélose Slanetex et Bartley.
- Milieu Triple Sugar Iron (TSI).
- Milieu Urée-Indole (Urée-tryptophane).
- Gélose Bile Esculine Agar (BEA).
- Gélose Viande-foie (VF).
- Bouillon Sélénite-Cystéine (SFB).
- Gélose Hektoen.
- Eau peptonée alcaline (EPA).
- Gélose nutritive alcaline biliée (GNAB).

❖ Réactifs, additifs et solutions

- Additifs SFB.
- Alun de fer.
- Eau de javel.
- Eau physiologique stérile.
- Réactifs de Kovacs.
- Sulfite de sodium.

APPENDICE F

LISTE DES SYMBOLES ET DES ABREVIATIONS

ha	: hectare
an	: année
ANRH	: Agence Nationale des Ressources Hydrauliques
ONM	: Office Nationale de la Météorologie
Tmin	: Température minimale
Tmax	: Température maximale
Tmoy	: Température moyenne
INRH	: Institut Nationale des Ressources Hydrauliques
pz	: Piézomètre
NS	: Niveau Statique
ADE	: Algérienne des eaux
SEAAL	: Société des eaux et d'assainissement d'Alger
ICP- OES	: Spectroscopie d'Emission Optique avec Plasma Induit par haut fréquence
UFC	: Unité Formant Colonie
IQE	: Indice de Qualité de l'eau
TDS	: Taux des Sels Dissous
TAC	: Titre Alcalimétrique Complet
TH	: Titre Hydrotimétrique
Wi	: Poids relative d'un paramètre chimique
wi	: Le facteur de poids
E-T	: Ecart-Type
ANOVA	: ANalysis Of Variance
ACP	: Analyse en Composante Principale
IS	: Indice de Saturation
OMS	: Organisation Mondiale de Santé
JORA	: Journal Officiel de la République Algérienne
SAR	: Sodium Adsorption Ratio
CT	: Coliformes Totaux
CF	: Coliformes Fécaux
ST	: Streptocoques Fécaux
ASR	: Anaérobies Sulfito-Réductrices
IQM	: Indice de Qualité Microbiologique
IPO	: Indice de Pollution Organique
IHE	: Institut d'Hygiène et d'Épidémiologie
IC	: Indice de Contamination

REFERENCES

1. El Battiui, M., L'eau au Moyen-Orient : entre gestion et instrumentation. Thèse de doctorat en sciences économiques et de gestion. Université libre de Bruxelles, faculté des sciences sociales, politiques et économiques. (2008), 279 p.
2. Boubakar Hassane, A., Aquiferes superficiels et profonds et pollutions urbain en Afrique. C as de la communauté urbaine de Niamey (Niger). Thèse de doctorat en science de la terre. Option hydrogéologie. Universite Abdou Moumouni de Niamey. (2010), 249 p.
3. Morris, B-L., Lawrence, A-R., Chilton,P-J., Adams, B., Calow, R-C., et Klinck , B- A., Groundwater and its susceptibility to degradation: a global assessment of the problem and options for management. Early warning and assessment report series, RS. 03-3. United Nations Environmental Programme. Nairobi, Kenya. (2003), 126 pp.
4. Foddis, M-L., Application of artificial neural networks in hydrogeology: identification of unknown pollution sources in contaminated aquifers. Thèse de doctorat en sciences de la terre de l'univers et de l'environnement de Strasbourg. Université de Strasbourg. (2011), 23 p.
5. Ghouli, A., Modélisation Mathématique et Numérique de la Pollution dans un milieu poreux non Sature. Application : Milieux Poreux Stratifiés. Thèse de doctorat en physique. Université Mohammed v – Agdal. Faculté des sciences rabat. (2009), 34 P
6. Belghiti, M-L., Chahlaoui, A., Bengoumi, D., Physicochemical characteristics of the waters of save wells used as source of drinking water in rural areas in the regions of Meknes (morocco).Department of biology, faculty des sciences. University Moulay Ismail. Meknès. Morocco. (2010), 121 p.

7. Abdalbaki, C., Boukli Hacène, F., Etude de phénomène de dégradation des eaux souterraines du groupement urbain de Tlemcen. Revue des énergies renouvelables. Volume 10 no 2. (2007), 257-263.
8. Benlecheheb M.W, Bouzid-Lagha S., Approche cartographique de l'étude de la pollution des eaux de la nappe alluviale de la Mitidja orientale (Algérie).TSM 9 (2014), 20-30.
9. Hadjoudj O., Bensemmane R., Saoud z et Reggabi M., Pollution des eaux souterraines de la Mitidja par les nitrates : Etat des lieux et mesures correctives. Eur. j.waterqual, 45 ;(2014) 287 57-68.
10. Sekkal, R., Hydrologie de la nappe de la Mitidja (Algérie) : étude hydrodynamique des champs captants de la ville d'Alger. Université Scientifique et Médicale de Grenoble, France, (1986).
11. Messaoud Nacer, N., Hydrogéologie et pollution des eaux : exemple du bassin versant du Mazafran, Mitidja (Algérie). Université Scientifique et Médicale de Grenoble, France, (1987).
- 12.Toubal, A-C., Apport de la géophysique à l'étude des problèmes hydrodynamique et d'invasion marine en milieu souterrains. Exemple des plaines d'Annaba, de la Mitidja et de la baie d'Alger. Thèse de Doctorat d'état. USTHB, (1989).
13. Benzaida, M., Etude Hydrogéologique et Hydrologique de La Plaine De La Mitidja-Est (Application D'un Modèle Mathématique Asm Au Bassin Côtier Algérois, Algérie). Thèse de doctorat, Besançon.(1994).
14. Ait-Ouali, A., Synthèse hydrogéologique et vulnérabilité à la pollution du système aquifère quaternaire de la Mitidja. Mémoire de magistère USTHB Alger. (2007), 80- 120 p.
15. Hadjoudj O., Pollution des nappes aquifères de la Mitidja par les nitrates. Thèse de doctorat es Sciences en Hydrologie-Bromatologie, (2007).

16. Yahiaoui, S., Evaluation de la qualité des eaux souterraines de la Mitidja et leur aptitude à l'irrigation. Mémoire de magister. Génie de l'eau. Ecole national supérieure d'hydraulique Arbaoui Abdallah, (2011).
17. Djoudar-Hallal D., Approche méthodologique de la vulnérabilité de la ressource en eau souterraine en milieu fortement urbanisé: exemple en Algérie des plaines littorals (Mitidja). Thèse de doctorat.USTHB. (2014). 157 P.
18. Khouli M R., Djabri L., Impact of use of agricultural inputs on the quality of groundwater case of Mitidja plain (Algeria). *GeographiaTechnica*, 2 (2011) 35- 44.
19. Kaufman, G., A model comparison of karst aquifer evolution for different matrix-flow formulation. *Journal of hydrology*. 283 : (2003), 281-289.
20. Degremont, T., Mémento technique de l'eau. Tome 1.Edition Lavoisier, France. (1989), 245 p.
21. Musy, A., Soutter, M., Physique du sol. Presse polytechniques Romandes, Lausanne, Suisse. (1991), 104 p.
22. Tardat, M-H., Boudry, J-P., Chimie des eaux. Edition le griffon d'argile .Québec. (1995), 360p.
23. Loumi, N., Les paramètres physicochimiques de l'eau potable : désinfection de l'eau potable. Service sante et environnement INSP(1988), 72 p.
24. Collin, J-J., Les eaux souterraines : Connaissance et gestion. Edition BRGM. (2004), 31- 47 p.
25. Lallemand-Barrès. Roux, J-C., Guide méthodologique et réglementaire d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée a la consommation humaine. BRGM, Orléans. (1999), 21 p.
26. Bordet, J., L'eau dans son environnement rural : hydraulique et cycle de l'eau, l'alimentation en eau potable, l'assainissement des agglomérations. Edition Johanet. Paris. (2007), 145-185 p.

27. Detay, M. 1997. La gestion active des aquifères. Masson, Paris, France. (1997) 102 p.
28. Davezac, H., Grandguillot, G., Robin, A., Saout, C., L'eau potable en France : du captage au robinet de consommateur. Délégation a l'information et a la communication, Paris. (2008),16 p.
29. Vaillant, J-R., Fourastié, J., Protection de la qualité des eaux et maitrise de la pollution. Contrôle des déversements d'eaux polluées. Edition Eyrolles, paris, France. (1973), 145 p.
30. Castany, G., Hydrogéologie : Principes et méthodes. Edition Dunod, Paris, France (1982), 223 p.
31. Castany, G., Prospection et exploitation des eaux souterraines. Edition Dunod Paris, France (1968), 683 P.
32. Castany, G & Margat, J., Dictionnaire français d'Hydrogéologie. BRGM , Orléans, Paris, France. (1977), 249P.
33. Musy, A., Higy, C., Hydrologie : Une science de la nature et de l'environnement. Volume 1. Presse Polytechniques Universitaires Romandes (2002), 74 p.
34. Deutsch, W-J., Groundwater geochemistry; fundamentals and applications to contaminations, Lewis Publishers, New York (1997). 647 p.
35. Atteia, O., Rôle du sol dans le transfert d'éléments traces en solution. Application a l'étude de quelques écosystèmes d'altitude. EPFL Lausanne. Thèse n°1031. (1992), 253 p.
36. Banton, O. Bangoy, L-M., Hydrogéologie : Multi science environnementale des eaux souterraines. Presses de l'université du Québec. (1999), 377 p.
37. Genin, B. Chauvin, C. Ménard, F., Cours d'eau et indices biologiques. Pollution –Méthodes – IBGN. 2eme éditions educagri. (2003) 37 p.

38. Gaujous, D., La pollution des milieux aquatiques. Aide-mémoire. 2eme Edition Lavoisier Paris, France. (1995), 187p.
39. Marcel, D., Chimie des oxydants et traitement des eaux. Edition Lavoisier Tech et Doc-Paris, France. (1989), 55 p.
40. Leveque, C., Ecosystèmes Aquatiques. Edition Hachette livre. Paris. (1996), 132-146 p.
41. Ratel, M-O., Elimination des nitrates des eaux potables. Document technique FNDAE .Hors séries No4. (1992), 8 P.
42. OMS., WHO (World Health Organization), Guidelines for drinking water quality, vol.1, Recommendations (2nd edn.), Geneva, WHO, 2008, pp. 130.
43. Idrissi, L., Nitrates et Nitrites : Polluant qui menacent la santé et l'environnement. Laboratoire des Analyses Chimiques et Biocapteurs, Faculté des Sciences et Techniques de Mohammedia. (2006), 12 p
44. Magee, P-N., Barnes, J-M., The production of malignant primary hepatic tumors in the rat by feeding dimethylnitrosamine. Brit. J. Cancer, 10, (1966), 114-120.
45. Magee, P-N., Barnes, J-M., Carcinogenic nitrosamine compounds, Adv. Cancer Res.,10,(1967), 163-169.
46. WHO., Nitrate and nitrite in Drinking-water (Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality). World Health Organization (WHO), Rapport WHO/SDE/WSH/04.03/56, (2003), 16 p.
47. Ifen., Document de synthèse sur les pesticides dans l'eau. Bilan annuel 2002. Institut Français de l'Environnement. Orléans, No36. (2002), 25 p.
48. Chambrand, V., Protection des eaux souterraines contre la pollution par les nitrates. Dispositifs institutionnels et réglementaire en Europe. ENGREF. Centre de Montpellier. O.I.E-SNIDE. (2004), 4 p.
49. Ifen., L'état des eaux souterraines en France : Aspects quantitatifs et qualitatifs. Etudes et travaux No43. Orléans. (2004), 20 p.3

50. Miquel, M-G., Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la sante, rapport du senat français, France. (2001), 261 P.
51. Qin, F. Wen , B. Shan ,X-Q. Xie, Y-N. Liu, T. Zhang, S-Z. Khan ,S-U., Mechanisms of competitive adsorption of Pb, Cu, and Cd on peat. *Environmental Pollution*, vol. 144. (2006), 669-680.
52. Académie Sciences., Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leurs gestions. Académies des Sciences, rapport no42, Edition TEC & DOC Lavoisier, Paris, France. (1998), 98 p.
53. Stephen Pedley & Guy Howard, The public health implications of microbiological contamination of groundwater . *Quarterly Journal of Engineering Geology*, 30, (1997), 179-188.
54. J.E.Scandura M.D.Sobsey ., Viral and bacterial contamination of groundwater from on-site sewage treatment systems. *Water Science and Technology* 35 (11–12). (1997).141-146.
55. Gerba, C.P., McNabb, J.F., Microbial aspects of groundwater pollution. *ASM News*. 47 (8): (1981), 326-330.
56. Bitton, G., Gerba, C.P., Ground water pollution microbiology. John Wiley & Sons. N.Y. (1984) 377 p.
57. Bitton, G., Farrah., Contamination des eaux souterraines par les virus. *Revue Internationale des Sciences de l'Eau* 2, 2 (1986), 31-37.
58. Conboy, M.J., Goss, M.J., Contamination of rural drinking water wells by fecal origin bacteria-survey finding. *Water Qual. Res. J. Canada* 34, 2 (1999) 281-303.
59. Conboy, M.J., Goss, M.J., Natural protection o groundwater against bacteria of fecal origin. *Journal of Contaminant Hydrology* 43: (2000), 1-24.
60. Banks, W.S.L., Battigelli, D.A., Occurrence and distribution of microbiological contamination and enteric viruses in shallow ground water in Baltimore and Harford counties, Maryland, Rapport USGS (2002).

61. Banks, W.S.L., Klohe., C.A et Battigelli, D.A., Occurrence and distribution of enteric viruses in shallow ground water and factors affecting well vulnerability to microbiological contamination in Worcester and Wicomico counties, Maryland, Rapport USGS.01-4216. (2001), 39 p.
62. Annie L., Evaluation de la qualité microbiologique d'eaux souterraines utilisées comme source d'approvisionnement en eau potable au Québec. Thèse présentée pour l'obtention du grade de philosophies doctor (Ph D) en Biologie. INRS (2005).
63. WHO., Guidelines for drinking Water Quality. Volume 1: Recommendations. World Health Organisation, Geneva, (1993).
64. WHO., Guidelines for drinking water Quality. Volume 2: Health criteria and other supporting information. World Health Organisation, Geneva, (1996).
65. WHO., Guidelines for drinking water. Volume 3: Surveillance and control of community supplies. World Health Organisation, Geneva, (1997).
66. Delarras, C., Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux : Réglementation-Prélèvement-Analyse. Edition médicales internationales, Lavoisier, Paris. (2003), 269 p.
67. Caselli, G., Vallin, J., Wunsch, G., Démographie: analyse et synthèse, les déterminant de la mortalité, volume 3. Edition de l'institut national d'études démographiques, France. (2002), 478 p.
68. Belaidi M., et Salhi M., Note sur la piézométrie de la nappe de la Mitidja (campagne 2010). Agence national des ressources hydrauliques. (2011), 28 p.
69. Glangeaud, L., Etude géologique de la région littorale de la province d'Alger. Bull Serv. Cartes Géol. Algérie, (1932).

70. Ecrement, Y., Seghir, B., Etude agro pédologique de la plaine de la Mitidja. Rapport ANRH (1971).
71. Mac Donald & Partners., Atkins International Limited, BNEDER, Etude de l'aménagement hydro-agricole de la plaine de la Mitidja. Rapport d'analyse économique et effets sur l'environnement, Alger, Algérie (1992).
72. ONS., Office Nationale des Statistique (2000).
73. ABH., Agence Nationale des Bassins Hydrologiques (2000).
74. Glangeaud, L., Ayme, A., Notice détaillée de la carte géologique au 1/50000 de l'Arbaa et essai d'hydrologie de la Mitidja. Services de la carte géologique de l'Algérie (1935).
75. Glangeaud, L., Histoire géologique de la province d'Alger, IV congrès géologique international (1952).
76. Rivoirard, R., Aperçu sur l'hydrogéologie algérienne XIX Congrès géologique. Intern. Alger (1952).
77. Bonneton, J-R., Géologie de la zone de contact entre Mitidja et Atlas de Blida au Sud d'Alger. Thèse 3^{ème} cycle Université Pierre et Marie-Curie Paris VI(1977).
78. Ayme, A., Contribution à l'étude de la plaine de la Mitidja occidentale et de sa bordure atlasique. Bul.Serv. Cartes géologique. D'Algérie, N° 347-362 (1956).
79. Binnie et Atkins., Schéma d'aménagement des ressources en eau dans la région d'Alger-Sebaou (1983).
80. Géohydraulique., Etude hydrogéologique quantitative de la plaine de la Mitidja. Rapport de synthèse, 06 Vol, DEMRH, Alger (1968-1972).
81. CGG., Etude par prospection électrique de la plaine de la Mitidja. Compagnie générale de géophysique .Paris .rapport. ANRH,Alger (1967).

82. Engalec, M., Etude hydrogéologique quantitative de la plaine de la Mitidja. Notice explicative des points d'eau et de l'enquête sur les débits extraits. Zone El Harrach-Hamiz ANRH, Alger (1970).
83. Tremos, J-Y., Contribution à l'étude hydrogéologique de la plaine de la Mitidja. Thèse 3^{ème} Cycle, Paris (1989).
84. Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., Brunet, R., L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 8eme Edition. Dunod, Paris, France. (2009), 1579 p.
85. Horton, R.K., An index number system for rating water quality. J. Water Pollut. Control Fed. 37 (3), (1965), 300–306.
86. Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A., Tozer, R.G., A water quality index 335 – do we dare? Water Sew. Works 117, (1970), 339–343.
87. Saeedi, M., Abessi, O., Sharifi, F., Maraji, H., Development of groundwater quality index. Environ. Monit. Assess. 163 (1–4), (2009), 327–335.
88. Ketata, M., Gueddari, M. & Bouhlila, R., Use of geographical information system and water quality index to assess groundwater quality in El Khairat deep aquifer (Enfidha, Central East Tunisia) Arab J Geosci (2012) 5: 1379. doi:10.1007/s12517-011-0292-9
89. Sahu, P. & Sikdar, P.K., Environ Geol (2008) 55: 823. : <https://doi.org/10.1007/s00254-007-1034-x>
90. Vasanthavigar, M., Srinivasamoorthy, K., Vijayaragavan, K. et al., Environ Monit Assess (2010) 171: 595. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1302-1>
91. Tiwari, A.K., Singh, A.K. & Mahato, M.K., Sustain. Water Resour. Manag. (2017). <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0144-1>
92. Zamiche S, Hamaidi-Chergui F, Demiai A., Pollution of the quaternary aquifer of mitidja (Algeria) by nitrates: origins and impacts on the quality of water for human consumption. J. Fundam. Appl. Sci., 2018, 10(1), 113-131.

93. Zamiche S, Hamaidi-Chergui F, Demiai A, Belaidi M., Identification of factors controlling the quality of groundwater in Mitidja plain (North-Algeria) using indexing method and statistical analysis. *J. Fundam. Appl. Sci.*, 2018, 10(1), 248-267.
94. Yidana, S.M. & Yidana, A., *Environ Earth Sci* (2010) 59: 1461. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0132-3>
95. Kumar, P.J.S. & James, E.J., *Chin. J. Geochem.* (2013) 32: 261. <https://doi.org/10.1007/s11631-013-0631-5>
96. Krishna kumar., S. Logeshkumaran.,A., Magesh, N S., Prince S., Godson., Chandrasekar.,N. *Appl Water Sci.* 5 (2015) 335–343.
97. Varol, S. & Davraz, A., *Environ Earth Sci* (2015) 73: 1725. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3531-z>
98. Srinivasamoorthy, K., Chidambaram, M., Prasanna, M. V., Vasanthavigar, M., John Peter,A., & Anandhan, P., Identification of major sources controlling Groundwater Chemistry from a hard rock terrain— A case study from Mettur taluk, Salem district, Tamilnadu, 356 India. *Journal of Earth System Sciences*, 117(1), (2008), 49–58
99. Dhanasekarapandian, M., Chandran, S., Devi, D.S., Kumar, V., Spatial and temporal variation of groundwater quality and its suitability for irrigation and drinking purpose using GIS and WQI in an urban fringe, *Journal of African Earth Sciences* (2016), doi: 10.1016/ 360 j.jafrearsci.2016.08.015.
100. WHO.Guidelines for drinking water quality V.1 Recommendations. Switzerland: Geneva 828. (1984) pp. 130.
101. Güler C, Thyne G, McCray J, Turner K. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data.*Hydrogeology Journal.* (2002).10 ; 327 (4), 455-474.
102. Morell I, Gimhez E, Esteller M.V. Application of principal components analysis to the study of salinization on the Castellon Plain (Spain).*The Science of the Total Environment*, 315, 177, (1996), 161-171.

103. Belkhiri L, Boudoukha A, Mouni L, BaouzT., J. Afr. EarthSci. doi:10.1016/j.jafrearsci.(2010).09.007.
104. Zghibi A, Zouhri L, TarhouniJ, Kouzana L. Hydrol. Process, (2012) doi: 10.1002/hyp.9456.
105. Cloutier V, Lefebvre R, Therrien R et al .J Hydrol.2008. 353(3-4): 294-313. DOI: 10.1016/j.jhydrol.(2008).02.015.
106. Ward J.H. Hierarchical grouping to optimize an objective function. J Am Stat Assoc, 1963. 69: 236-244.
107. Gouaidia, L., Influence de la lithologie et des conditions climatiques sur la variation climatiques sur la variation des parametres physico-chimiques des eaux d'une nappe en zone semi-aride, cas de la nappe de Meskiana Nord-Est Algerien. These de doctorat. Universite Badji Mokhtar Annaba, Algerie. (2008), 130 p.
108. Plummer, L.N., Back, M.,The mass balance approach: application to interpreting the chemical evolution of hydrological systems. American Journal of Science, 280, (1980), 130-142.
109. Plummer, L.N., Parkhurst, D.L., Thorstenson, D.C., Development of reaction models for ground-water systems. Geochim. Cosmochim. Acta, 47, (1983), 665-686.
110. Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.L., User's guide to PHREEQC (ver. 2) A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. USGeol. Surv. Water-Resources Invest. Rept (1999), (99-4259).
111. Debeiche, T-H., Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de pollution saline, agricole et industrielle. Thèse de doctorat en sciences de la terre (hydrogéologie et environnement). Université de Franche-Comté, France. (2002), 199 p.

112. Maoui.A ,Kherici .N., Contribution à l'étude du processus de salinité des eaux de l'aquifère superficiel de Zâafrane ,Sud Algérien , application de la thermodynamique , Revue Physical & chemical news Vol.32 (2006), p129-136.
113. Kaid Rassou, K., Etude Des Interactions Entre Les Eaux Souterraines et Les Eaux De Surface Dans Le Bassin Côtier d'Oualidia. Thèse présenté pour obtenir le grade de docteur en Hydrogéologie à l'Université Cadi Ayyad de Marrakech.(2009), 320 p.
114. Kouzana, L. Ben Mammou, A . Gaaloul, N., Intrusion marine et salinisation des eaux d'une nappe phréatique côtière (Korba, Cap-Bon, Tunisie). Geo-Eco-Trop,(2007) 31, 57-70 p.
115. Moukolo, N-C-B. Gaye., Problème de contamination des nappes phréatiques par les rejets domestiques dans les métropoles d'Afrique Noire. Cas de la nappe de Brazzaville au Congo. Sécheresse (2001) n° 3, vol 12, 175-182 p.
116. Menani, M-R., Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher selon la méthode DRASTIC. Rev. Sécheresse (2001), 2 (12), 95-101. 88.
117. Zouita N., Etude de la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher (Nord-Est Algérien). Mémoire de Magister en Hydraulique. Université de Batna. (2002), 97 p.
118. Madungwe, E. Masaga, A. Gadzirayi, C-T., The Case Study of the Assessment of Ground Water Quality and Acceptance in Residential Urban Suburbs in Bindura, Zimbabwe. Journal of Environmental Science and Engineering B 1 (2012), 473-479.
119. Mandal, P. Kumar, S., Assessment of groundwater quality in industrial areas of Delhi, India by indexing method. Water Quality Monitoring and Assessment.. (2012), 263 p.

120. Drever, J.I., The geochemistry of natural waters, 3rd edn, Prentice Hall, New Jersey, (1997), 436 pp.
121. JORA., Normes algériennes, Journ. Offi. Repu .Algeri. 125 (2011) 7-25.
122. El Hammoumi, N. Sinan, M. Lekhlif, B. El Mahjoub, L., Évaluation de la qualité des eaux souterraines pour l'utilisation dans l'eau potable et l'agriculture : plaine de Tadla, Maroc. Afrique SCIENCE (2012), 08. 54 - 66.
123. Olorunfemi, O-A. Salahudeen, K-Sand. Adesiyon, T-A., Ground water quality in ejiabo town and environs, SouthWestern Nigeria. Ife Journal of Science (2011), vol. 13, 1.111-119.
124. Maoui A., Impacts de l'agriculture sur le système aquifère de Annaba,mémoire de Magister, Univ. de Annaba ,(1999), 115p.
125. Hem J.D., Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. U.S. Geological SurveyWater-Supply, (1985), 2254 p
126. Djemai, M. Mesbah, M., Ressource En Eau de La Plaine Alluviale Du Haut Sebaou : Impact de l'urbanisation, l'industrie et l'agriculture sur les caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des eaux de surface et souterraines (Grande Kabylie, Algérie). (2008), 14 p.
127. Recous S., Loiseau P., Machet M., Mary B., Transformation et devenir de l'Azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. Maitrise de l'Azote dans les agro écosystèmes, INRA Edition, 83, (1996), 105-120.
128. Polan, P., Henry, M., Qualité de l'eau souterraine dans la MRC de coticook. Regie regionale de la sante des services sociaux de l'Estrie. Direction de la Sante Publique et de l'Evaluation, Quebec, Canada. (1998), 49 p.
129. Rodier, J., Bazin, C., Champon, P., Champsaur,H., Rodi, L., L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, 8eme Edition, Dunod, Paris, France. (2005), 1383p.

130. Barroin, G., Gestion des risques. Sante et environnement : le cas des nitrates. phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatique, Paris. Le courrier de l'environnement de l'ANRA. 48 : (2003),13-26.
131. Leblanc, M. Morales, J-A. Borrego, J. et Elbaz-Poulichet, F., 4,500 Years-old mining pollution in the Southwestern Spain, Long-term implications for modern mining pollution. *Economic Geology*, 95(3): (2000), 655-662.
132. Merabet, S., Evaluation de la qualité physico-chimiques des eaux brutes et distribuées du barrage réservoir de Béni Haroun. Mémoire de Magister en Chimie Analytique a l'université Mentouri de Constantine. (2010) 11 p.
133. Salvarredy Aranguren, M-M., Contamination en métaux lourds des eaux de surface et de sédiments du sol de Milluni (Andes Baliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimiques, minéralogique et hydrochimique. Thèse de Doctorat de l'université de Toulouse en sciences de la terre et l'environnement. (2008), 48 p.
134. Rouabhia A., Vulnérabilité et risque de pollution des eaux souterraines de la nappe des sables miocènes de la plaine d'El Ma El Abiod (Algérie).Thèse de doctorat. Université de Annaba (2006).
135. Maoui A., Evolution et origine du chimisme des eaux de l'aquifère superficiel de Zaâfrane : région de la steppe Sud Algéroise .Etude de la variation spatiale de la salinité et ses risques sur les sols et la végétation. Thèse de doctorat, université de Annaba (2006). 375p.
- 136 Ferrah A., Yahiaoui S., Eau et agriculture en Algérie. Groupe de recherche pour le développement de l'agriculture algérienne, Alger, (2004), 17 p.
137. Bradai A., Douaoui A., Marlet S., Qualité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols dans la plaine du Bas-Cheliff Algérie. Colloque- CD-Rom Mostaganem, Algérie. (2009) p 11.

138. Richards L A., Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agric. Handbook 60,USDA, Washington D.C, (1954), p160.
139. Wilcox L V., The quality of water for agricultural use. Édit.US Department of Agriculture, Technical Bulletin, vol. 962, Washington (USA), (1948), 40 p.
140. TODD K., Groundwater hydrology. Seconde Edition. New York, J.Wiley & Sons, (1980), 510 pages
141. Tiwari, A.K., Singh, A.K. & Mahato, M.K. Sustain. Water Resour. Manag. (2017). <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0144-1>
142. Kaiser H.F., The application of electronic computers to factor analysis. Educational and Psychological Measurement, 1960.20, 141- 5.3.
143. Barbalat, J., Contrôle microbiologique des eaux. Tome I. L'information du biotechnicien.2eme Edition, Paris, France.(1993) 203 p.
144. Bremond, R. Vuichard, R., Parametres de la qualité des eaux. Ministère de la protection de la nature et de l'environnement. Edition SPEPC. Paris, France. (1973), 22 p.
145. ARS., Agence Régionale de la Sante : Bactériologie nature et origine, France. (2011), 4 p.
146. Leyral , G., Ronnefoy , C., Guillet , F., Microbiologie et qualité des industries agroalimentaire, Paris . (2002), 245p.
147. Figarella ,J., Leyral ,G., Terret , M., Microbiologie générale et appliqué . Jacques Lanore . (2001), 285 p .

148. Barwick, R-S. Levy, G-F. Craun, M-J, breach, R-L, Calderon., Surveillance for waterborne-disease outbreaks – united states. Mortality and morbidity weekly Review Surveillance Summaries, 49 (SS04), (2000), 1-35.

149. Rodier , J., Analyse De L'eau (Eau Naturelles, Eaux Résiduaire, Eau De Mer), 8èmeEdition, paris. (1996), 1260 -1335 p.

150. Guergazi, S et Achour, S., Effet de la désinfection par le chlore sur la pollution des eaux de surface de la région de Biskra. Larhyss Journal. 9 : (2001), 131-138.

151. Pitkanen , T., Studies on the detection methods of campylobacter and faecal indicator bacteria in drinking water . National Institute for health and welfare . Finland . (2010), 118 P.

152. Maier, R-M., Pepper, I-L., Gerba , C-P., Environmental Microbiology . Academic Press ,San Deigo . (2000), 58p.

153. Fetouani, S., Sbaa, M., Vanclooster,M., Bendr, B., Assessing ground water quality in the irrigated plain of Triffa (north-east Morocco). agricultural water management 95, (2008), 133 – 142.

154. Bovesse et Depelchin., Cartographie de la pollution des cours d'eau de la province de Namur: analyses bactériologiques. Rapport final (janvier 1979-janvier 1980). (1980), 25 p.

155. Leclercq & maquet, Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents (Bassin de la Meuse belge). Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénologiques et diatomiques. Inst. roy. Sc. Nat. Belg., (1987), Document de travail 38: 113 p

156. Kherici, N., Vulnérabilité à la pollution chimique des eaux souterraines d'un système de nappes superposées en milieu industriel et agricole (Annaba – la Mafragh) NE de l'Algérie. Thèse de Doctorat Es-Sciences Université de Annaba (1993), 170p.