

Thèse

*Présentée en vue de l'obtention du Diplôme de
Doctorat 3^{ème} Cycle – LMD en Sciences Biologiques
Spécialité: Biodiversité dans les Milieux Naturels*

Contribution à l'Etude Biogéochimique des Eaux du Barrage Hammam Grouz

par

LALAOUI Meryem

Soutenue publiquement le : 24 / 06 / 2021

Devant le jury composé de :

YAHIA Abdelouahab	Professeur	Président	Centre Univ. de Mila
CHEBBAH Mohamed	Professeur	Rapporteur	Centre Univ. de Mila
LEGHOUCI Essaid	Professeur	Examineur	Université de Jijel
BOUNAMOUS Azzeddine	Professeur	Examineur	Centre Univ. de Mila
BOUBENDIR Abdelhafid	Maitre Conférences A	Examineur	Centre Univ. de Mila
KRIKA Abderrezak	Maitre Conférences A	Examineur	Université de Jijel

Année Universitaire: 2020/2021

AVANT PROPOS

Les travaux présentés dans ce mémoire de thèse ont été effectués au sein du "Laboratoire des Sciences Naturelles et Matériaux - LSNM" Centre Universitaire Abdelhafid Boussouf de Mila. Sa réalisation a été possible grâce au concours de plusieurs personnes à qui je voudrais témoigner toute ma reconnaissance. Aussi, au moment de présenter ce travail, je mesure tout le prix des soutiens et concours dont j'ai bénéficié dans l'accomplissement de cette tâche et sans lesquels plusieurs obstacles auraient été insurmontables.

Les travaux de cette thèse ont été menés sous la direction du Professeur **Mohamed CHEBBAH**, Département SNV et LSNM de l'Institut des Sciences et de la Technologie (ST) à qui, j'adresse toute ma gratitude et reconnaissance pour ses judicieux conseils, attention et disponibilité durant toute cette période de thèse.

Au terme de ce travail, il m'est agréable de formuler mes sincères remerciements à l'endroit des personnes et institutions qui, de près ou de loin, ont contribué à l'aboutissement de ce travail de thèse de doctorat 3^{ème} cycle - LMD.

Mes sincères reconnaissances vont, particulièrement, aux membres du jury, pour l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant de juger ce modeste travail.

M^r **YAHIA A.**, Professeur au Centre Universitaire de Mila, qui a bien voulu présider l'honorable jury de cette thèse.

M^r **LEGHOUCHE E.**, Professeur à l'Université de Jijel, qui a bien accepté d'examiner ce travail.

M^r **BOUNAMOUS A.**, Professeur au Centre Universitaire de Mila, qui a bien accepté d'examiner ce travail.

M^r **BOUBENDIR A.**, Maître de Conférences « A » au Centre Universitaire de Mila, qui a bien accepté d'examiner ce travail.

M^r **KRIKA A.**, Maître de Conférences « A » à l'Université de Jijel, qui a bien accepté d'examiner ce travail.

Mes remerciements vont, également, à M^r le Directeur du Laboratoire LSNM, le **Pr BOUNAMOUS A.** et tous ces membres, qui ont mis à ma disposition les équipements et les moyens nécessaires pour la réalisation de mes analyses, ainsi que toutes les personnes formidables que j'ai rencontrées au cours de ces années de thèse en particulier le Dr **BOUCHAREB N.** que malgré ses lourdes préoccupations au niveau du département a pris tout son temps de discuter de mon sujet et m'a aidé à faire avancer certaines de mes analyses. Aussi, je tiens à saisir cette occasion et adresser mes profonds remerciements au Directeur de l'Institut des Science et Technologie M^r **KEMOUKH S.** et son adjoint le D^r **BOUTALAA S.** pour leurs aides et facilités administratives.

Mes profonds remerciements à mes collègues chercheurs au laboratoire de recherche LSNM, **BOUTOUHA Amin**, **AMIRA Aicha**, **KADJOU DJ Nadia**, **BELDI Hakima**, **CHEBLI Naima**. Votre rigueur, votre sens de l'humour et vos connaissances ont grandement contribué à l'aboutissement de ce travail, pour tout le temps qu'on a passé ensemble en essayant de progresser et de développer nos talents.

Un merci tout spécial à mes amies et mes cousines pour leur amitié et leur encouragement durant tous ces bons moments passés ensemble.

Je ne saurais terminer sans remercier les membres de ma famille pour leurs soutiens, en particulier, mes parents : **SALAH** et **ZINEB** pour tout ce qu'ils m'ont donné, pour leurs appuis et encouragement pendant ces longues années d'étude. Un grand merci à mes sœurs Sabrina et Bahidja et à mes frères Hamza et Abdelrazek pour leur épaullement, leur compréhension et leur grand amour qui m'ont permis de surmonter toutes les difficultés. **Je vous aime beaucoup.**

RESUME

L'étude des eaux du Barrage de Hammam Grouz, sous-bassin Kebir-amont et de son drain principal Oued Rhumel, NE algérien, vise à les caractériser, évaluer leur qualité et à suivre leur évolution en vue d'une gestion durable et raisonnée de cette ressource rare sujette à une dégradation continue. Elle a été abordée par des prélèvements saisonniers des eaux réalisés pendant les deux périodes caractérisant la région (période humide et période sèche) au niveau de 27 sites (15 au niveau du lac du barrage et 12 au niveau de l'Oued Rhumel et de son affluent principal (Oued Dekri).

La caractérisation biogéochimique et l'évaluation de la qualité des eaux a été déterminée par l'analyse de 26 paramètres : physiques (pH, T °, TDS, CE, SAL, TH, TA et Turbidité), ions majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , PO_4^- , P^-), nutriments (NH_4^+ , NO_2^+ , $\text{Si}(\text{OH})_4^-$) et éléments mineurs ou ETMs (Fe_{Tot} , Cu^{2+} , Al^{3+} , Mn^{2+}).

Les eaux ont, majoritairement, une salinité exprimée par l'EC ou le TDS moyenne à légèrement élevée ne dépassant pas les normes de potabilité admises pour l'AEP et sont de natures dures à très dures. L'abondance relative des principaux cations dans les eaux de rivière que du lac est ($\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$) et ($\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$) pendant la période humide et sèche respectivement ; alors que pour les anions, elle est ($\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{CO}_3^-$) en période humide pour toutes les eaux et ($\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{CO}_3^- > \text{NO}_3^-$) pour les eaux de rivière et ($\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{CO}_3^{2-} > \text{NO}_3^-$) pour les eaux du lac en période sèche. Elles présentent, en période humide, deux types d'eaux : l'un à faciès chloruré sodique et l'autre à faciès mixte chloruré et sulfaté calcique et magnésien. Par contre, en période sèche, 3 types d'eau ou faciès se différencient, le premier, dominant, est chloruré sodique et potassique ou sulfate sodique, le deuxième est chloruré et sulfaté calcique et magnésien et le troisième de type bicarbonaté sodique et potassique. L'altération et la dissolution des carbonates, sulfates, sels et en partie des silicates, l'échange d'ions et l'évapotranspiration sont les principaux processus de minéralisation des eaux. En plus de ces phénomènes naturels, la pollution anthropique a également joué un rôle dans la minéralisation et la contamination des eaux dans le bassin.

L'aptitude des eaux pour diverses utilisations a été évaluée. Leur adéquation à usage domestique réalisée par comparaison des paramètres physico-chimiques des eaux avec les normes de l'OMS, le calcul de l'IQE et d'autres indices de pollution (HPI, FC, DC et IPO) admettent que celles-ci sont polluées, essentiellement, par les nutriments (NO_3 , NH_4 ,...) et les ETM (Fe, Cu, Al). Cependant, la pollution augmente en période sèche et ces eaux sont impropres à la consommation. Quant à leur aptitude pour l'irrigation en utilisant des indices appropriés (SAR, Na%, RSC, MAR et KR) indiquent que ces eaux sont de bonnes ou de tolérables catégories et présentent un faible risque de salinisation ou d'alcalinité et conviennent à la plupart des cultures sur la plupart des sols en période humide ; alors qu'en période sèche, dans certains points de rivière, les eaux sont de mauvaise qualité et posent un certain risque alcalin pour les sols.

L'étude statistique multivariée par l'utilisation des Box-plots, l'ACP) et la CAH met en évidence la variabilité spatio-temporelle (sites-saisons) des caractéristiques des eaux et la différenciation de leurs faciès traduisent la complexité et l'interaction des processus naturels de leur minéralisation ainsi que l'impact de l'activité humaine sur leur composition (pollution par les nutriments et les ETMs) dans cette région et confirme les résultats attestées par les différentes méthodes hydrochimiques.

Les résultats présentés dans cette thèse serviront comme base d'évaluation pour la gestion et l'utilisation des eaux dans le Kebir amont. Ils aideront à concevoir des études à l'échelle régionale de la qualité des eaux de surface et à trouver des techniques de remédiation appropriées minimisant les niveaux élevés de contaminants surtout d'origine anthropique et par conséquent les coûts de traitement des eaux destinées à la consommation humaine. Ceci permettra, de préserver cette précieuse ressource dans la région d'étude ; car, le contrôle des sources de pollution, le renforcement de la surveillance et l'optimisation du schéma directeur d'exploitation des eaux de surface sont nécessaires pour le développement et l'utilisation rationnelle des ressources en eau dans cette région semi-aride d'Algérie.

Mots Clés:

Hammam Grouz, Kebir amont, Semi-aride, hydrochimie, nutriments, ETM, aptitude des eaux.

ABSTRACT

The study of the surface waters of Hammam Grouz Dam, Kebir Upstream or Haut Rhumel sub-basin, NE Algeria, aims to characterize them, assess their quality and monitor their evolution of sustainable and rational management of this rare resource subject to continual degradation. It was addressed by seasonal water sampling conducted during two periods characterizing the region (rainy period and dry period) at 27 sites (15 at the dam lake and 12 at the Oued Rhumel and its main tributary Oued Dekri).

The biogeochemical characterization and water quality assessment were determined by analysis of 26 parameters: physicals (pH, T°, TDS, CE, SAL, TH, TA and Turbidity), major ions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^{2-} , PO_4^{2-} , P), nutrients (NH_4^- , NO_2^+ , $\text{Si}(\text{OH})_4^-$) and minor element or ETM (Fe_{Tot} , Cu^{2+} , Al^{3+} , Mn^{2+}).

The majority of surface waters have a medium to slightly elevated salinity expressed by EC or TDS that does not exceed the admitted norms of potability of drinking water and are hard to very hard in nature. The relative abundance of major cations in river and lake waters was ($\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$) and ($\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$) during the rainy and dry seasons respectively. While for anions, it was ($\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{CO}_3^{2-}$) in the rainy season for all waters, ($\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{CO}_3^{2-} > \text{NO}_3^-$) for river waters and ($\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{CO}_3^{2-} > \text{NO}_3^-$) for lake waters in dry season.

In rainy season, they present two water types: one is sodium chloride (Na-Cl) facies and the second is mixed facies (Cl-SO₄-Ca-Mg). On the contrary, during dry period, three water types or facies can be distinguished: the first, dominant, is sodium chloride and potassium or sodium sulfate, the second is chlorinated and sulfated calcium and magnesium and the third is bicarbonate sodium and potassium. On the other hand, during the dry period, 3 types of water or facies are different, the first, dominant, is chlorinated or sulphated sodic and potassic, the second is chlorinated and sulphated calcic or magnesian and the third type is bicarbonate sodic and potassic facies. The mineral weathering and dissolution of carbonates, sulfates, salts and partly silicates, ion exchange and evapotranspiration are the main processes of water salinization. In addition to these natural phenomena, anthropogenic pollution has also played a main role in the mineralization and contamination of the surface waters in the study area.

The suitability of waters for various uses was assessed. Their suitability for domestic use, carried out by comparing the physico-chemical parameters with WHO standards, calculation of WQI and other pollution indices (HPI, FC, DC and IPO) reveal that they are polluted, essentially, by nutrients (NO_3 , NH_4 , etc.) and ETMs (Fe, Cu, Al) whose the pollution increases during the dry period and these waters are unsuitable for human consumption.

As for their suitability for irrigation using appropriate indices (SAR, Na%, RSC, MAR and KR) indicate that these waters are of good or tolerable categories and present a low risk of salinization or alkalinity and are suitable for most crops on most soils in rainy period; whereas in dry period, in some river points, the waters are of poor quality and pose a certain alkaline risk to the soils.

The multivariate statistical analysis using box-plots, PCA and AHC highlights the spatio-temporal variability (sites-seasons) of the water characteristics and the differentiation of their facies, reflecting the complexity and interaction of the natural processes of their mineralisation as well as the impact of human activity on their composition (pollution from nutrients and TMEs) and confirms the results attested by the various used hydrochemical methods in this region.

The results presented in this thesis will be the basis for the assessment of water management and use in the upstream Kebir sub-basin. They will help to design regional scale studies of surface water quality and to find the appropriate remediation techniques that minimize the high levels of anthropogenic contaminants and consequently the costs of treating water for human consumption. This will help to preserve this precious resource in the study area; because controlling the sources of pollution, reinforcing monitoring and optimisation of the surface water exploitation scheme are necessary for the development and rational use of water resources in this semi-arid area of Algeria.

Key words:

Hammam Grouz, Upstream Kebir River, Semi-arid, hydrochemistry, nutrients, ETM, water suitability.

ملخص

مساهمة في الدراسة البيوجيوكيميائية لمياه سد حمام قروز

ان دراسة مياه سد حمام قروز - الحوض الفرعي لوادي الكبير(بحيرة السد ومصرفه الرئيسي : واد الرمال) ، شمال شرق الجزائر، تهدف إلى تحديد خصائصها وتقييم نوعيتها ومتابعة تطورها بهدف الإدارة المستدامة والعقلانية لهذا المورد النادر الذي يتعرض للتدهور و التلوث المستمر. حيث تمت معالجة هذه الدراسة من خلال عينات المياه الموسمية المأخوذة خلال الفترتين الزميتين اللتين تميزان المنطقة (فترة الامطار وفترة الجفاف) في 27 موقعا (15 في بحيرة السد و12 في واد الرمال وروافده الرئيسي وادي دكري). و تم تحديد الخصائص البيوجيوكيميائية وتقييم جودة المياه من خلال تحليل 26 معلمة: الفيزيائية: (pH, T °, TDS, CE, SAL, TH, TA et Turbidité)

المواد الكيميائية الرئيسية: (Ca⁺, Mg⁺, Na⁺, K⁺, HCO₃⁻, CO₃²⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, NO₃⁻, PO₄⁻, P⁻)
العناصر الغذائية: (NH₄⁻, NO₂⁺, Si(OH)₄⁻) (NH₄⁻, NO₂⁺, Si(OH)₄⁻)
والعناصر الثانوية أو الفلزات الحديدية الثقيلة: (Fe_{Tot}, Cu²⁺, Al³⁺, Mn²⁺).

تحتوي المياه، في معظمها، على نسبة ملحوة متوسطة الى مرتفعة قليلاً لا تتجاوز المعايير المقبولة لمياه الشرب وهي ذات طبيعة صلبة إلى شديدة الصلابة. الوفرة النسبية للأيونات الموجبة الرئيسية لمياه النهر و البحيرة خلال الفترتين الرطبة والجافة هي على التوالي: (K⁺ > Mg²⁺ > Ca²⁺ > Na⁺) و (Mg²⁺ > Ca²⁺ > K⁺ > Na⁺) ؛ بينما بالنسبة للأيونات السالبة هي: (CO₃⁻ > NO₃⁻ > SO₄²⁻ > HCO₃⁻ > Cl⁻) خلال فصل الأمطار لجميع المياه. اما خلال فترة الجفاف فهي كالتالي:

(NO₃⁻ > CO₃⁻ > SO₄²⁻ > Cl⁻ > HCO₃⁻) في مياه الأنهار و (NO₃⁻ > CO₃²⁻ > SO₄²⁻ > HCO₃⁻ > Cl⁻) في مياه البحيرة. كما تبين الدراسة الهيدروكيميائية أن هذه المياه تنتمي إلى عدة عائلات ذات سحنات كيميائية مختلفة. ففي فترة الأمطار، نجد نوعين من المياه: أحدهما يحتوي على سحنات كلوريد الصوديوم والأخر من النوع المختلط - كلوريد كبريتي وكلسي أومغنيزي. بينما في فترة الجفاف نجد 3 أنواع من الماء ذات سحنات مختلفة، الأول، السائد، كلوريد صودي وبوتاسي أو كبريتي صودي، والثاني كلوريد وكبريتي كلسي ومغنيزي، والثالث بيكربونات صودي وبوتاسي. كما يعد تفكك، ذوبان الكربونات، الكبريتات، الأملاح وجزء من المعادن السيليكاتية، زيادة عن التبادل الأيوني والتبخر، من اهم العوامل الهيدروكيميائية الرئيسية لملوحة المياه. بالإضافة إلى هذه الظواهر الطبيعية، فقد لعب التلوث البشري أيضاً دوراً في تمعدن وتلوث مياه الحوض. اجتماع هذه العوامل في وسط ملائم لتركز العناصر المنحلة ساعد بصفة إيجابية في تطور ملحوة المياه في منطقة الدراسة خاصة في فترات الجفاف.

من جانب آخر، تم تقييم مدى ملائمة المياه للاستخدامات المختلفة. حيث ان مدى ملائمتها للاستخدام المنزلي، تم إجراؤها من خلال مقارنة معالماتها الفيزيائية والكيميائية مع معايير منظمة الصحة العالمية، وحساب مؤشر نوعية ماء الشرب (IQE) ومؤشرات التلوث الأخرى (PHI و FC و DC و IPO) حيث تبين أن هذه المياه ملوثة، بشكل أساسي، بالمغذيات (NH₄، ON₃، إلخ) و المواد الحديدية الصلبة (Fe, Cu, Al) أين يزداد تلوثها في فترة الجفاف ومنه هذه المياه غير صالحة للاستهلاك المنزلي. بينما تشير دراسة ملائمتها للري باستخدام مؤشرات مناسبة (ASR و Na% و SRC و AMR و KR) إلى أن هذه المياه ذات فئات جيدة و لا تشكل خطراً من الملوحة أو القلوية وهي مناسبة لمعظم المحاصيل في معظم أنواع التربة خلال موسم الأمطار؛ غير أنه في فترة الجفاف، في بعض نقاط النهر، تكون المياه ذات نوعية رديئة وتشكل خطراً قلوياً معيناً على التربة ولهذا لا بد من أخذ الحيطة عند استعمالها.

كما تسلط نتائج التحليل الإحصائي المتعدد الجوانب الضوء على التباين المكاني والزمني (الموقع -الموسم) لخصائص المياه وتمايز نوعيتها وهذا يعكس تعقيد وتفاعل العمليات الطبيعية لتمعدنها فضلاً عن تأثير النشاط البشري على تركيباتها (التلوث الناجم عن المواد الغذائية والمواد (ETM) في هذه المنطقة، كما انها تؤكد النتائج المتحصل عليها باستعمال مختلف الأساليب الهيدروكيميائية المستخدمة.

النتائج المقدمة في هذه الأطروحة تعتبر بمثابة أساس تقييم من اجل إدارة واستخدام عقلائي للمياه في حوض واد الكبير العلوي. حيث ستساعد في تصميم دراسات، على المستوى الإقليمي، لنوعية المياه السطحية وإيجاد تقنيات معالجة مناسبة تقلل، قبل كل شيء، المستويات العالية من الملوثات خاصة منها ذات أصل بشري وبالتالي خفض تكاليف معالجة المياه المخصصة للاستهلاك البشري. كما انها ستساعد في الحفاظ على هذا المورد الثمين في منطقة الدراسة؛ لأن السيطرة على مصادر التلوث، تعزيز المراقبة والاستغلال الأمثل للمياه السطحية جد ضروري من اجل التنمية والاستخدام الرشيد للموارد المائية في هذه المنطقة شبه الجافة من الجزائر.

الكلمات المفتاحية

حمام قروز، وادي الكبير العلوي، شبه جافة، هيدروكيميائي، مغذيات، العناصر الحديدية الثانوية، ملائمة المياه.

SOMMAIRE

SOMMAIRE

PREFACE

RESUME

SOMMAIRE

LISTE DES ABREVIATIONS

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

INTRODUCTION GENERALE 1

PARTIE 1 : CADRE NATUREL

Chapitre 1 : CADRE GEOGRAPHIQUE ET HYDRO-CLIMATIQUE.

Introduction :	5
1. Localisation géographique	5
2. Climat de la région d'étude	
2.1. Etude des paramètres climatique	11
2.1.1. Pluviométrie ou Précipitations	11
2.1.1.1. Les précipitations annuelles moyennes	13
2.1.1.2. Les précipitations mensuelles et saisonnières	13
2.1.2. La température	15
2.1.2.1. Variation des températures moyennes mensuelles	15
2.1.2.2. Variation des températures moyennes inter-annuelle	16
2.2. Le régime climatique	17
2.2.1. Diagramme Pluvio-Thermique ou Ombro-Thermique	18
2.2.2. Indice d'aridité	19
2.2.3. Climagramme d'Emberger (1955)	20
2.2.4. L'humidité du sol	20
2.2.5. L'Humidité	21
2.2.6. Le vent	22
2.3. Végétation	23
2.4. Habitat	23

2.5. L'agriculture	24
Conclusion :	24

CHAPITRE 2 : CADRE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIE

I- CADRE GEOLOGIQUE	25
1. Cadre géologique régional	25
1.1. Domaine interne	25
1.2. Domaine externe	26
1. 3. Domaine de l'avant pays	26
1.4. Les formations post-nappes	27
2. Cadre géologie local	27
2.2. Les formations tertiaires ou cénozoïques	28
2.3. Les formations quaternaires	28
3. Tectonique	30
Conclusion	31
II. CADRE HYDROGEOLOGIQUE	32
Conclusion	36

PARTIE 2 : ETUDE HYDROCHIMIQUE

Introduction	37
--------------	----

CHAPITRE 3 : CARACTERISATION BIO-PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX

Introduction	39
1. Matériels et méthodes d'analyse des eaux	39
1.1. Echantillonnage et prélèvement	39
1.2. Méthode d'analyse des eaux	41
1.3. Contrôle de la qualité des données	42
2. Analyse des paramètres bio-physico-chimique	43
2.1. paramètres statistiques	43
2.1.1. Eaux des oueds (rivières)	43

2.1.2. Les eaux du Lac du Barrage Hammam Grouz	47
2.2. Variations et répartitions des paramètres physiques des eaux	52
2.3. Qualité chimique et répartition des ions des eaux	59
2.4. Traces métalliques ou métaux lourds	71
2.4.1. Les catégories des métaux lourds	72
2.4.2. Traces métalliques et leur répartition dans les eaux	73
Conclusion	77

CHAPITRE 4 : FACIES ET MECANISMES DE SALINISATION DES EAUX

Introduction	78
I. Facies ou types chimiques des eaux de surface	78
1. Diagramme de Piper	78
2. Diagramme de Chadha	80
3. Diagramme de Shoeller-Berkaloff	83
4. Diagramme de Stiff	85
II. Origine ou processus de la salinisation des eaux	87
1. Diagramme de Gibbs	87
2. Diagrammes binaires et rapports caractéristiques	89
2.1. Diagramme $(Ca^{+2} + Mg^{+2})$ VS $(SO_4^{2-} + HCO_3^- + CO_3^-)$	89
2.2. Diagramme $((Ca^+ + Mg^+) - (HCO_3^- + SO_4^-))$ VS $(Na^+ + K^+ - Cl^-)$	91
2.3. Les rapports $(Ca^{+2}/(HCO_3^- + CO_3^-))$ et $((Ca^{+2} + Mg^{+2}) / (HCO_3^- + CO_3^-))$	97
3. Diagrammes $(Na^+ + K^+) - Cl^- / Cl^-$ et Na^+ / Cl^-	
Conclusion	99

CHAPITRE 5 : APTITUDE DES EAUX A L'USAGE DOMESTIQUE ET L'IRRIGATION

Introduction	100
1. Adéquation de l'eau de surface à la consommation	100
1.1. Les caractéristiques des paramètres physico-chimiques des eaux et leur aptitude à l'AEP (usage domestique)	100

1.2. L'indice de la qualité de l'eau (IQE)	103
1.3. L'indice de pollution par les éléments traces métalliques-ETM (HPI)	107
1.4. Facteur de contamination (FC)	109
1.5. Degré de contamination (Dc)	110
1.6. Indice de pollution organique (IPO)	111
2. Qualité des eaux pour l'irrigation	113
2.1. Rapport d'absorption du sodium-SAR	114
2.2. Pourcentage de sodium (Na%)	115
2.3. Rapport d'absorption du magnésium (MAR)	116
2.4. Le Carbonate du Sodium Résiduel (RSC)	117
2.5. Indice de perméabilité	118
2.6. Indice de Kelly (KI) ou rapport de Kelly (KR)	118
2.7. Classifications des eaux d'irrigation selon Richards et Wilcox	119
2.7.1. Diagramme de Riverside	119
2.7.2. Classification de Wilcox	122
Conclusion	124

CHAPITRE 6 : STATISTIQUE MULTIVARIEE DES PARAMETRES

BIO-PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX

Introduction	125
1. Les diagrammes en boites	126
1.1. Les eaux de rivière	128
1.1. Les eaux de lac	133
2. l'Analyse en compassant principale (ACP)	137
3. La classification ascendante hiérarchique (CAH)	138
A. Eaux de Rivière	141
1. Saison humide	141
1.1. Matrice de corrélation des eaux de rivière en période humide	141

1.2. ACP des eaux de rivière en période humide	144
1.3. La CAH des eaux de rivière en période humide	147
2. Saison sèche	148
2.1. Matrice de corrélation des eaux de rivière en période sèche	148
2.2. ACP de l'eau de rivière en période sèche	150
2.3. CAH des eaux de rivière en période sèche	152
B. Les eaux de lac	153
1. En période humide	153
1.1. Matrice de corrélation des eaux de Lac en période humide	153
1.2. ACP des eaux du lac en humide	155
1.3. CAH des eaux de lac en période humide	157
2. En période sèche	158
2.1. Matrice de corrélation des eaux du lac en période sèche	158
2.2. ACP des eaux du lac en période sèche	160
2.3. CAH des eaux du lac en période sèche	162
Conclusion	163
CONCLUSION GENERALE	165
REFERENCE	170
ANNEXES	

LISTE DES ABREVIATIONS

LISTE DES ABREVIATIONS :

°C : Degré Celsius

$\mu\text{s}/\text{cm}$: micro siemens par centimètre

meq/l : milli-équivalent.

T(C) ° : Température

PH : Potentiel D'hydrogène

CE : Conductivité Electrique

TDS : Total Dissolved Solids

SAL : Salinité

TH : Dureté Total

TA : Alcalinité Total

Turb : Turbidité Total

Ca^{2+} : Calcium

Mg^{2+} : Magnésium

K^{+} : Potassium

Na^{+} : Sodium

HCO_3^{-} : Bicarbonate De Calcium

CO_3^{-} : Carbonate

SO_4^{2-} : Sulfates

Cl^{-} : Chlorure

NO_2^{-} : Nitrates

NO_3^{-} : Nitrates

NH_4^{+} : Ammoniaque

Po_4^{-} : Phosphate

Fe^{3+} : Fer

Al^{3+} : Aluminium

Cu^{2+} : Cuivre

Mn^{2+} : manganèse

$\text{Si}(\text{OH})_4^{-}$: Silicium

O.M.S : Organisation Mondiale de la Santé

DBO5 : demande biologique en oxygène pendant cinq jours

DCO : demande chimique en oxygène

LISTES DES FIGURES ET TABLEAUX

LISTES DES FIGURES :

Figure 1 :	Le sous bassin du Barrage de Hammam Grouz (Kébir amont ou Haut Rhumel) : situation dans le bassin Kébir-Rhumel.	05
Figure 2 :	Carte de découpage administratif du Nord Algérien et localisation de la région d'étude.	06
Figure 3:	Bassins versants d'Algérie	07
Figure 4 :	Localisation du de la zone d'étude (10-3) -Bassin hammam Grouz- dans le bassin Kébir-Rhumel.	08
Figure 5 :	Situation de barrage Hammam Grouz	09
Figure 6 :	Carte bioclimatique Nord Algérien.	10
Figure 7 :	Variation interannuelle des précipitations dans les stations.	13
Figure 8 :	Variation saisonnière des précipitations.	14
Figure 9 :	Variations des précipitations moyennes mensuelles pour les deux stations avec la moyenne du bassin.	15
Figure10 :	variation mensuelle de la température au niveau de la station de Hammam Grouz (1987/88-2007/08).	16
Figure 11:	Variations des températures moyennes interannuelles	17
Figure 12:	Diagramme Ombro-thermique de la station de Hammam Grouz (1987/88-2007/08).	18
Figure 13:	Indice d'aridité de De Martonne pour la station de Hammam Grouz.	19
Figure 14:	Climagramme d'Emberger pour la station Hammam Grouz.	20
Figure 15:	Evaluation de l'humidité du sol selon Euverte - Station Hammam Grouz.	21
Figure 16:	Evolution de l'humidité moyenne mensuelle à la station de chelghoum laid pour la période : 2001-2010.	22
Figure 17:	Diagramme des vitesses moyennes mensuelles des vents à la station de Chelghoum Laid.	23
Figure 18:	Carte géologique du bassin versant Rhumel Amont d'après Villa (1980).	29
Figure 19:	Colonne litho-stratigraphique et hydrogéologique	34
Figure 20:	Coupe hydrogéologique.	35

Figure 21:	Carte piézométrique de l'aquifère du Mio-Plio-quaternaire du bassin de Hammam Grouz, Février 2020	36
Figure 22:	Carte de localisation des points d'eau (R : Oued et L : réservoir du barrage)	41
Figure 23:	Pie diagramme des valeurs médianes des principaux ions des eaux des oueds durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS).	46
Figure 24:	Pie diagramme des valeurs médianes des principaux ions dans les eaux du lac durant la saison humide et la saison sèche.	50
Figure 25:	Graphes des valeurs moyennes du T(C°) pour les eaux deux sites au cours de deux saisons.	52
Figure 26:	Graphes des valeurs moyennes du pH pour les eaux deux sites au cours de deux saisons	53
Figure 27-28:	Graphes des valeurs moyennes de la CE et du TDS pour les eaux étudiées durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS).	55
Figure 29:	Graphe des valeurs moyennes de la Salinité pour les eaux étudiées durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS).	56
Figure 30:	Graphe des valeurs moyennes de la dureté totale pour les eaux étudiées durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS).	57
Figure 31:	Graphes des valeurs moyennes de l'alcalinité totale pour les eaux étudiées durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS).	58
Figure 32:	Graphes des valeurs moyennes de la turbidité pour les eaux étudiées durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS).	59
Figure 33:	Valeurs moyennes du calcium des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).	60
Figure 34:	Valeurs moyennes du magnésium des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).	60
Figure 35:	Valeurs moyennes du sodium des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).	61
Figure 36:	Valeurs moyennes du potassium des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche).	62
Figure 37:	Valeurs moyennes du bicarbonate des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).	63

Figure 38:	Valeurs moyennes du carbonate des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).	64
Figure 39:	Valeurs moyennes du sulfate des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).	64
Figure 40:	Valeurs moyennes du chlorure des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).	65
Figure 41:	Valeurs moyennes du nitrate des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).	66
Figure 42:	Valeurs moyennes des phosphates des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).	67
Figure 43:	Valeurs moyennes du phosphore des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : Saison Sèche).	68
Figure 44:	Valeurs moyennes de l'ammonium des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, DL : désirable Limite).	69
Figure 45:	Valeurs moyennes de nitrite des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, DI : désirable Limite).	69
Figure 46:	Valeurs moyennes de la silice des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, DI : désirable Limite).	70
Figure 47:	Valeurs moyennes du fer des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, DI : désirable Limite).	73
Figure 48:	Valeurs moyennes du cuivre des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, DI : désirable Limite).	74
Figure 49:	Valeurs moyennes du manganèse des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).	75
Figure 50:	Valeurs moyennes de l'aluminium des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, DL : désirable Limite).	76
Figure 51:	Diagramme de piper - période humide	79
Figure 52:	Diagramme de piper - période sèche.	80
Figure 53:	Diagramme de Chadha pour la période humide	82
Figure 54:	Diagramme de Chadha en période sèche	83

Figure 55:	Diagramme de Schoeller-Berkaloff pour la période humide dans la Rivière et la Lac	84
Figure 56:	Diagramme de Schoeller pour la période sèche	85
Figure 57:	Diagramme de stiff pour la période humide	86
Figure 58:	Diagramme de stiff pour la période sèche	87
Figure 59:	Mécanismes gouvernant la chimie des eaux de surface dans la zone d'étude	88
Figure 60:	Mécanismes gouvernant la chimie des eaux de surface dans la zone d'étude en période sèche	89
Figure 61:	Diagramme ($\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$) VS ($\text{SO}_4^{-2} + \text{HCO}_3^{-}$) - période humide.	90
Figure 62:	Diagramme ($\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$) VS ($\text{SO}_4^{-2} + \text{HCO}_3^{-}$) - période sèche.	91
Figure 63:	Diagramme ($(\text{Ca}^{+} + \text{Mg}^{+}) - (\text{HCO}_3^{-} + \text{SO}_4)$) vs ($\text{Na}^{+} + \text{k}^{+} - \text{Cl}^{-}$) en période humide	92
Figure 64:	Diagramme ($(\text{Ca}^{+} + \text{Mg}^{+}) - (\text{HCO}_3^{-} + \text{SO}_4)$) vs ($\text{Na}^{+} + \text{k}^{+} - \text{Cl}^{-}$) en période sèche.	92
Figure 65:	Indices chloro-alkalins 1 et 2 (CAI 1 et CAI 2) pour les eaux de surface de la zone d'étude en période humide.	93
Figure 66:	Indices chloro-alkalins 1 et 2 (CAI 1 et CAI 2) pour les eaux de surface de la zone d'étude en période sèche.	94
Figure 67:	Les rapports ($\text{Ca}^{+2} / (\text{HCO}_3^{-} + \text{CO}_3^{-})$) et ($(\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}) / (\text{HCO}_3^{-} + \text{CO}_3^{-})$) en période humide.	95
Figure 68:	Les rapports ($\text{Ca}^{+2} / \text{Mg}^{+2}$) et ($\text{Ca}^{+2} / \text{SO}_4^{-2}$) en période humide	95
Figure 69:	Les rapports ($\text{Ca}^{+2} / (\text{HCO}_3^{-} + \text{CO}_3^{-})$) et ($(\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}) / (\text{HCO}_3^{-} + \text{CO}_3^{-})$) en période Sèche.	96
Figure 70:	Les rapports ($\text{Ca}^{+2} / \text{Mg}^{+2}$) en période sèche.	97
Figure 71:	Les rapports $(\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}) - \text{Cl}^{-} / \text{Cl}^{-}$ et $(\text{Na}^{+} / \text{Cl}^{-})$ en période humide	98
Figure 72:	Les rapports $(\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}) - \text{Cl}^{-} / \text{Cl}^{-}$ et $(\text{Na}^{+} / \text{Cl}^{-})$ en période sèche	98
Figure 73:	le graphique TDS – TH en période humide.	102
Figure74 :	le graphique TDS – TH en période sèche	102
Figure 75 :	L'Indice de la Qualité de l'Eau (IQE) - saison humide	106
Figure 76 :	L'Indice de la Qualité de l'Eau (IQE) saison sèche	107

Figure 77 :	Diagramme Riverside en période humide	121
Figure 78 :	Diagramme Riverside en période sèche.	122
Figure 79 :	Diagramme de Wilcox en périodes humide et sèche.	123
Figure 80 :	Modèle d'une boîte à moustache.	127
Figure 81 :	Distributions du pH des eaux de rivière selon les saisons (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	128
Figure 82 :	Distributions de la Température dans les eaux de rivière selon les saisons (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	128
Figure 83 :	Distributions de la Turbidité dans les eaux de rivière selon les saisons (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	129
Figure 84 :	Distributions de la TA et du TH dans les eaux de rivière selon les saisons (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	130
Figure 85 :	Distributions des éléments majeurs dans les eaux de rivière selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	130
Figure 86 :	Distributions de NO_3^- et $(\text{PO}_4\text{-P})$ dans les eaux de rivière selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	131
Figure 87 :	Distributions des nutriments dans les eaux de rivière selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	132
Figure 88 :	Distributions des ETM dans les eaux de rivière selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	132
Figure 89 :	Distributions du PH dans les eaux du lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche)	133
Figure 90 :	Distributions de la Température dans les eaux du lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	133
Figure 91 :	Distributions de la Turbidité dans les eaux du lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	134
Figure 92 :	Distributions de la TA et du TH dans les eaux de lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	134
Figure 93 :	Distributions des ions majeurs dans les eaux de lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	135
Figure 94 :	Distributions de NO_3^- et PO_4^- dans les eaux de lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	136
Figure 95 :	Distributions des nutriments dans les eaux de lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	136

Figure 96 :	Distributions des ETM dans les eaux de lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).	137
Figure 97 :	Représentation hiérarchique d'un dendrogramme	140
Figure 98 :	Tracé d'effondrement, eaux de rivière, SH.	144
Figure 99 :	Tracé des composantes dans l'espace après rotation, eaux rivière, SH.	147
Figure 100 :	Dendrogramme montrant les groupes d'eau de rivière en saisons humide	147
Figure 101:	Tracé d'effondrement, eaux de rivière, SS.	150
Figure 102 :	Tracé des composantes dans l'espace après rotation, eaux rivière, SS.	152
Figure 103 :	Dendrogramme montrant les groupes d'eau de rivière en saisons sèche.	153
Figure 104 :	Tracé d'effondrement, eaux du lac, SH.	155
Figure 105 :	Tracé des composantes dans l'espace après rotation, eaux du Lac, SH.	157
Figure 106 :	Dendrogramme montrant les groupes d'eau du lac en saisons humide	158
Figure 107 :	Tracé d'effondrement, eaux du lac, SS.	160
Figure 108 :	Tracé des composantes dans l'espace après rotation, eaux lac, SS.	162
Figure 109 :	Dendrogramme montrant les groupes d'eau du lac en saisons sèche.	163

LISTE DES TABLEAUX :

Tableau 1 :	Coordonnées des stations et série des données disponibles.	11
Tableau 2 :	Précipitations annuelles aux stations de Hammam Grouz et Chelghoum Laid.	12
Tableau 3 :	Les précipitations moyennes mensuelles, saisonnières et annuelles à la station de Hammam Grouz (1987/88 à 2007/08) et de Chemghoum Laid (1976/77 à 2006/07	14
Tableau 4 :	Répartition des températures moyennes mensuelles et saisonnières station de Hammam Grouz.	15
Tableau 5 :	Valeurs moyennes mensuelles des précipitations et de température à la station de Hammam Grouz (1987/88-2007/08).	18
Tableau 6 :	Indice d'Euverte à la station de Hammam Grouz 1988/89 à 2003/08.	21
Tableau 7 :	Humidités moyennes mensuelles à la station de Chelghoume Laid pour la période : 2001-2010.	22
Tableau 8 :	Vitesse moyenne mensuelle des vents à la station de Chelghoum Laid.	23
Tableau 9 :	Coordonnées des points de prélèvement d'eau de surface.	40
Tableau10:	Résultats de l'étude statistique des paramètres bio-physico-chimiques des eaux d'Oeud du barrage Hammam Grouz durant les 2 campagnes d'échantillonnage de Janvier 2020 (saison humide) et Aout 2020 (saison sèche).	45
Tableau 11:	Résultats de l'étude statistique des paramètres bio-physico-chimiques des eaux du lac du barrage Hammam Grouz durant les 2 campagnes d'échantillonnage de Janvier 2020 (saison humide) et Aout 2020 (saison sèche).	48
Tableau 12:	Relation entre la minéralisation et la conductivité électrique	56
Tableau 13:	Poids des paramètres physico-chimiques	105
Tableau 14 :	Classification de l'eau selon l'IQE	105
Tableau16 :	Les valeurs de HPI durant la saison sèche.	109
Tableau 17:	Les valeurs (Max, Min, Moy) des FC et Cd en Saison Humide.	110
Tableau 18 :	Les valeurs (Max, Min, Moy) des FC et Cd en Saison Sèche.	111
Tableau 19 :	Limites des classes de l'Indice de Pollution Organique	112
Tableau 20 :	Les valeurs calculées d'IPO en saison humide et sèche.	113

Tableau 21 :	Classification des eaux d'irrigation en fonction du SAR	115
Tableau 22 :	Classification des eaux d'irrigation en fonction du Na%	116
Tableau 23 :	Classification des eaux d'irrigation selon Riverside	120
Tableau 24 :	Matrice de corrélation Pearson appliquée aux différentes variables physico-chimiques des eaux de Rivière en saison humide (SH).	143
Tableau 25 :	Représentativité des principaux axes factoriels – eaux de rivière, SH.	145
Tableau 27 :	Matrice des composantes après Rotation – eaux de rivière, SH. (Rotation Varimax avec normalisation Kaiser).	146
Tableau 28 :	Matrice de corrélation Pearson appliquée aux différentes variables physico-chimiques des eaux de Rivière en saison sèche (SS).	149
Tableau 29 :	Représentativité des principaux axes factoriels – eaux de rivière, SS.	150
Tableau 30 :	Matrice des composantes après Rotation – eaux de rivière, SH. (Rotation Varimax avec normalisation Kaiser).	151
Tableau 31 :	Matrice de corrélation Pearson appliquée aux différentes variables physico-chimiques des eaux du lac en saison humide (SH).	154
Tableau 32 :	Représentativité des principaux axes factoriels – eaux du lac, SH.	156
Tableau 33 :	Matrice des composantes après Rotation – eaux du Lac, SH. (Rotation Varimax avec normalisation Kaiser).	156
Tableau 34 :	Matrice de corrélation Pearson appliquée aux différentes variables physico-chimiques des eaux du lac en saison sèche (SS).	159
Tableau 35 :	Représentativité des principaux axes factoriels – eaux du lac, SS	160
Tableau 36 :	Matrice des composantes après Rotation – eaux du lac, SS. (Rotation Varimax avec normalisation Kaiser).	161

INTRODUCTION GENERALE

L'eau, source vitale pour toute vie et développement, voit, depuis des décennies, une détérioration continuelle et aggravante de sa qualité dans de nombreuses régions du monde et plus particulièrement dans les pays en voie de développement. Cette dégradation est, surtout, due à l'augmentation des besoins domestiques, industriels et agricoles dont l'apparition de concentrations massives des populations, des rejets industriels non contrôlés, l'utilisation intensive des engrais chimiques en agriculture, ect... conduisent à des modifications de la qualité des eaux ce qui les rendent, le plus souvent, impropres aux usages souhaités induisant, ainsi, que de sérieux dommages et déséquilibres de leur environnement. Ceci nécessite un suivi régulier et une gestion rationnelle de ses ressources précieuses mais rares ainsi que leur protection contre tout genre de pollution susceptible de nuire à leur qualité.

Cependant, dans notre pays, en grande partie semi-aride ou aride, les ressources en eau sont limitées, irrégulières et inégalement réparties à travers le territoire ; les eaux de surface sont surtout localisées dans le Nord (bande côtière) alors que des eaux souterraines peu ou non renouvelables sont surtout localisées dans le Sud (Sahara). La qualité de ces eaux se dégrade dans la majorité des bassins d'importance vitale sous l'effet des rejets (urbains et industriels) et des pratiques surtout agricoles désordonnés et non contrôlés. Aussi, les barrages réservoirs s'ensavent et perdent de leur capacité et le rejet de la vase dans les cours d'eau pose d'énormes problèmes écologiques et environnementaux, de même, les eaux souterraines se dégradent suite à leur surexploitation ; ceci constitue une sérieuse inquiétude à laquelle la recherche de solutions adéquates s'impose.

Toutefois, les zones humides, principalement, continentales (lacs, réservoirs de barrages) représentent les meilleurs exemples d'écosystèmes à protéger vu leur fonction naturelle principalement biologique : productivité biologique, habitat et richesse écologique (animale et végétale), fonctions écologique et hydrologique ainsi que leur importance socio-économique (alimentation en eau potable (AEP) des populations, irrigation,...). Aussi, la région de Mila, avec ses importantes zones humides (barrages et retenues) dont le lac du barrage de Hammam Grouz, représente un bon exemple d'étude, qui méritent une meilleure gestion, préservation et protection.

Parmi les substances chimiques ou organiques, susceptibles d'être à l'origine de la pollution des eaux, on trouve les substances toxiques telles que le phosphore, les métaux lourds, les substances nutritives,... etc dont la pollution des eaux superficielles par ces substances est devenue l'une des plus graves nuisances affectant surtout les régions urbaines, agricoles ou

industrielles tel est le cas de la région du bassin versant du barrage de Hammam Grouz. Cette pollution en milieu aquatique affecte en plus des eaux, les sédiments de fond, principalement ceux des barrages et retenues, qui mériteraient aussi d'être étudiés dans le futur, car c'est dans ces sédiments et vases que les contaminants non dégradables se concentrent générant une eutrophisation de leurs eaux.

Parmi les principaux polluants induisant la dégradation des stocks d'eau et limitant la croissance végétale, on trouve entre autres le sodium, le phosphore et les métaux lourds. Du fait, nous avons jugé utile de contribuer modestement, à travers la détermination et le suivi de leurs concentrations ainsi que des éléments majeures des eaux, à l'étude biogéochimique d'un plan d'eau de surface de la région de Mila celui du Barrage de Hammam Grouz - Oued Athmania

Dans la région du Bassin de Hammam Grouz, sous-bassin du Kebir amont dit aussi Haut Rhumel partie intégrante du grand bassin hydrogéologique du Kebir Rhumel et typique par sa situation intermédiaire entre le Tell et le Hodna, comme dans d'autres régions du Bassin Kebir-Rhumel, les eaux de surface constituent une des principales sources exploitées pour différents besoins des populations. Ses eaux subissent d'importants impacts d'urbanisation, d'activité industrielle croissants et des activités agricoles implantées tout au long de ses berges (Chalgoum Laid, Oued El-Atmania) ajoutés aux irrégularités des précipitations et à leurs limitations (ANRH, 2011), provoquant la dégradation des eaux dans plusieurs endroits de cette région. Au vu de cette situation, où les eaux sont devenues de plus en plus vulnérables à la pollution, ceci impose la recherche de solutions à ce constat inquiétant qui passe par une meilleure connaissance du chimisme des eaux et de ses facteurs déterminants. Ainsi, la compréhension des caractéristiques hydrochimiques et de la qualité de l'eau devient critique pour la planification et la gestion des eaux dans cette région, afin d'assurer une utilisation sûre et durable de ces ressources. Cependant, bien que des études aient été réalisées sur la qualité chimique des eaux de surface dans plusieurs endroits du bassin du Kebir-Rhumel (Mihoubi, 2009 ; Abdelhamid, 2016), la plus part de ces études fragmentaires se sont limitées à la détermination de leurs faciès ou à l'étude de quelques éléments chimiques. Afin de combler cette lacune, notre thème de recherche s'est proposé d'étudier la caractérisation et l'évaluation de la qualité des eaux du Barrage Hammam Grouz en recherchant les mécanismes qui gouvernent leur évolution et par conséquent leur pollution ; ceci, à partir d'une étude bio-géochimique détaillée des eaux du barrage (Oued Rhumel et retenue) afin de déterminer leur degré de pollution.

L'objectif principal de ce travail de thèse est l'étude des eaux du « Barrage de Hammam Grouz » et de son drain principal « Oued Rhumel » suite à une caractérisation hydrogéochimique rigoureuse de ces eaux dans leur contexte naturel, de voir leur distribution et d'identifier les principaux processus hydrogéochimiques qui sont responsables de leur chimie dans la zone d'étude ainsi que d'évaluer leur aptitude à divers usages.

Il s'agit, surtout, d'identifier, de déterminer et de mieux comprendre l'ensemble des processus hydrogéochimiques, souvent complexes, qui permettront de déterminer les principaux facteurs et mécanismes influençant ou contrôlant le chimisme des eaux ainsi que leur répartition et évolution dans la zone d'étude. Ceci, dans le but d'une meilleure caractérisation, préservation et gestion de cette ressource rare, à partir de l'étude de 26 paramètres physico-chimiques mesurés ou analysés au cours de deux campagnes d'échantillonnages (27 sites : 15 au niveau du lac du barrage et 12 au niveau de l'Oued Rhumel et son affluent principal Oued Dekri) correspondant aux deux saisons répandues (saison humide et saison sèche) dans la région.

La problématique de notre étude se résume donc en deux points essentiels :

- Le premier porte sur la caractérisation de la chimie des eaux en question (analyse et traitement des paramètres physico-chimiques, faciès hydrochimiques, répartition, processus minéralisateur) et leur évolution spatio-temporelle.
- Le second porte sur l'étude de l'évaluation de la qualité des eaux et leur aptitude à l'AEP et l'irrigation.

Enfin, dans cette thèse, ont été intégrés différents outils de caractérisation et d'interprétation hydrochimiques en vue d'une meilleure compréhension du fonctionnement du système hydrique indispensable pour définir des règles de gestion durable des ressources en eau. Dans ce travail, nous avons utilisé, plus spécifiquement, des méthodes descriptives, corrélatives et représentatives ou graphiques des données physico-chimiques ainsi que le calcul de multiples indices d'évaluation d'aptitude des eaux, à travers un nombre suffisant de mesures et d'analyses (27 sites échantillonnées pour deux saisons (15 au niveau du lac du barrage et 12 au niveau de l'Oued Rhumel et son affluent principal Oued Dekri).

La thèse est structurée en deux parties principales rassemblant six (06) chapitres :

La première partie - **Partie I** - est consacrée à l'étude et la caractérisation du cadre naturel de la région d'étude.

- Le premier chapitre est consacré au cadre géographique, hydro-climatique de la zone d'étude.

- Le deuxième chapitre traite la géologie et l'hydrogéologie de la région à savoir, la nature lithologiques des formations, la structure et tectonique et les aquifères présents.

La deuxième partie - **Partie II** - s'intéresse à l'étude et la caractérisation biogéochimique des eaux du barrage de Hammam Grouz et leur aptitude à l'usage domestique et l'irrigation.

- Le troisième chapitre s'intéresse tout d'abord aux matériels et méthodes et par la suite à la caractérisation des paramètres bio-physico-chimiques des eaux.

- Le quatrième chapitre est réservé à la détermination des faciès ou types d'eau, à la détermination des mécanismes influençant leur charge saline et au suivi de leur évolution en se basant sur les résultats des analyses des eaux en question et aux corrélations entre éléments.

- Le cinquième chapitre est consacré à l'évaluation de l'aptitude des eaux aux diverses utilisations (AEP et Irrigation).

- Le sixième chapitre est réservé à une étude statistique multi variée des différents paramètres physico-chimiques.

Le manuscrit s'achève par une conclusion générale et perspective.

PARTIE 1
CADRE NATUREL

CHAPITRE 1
CADRE GEOGRAPHIQUE ET HYDRO-
CLIMATIQUE

Introduction

La région d'étude, Barrage Hammam Grouz, fait partie du sous-bassin O. Kebir amont nommé, aussi, sous-bassin du Haut Rhumel qui forme la zone amont du grand bassin versant ou hydrographique Kebir Rhumel (Bassin N° 10 de l'ABHS) se situant au Nord-Est Algérien (Fig. 1). Elle couvre une partie très importante de la wilaya de Mila et s'étale sur toute sa partie méridionale. Ce sous bassin forme une plaine à surface faiblement pentée du SW vers le NE formant ainsi son exécutoire naturel, ce qui lui confère autant de caractéristiques propres que ce soit géomorphologiques, climatiques ou Hydrogéologiques. La faiblesse des précipitations et leur irrégularité constitue le caractère principal du sous-bassin qui est drainé par l'Oued Rhumel et régularisé par le Barrage de Hamma Grouz à Oued Athmania.

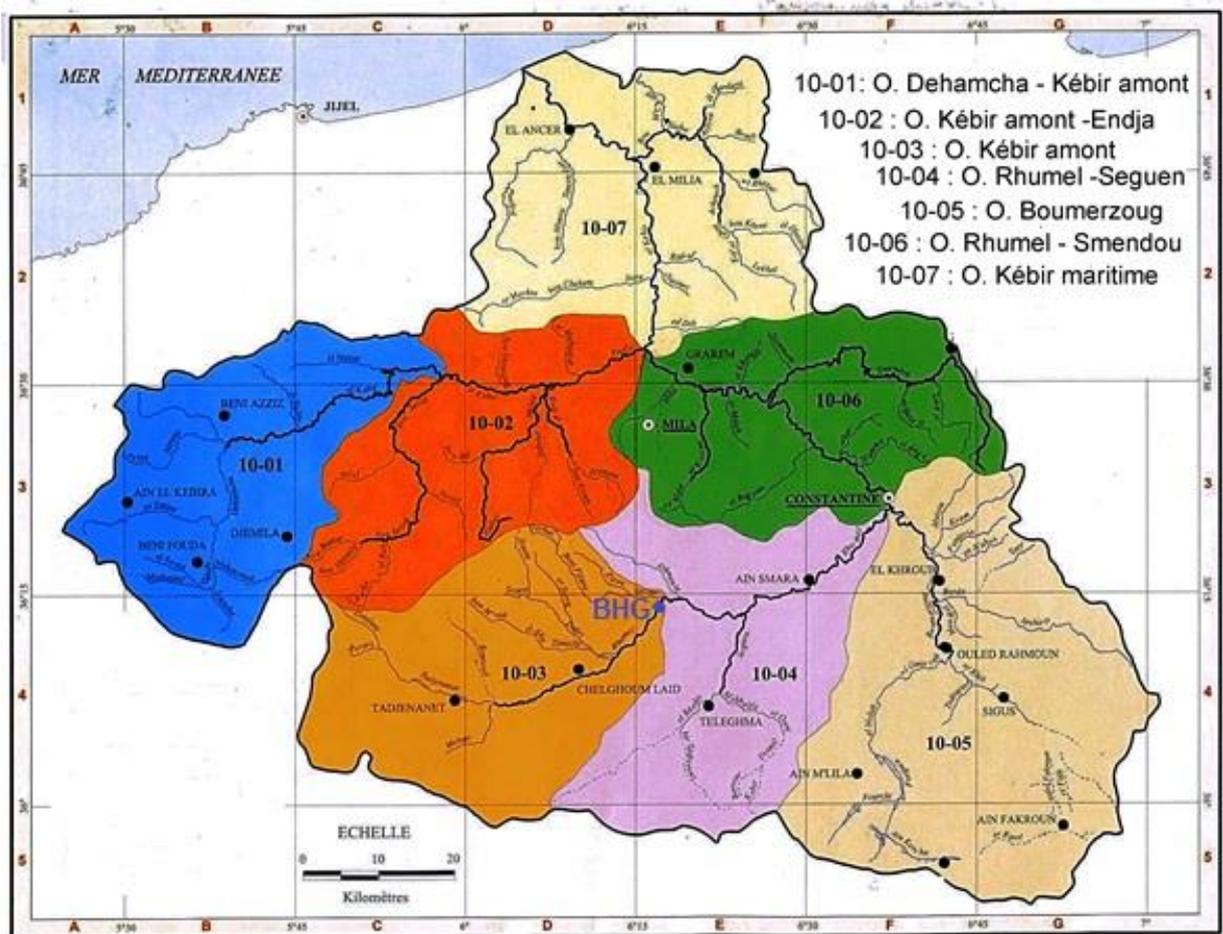


Figure 1 : Le sous bassin du Barrage de Hammam Grouz (Kebir amont ou Haut Rhumel) : situation dans le bassin Kebir-Rhumel (ANBT, 2003).

1. Localisation géographique

La région d'étude, Barrage Hammam Grouz, s'étale sur toute la partie sud de la wilaya de Mila au NE algérien. Cette région couvre une superficie de 1130 km² pour une habitation dépassant les 100.000 habitants dont les principales agglomérations sont Tadjenanet, Chelghoum Laid et Oued Athmania.

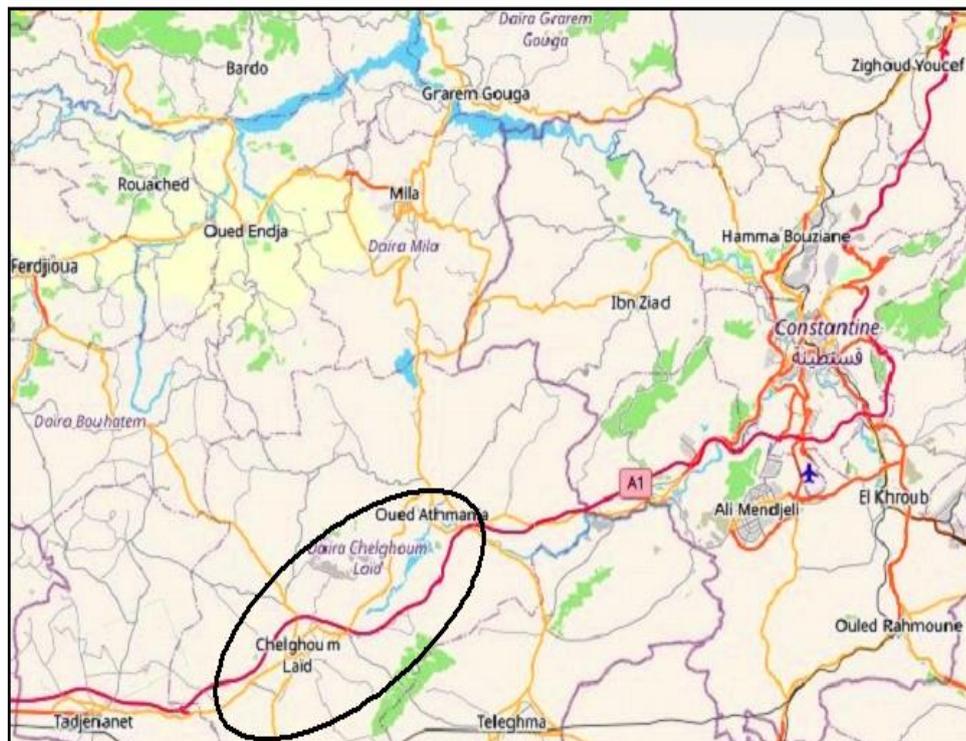
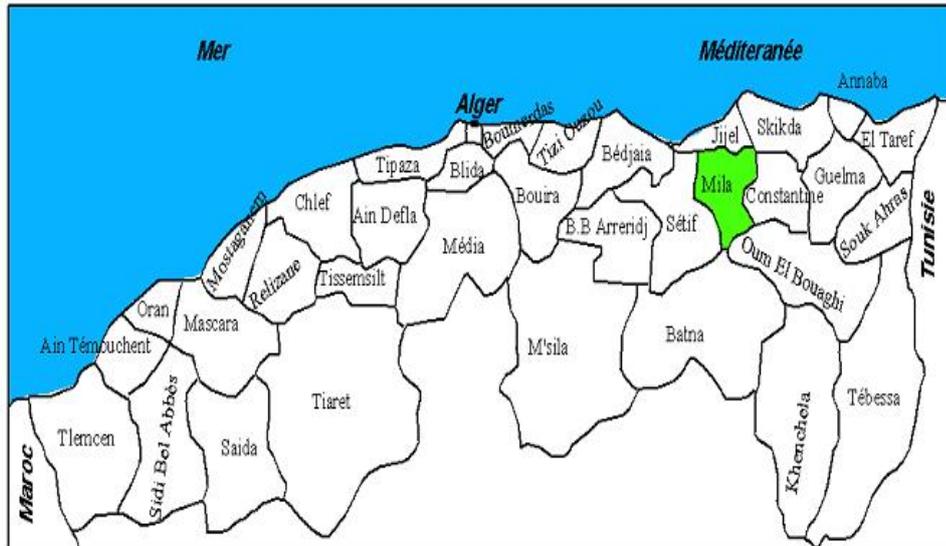


Figure 2 : Carte du découpage administratif du Nord Algérien et localisation de la région d'étude.

Le bassin du barrage de Hammam Grouz (sous-bassin O. Kebir amont ou haut Rhumel) est l'un des sept sous bassins du grand bassin versant kebir-Rhumel (8815 km²) et s'étale sur toute la partie Sud de la wilaya de Mila, avec pour longitude 6° 10' E ; 6° 18' E et 36° 08' N ; 36° 15' N Nord de latitude, sur une superficie de 1130 km² représentant le 1/3 de la superficie de la wilaya de Mila qui s'étend sur 3407,60 km². Il se trouve à environ 35 km au Sud de Mila et à 45 Km au NE de Constantine (Fig 3). Le bassin est limité au Nord par les monts de Benyahia Abderrahmane et Bouhatem, au Sud par les monts de Oueled khlouf et Ltaya, à l'Ouest par Dj

Ouled Hammou et dj Tavoudach à coté de Bir ElArch et à l'Est par Dj Grouz et Dj Tikouya (Coté de Chelghoum Laid). Aussi, Le bassin constitue la zone amont du bassin versant de Kebir-Rhumel (code : 10) et porte le code (10-03) (Fig 4). Il est limité géo-morphologiquement, par le sous bassin de l'Oued Kebir-Endja au Nord (code : 10-02), le sous bassin de l'Oued Rhumel Seguin à l'Est (code : 10-04), le bassin versant Soummam à l'Ouest (code : 15) et le bassin versant des Hautes plaines Sétifo-Constantinoises au Sud (code : 07) (ANRH 2004).

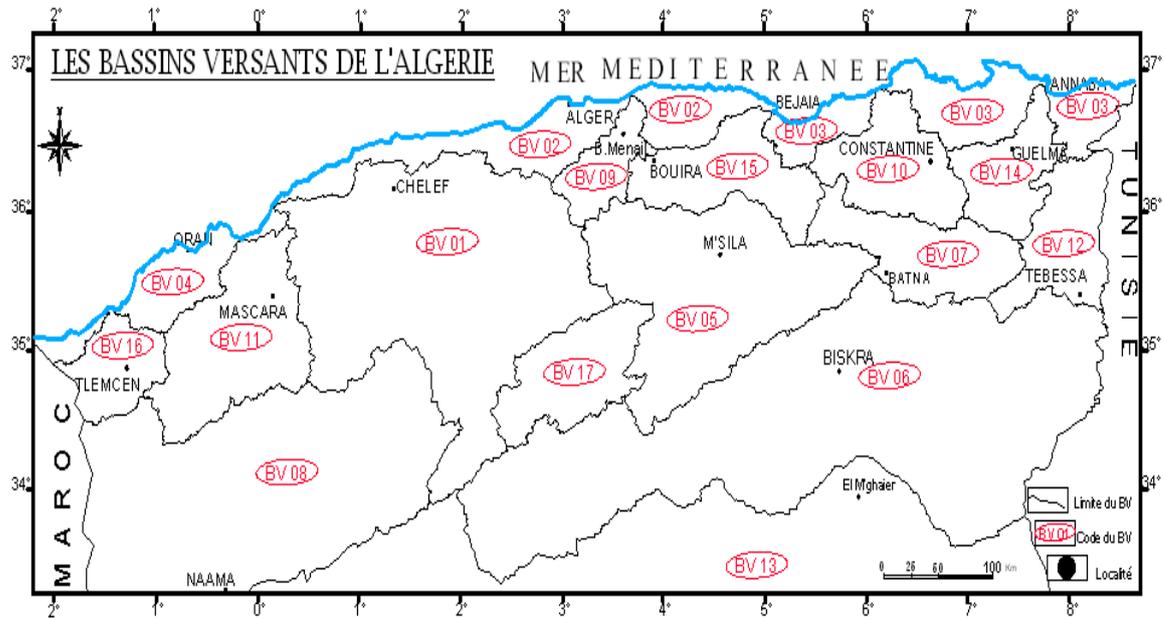


Figure3 : Bassins versants d'Algérie (ANBT, 2003).

BV 01 : Cheliff ; BV 02 : Côtiers algérois ; BV 03 : Côtiers constantinois ; BV 04 : Côtiers oranais ; BV 05 : Chott Hodna ; BV 06 : Chott Melhrir ; BV 07 : Hauts plateaux constantinois ; BV 08 : Hauts plateaux oranais ; BV 09 : Isser ; BV 10 : Kebir-Rhumel ; BV 11 : Macta ; BV 12 : Medjerda ; BV 13 : Sahara ; BV 14 : Sébousse ; BV 15 : Soummam ; BV 16 : Tafna ; BV 17 : Zahrez.

Le lac du barrage est alimenté par l'Oued Rhumel dont sa mise en eau a commencé en août 1987. Le barrage, de type-poids, est implanté dans une cluse calcaire karstique, à l'aval de laquelle exultent les sources du Hammam, à 1.5 Km au Sud de l'agglomération de l'Oued Athmania. Il est drainé par la haute vallée du Rhumel. Il forme une unité indépendante, dépression allongée au Sud du bassin Kebir Rhumel dont les altitudes s'abaissent progressivement du SW vers le NE, correspond à l'exécutoire naturel du sous bassin.

Ces principaux affluents sont O. Merdj el kebir, O. Boumrah, O. Timeslit, O. Maamra, O. Oufrich, O. Mehari, O. Boutouil, constituant l'amont de l'Oued Rhumel, le cour d'eau principal.

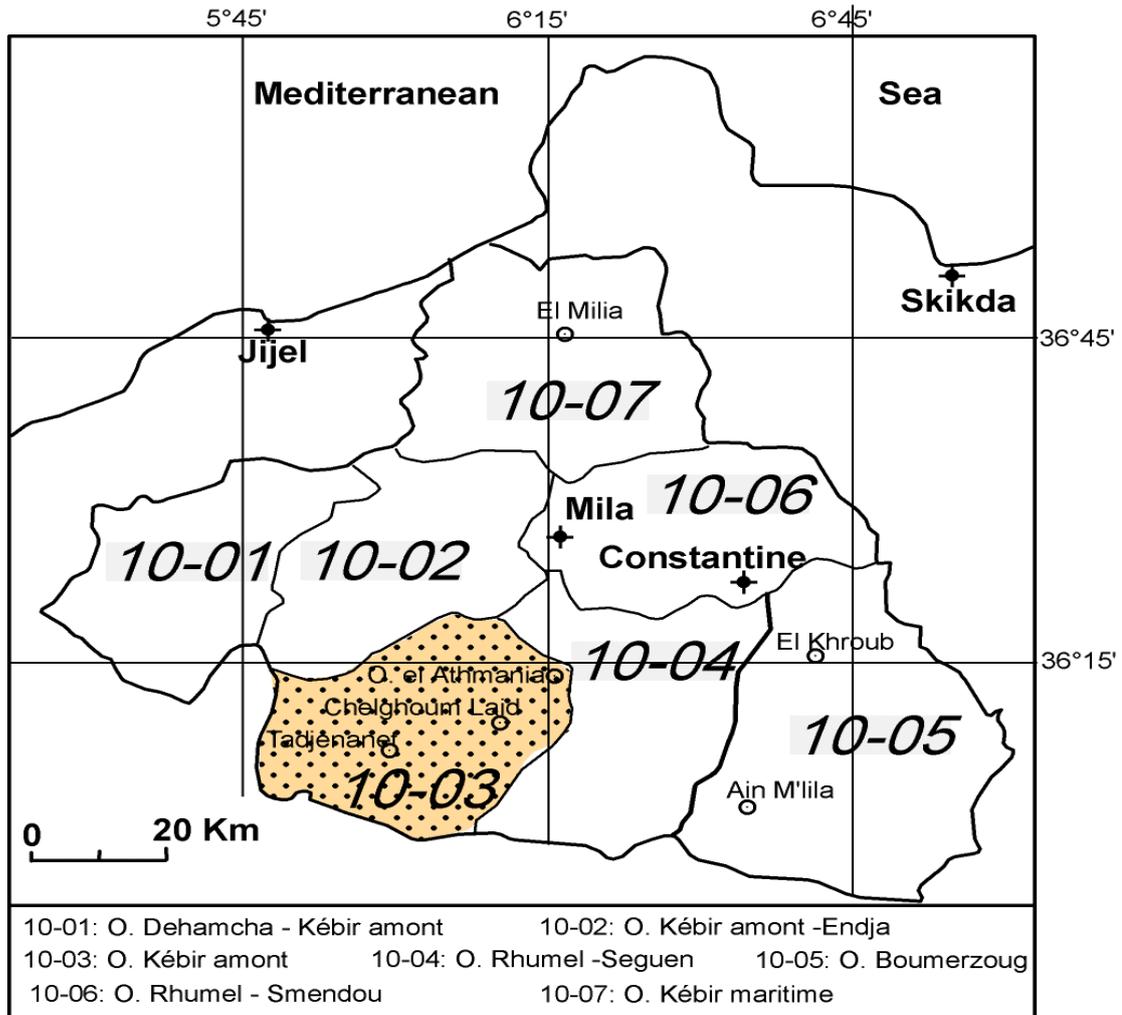


Figure 4 : Localisation du de la zone d'étude (10-3) -Bassin hammam Grouz- dans le bassin Kebir-Rhumel (ANAT, 2003 Modifié).

Le bassin-versant peut-être décomposé en quatre zones hydrologiques distinctes :

- Le Rhumel-amont (de Bellaa à Chelghoum Laid) avec Oued El Mehri, comme affluent. Il draine près de la moitié de l'aire du bassin au barrage.
- L'Oued Dekri constitue, dans la partie Nord du bassin, le plus important affluent par ses capacités d'écoulement, car charriant les eaux de ruissellement, issues des collines relativement arrosées du piémont Sud-tellien.
- Le sous bassin, constitué par les affluents de la zone Sud-Est qui s'écoulent à partir d'une ligne de djebels Chebka-Tikouya.
- La zone hydrographique « inactive », au Sud de Tadjenanet (piémont du djebel Tafrent). En raison du double effet de l'évaporation et de l'infiltration, l'écoulement sur ces glaciers fortement encroûtés atteint difficilement le cours principal. Le bassin du haut Rhumel est soumis en grande partie au climat semi-aride des Hautes Plaines.

La région est traversée par l'Oued Rhumel qui traverse la plaine d'Ouest en Est ; il prend sa source vers 1160 m dans les marges méridionales du Tell, au Nord-Ouest de Bellaa. Il draine suivant une orientation Sud-Ouest–Nord-Est, la région.

La région est caractérisée par un climat semi-aride, avec un hiver pluvieux et froid et un été sec et chaud.

Le site du barrage de Hammam Grouz dans la wilaya de Mila se trouve à 1, 5 Km au sud de la ville de l'Oued Athmania et à 45Km au sud-ouest de la ville de Constantine. Il est situé vers l'amont d'une gorge incisée par Oued Rhumel dans les calcaires crétacés qui forment le Djebel Grouz (Fig 5). Le barrage est destiné à l'alimentation en potable de la ville de Constantine et à la protection de la ville d'Oued- Athmania contre les inondations pouvant être créée par le régime de l'Oued Rhumel.

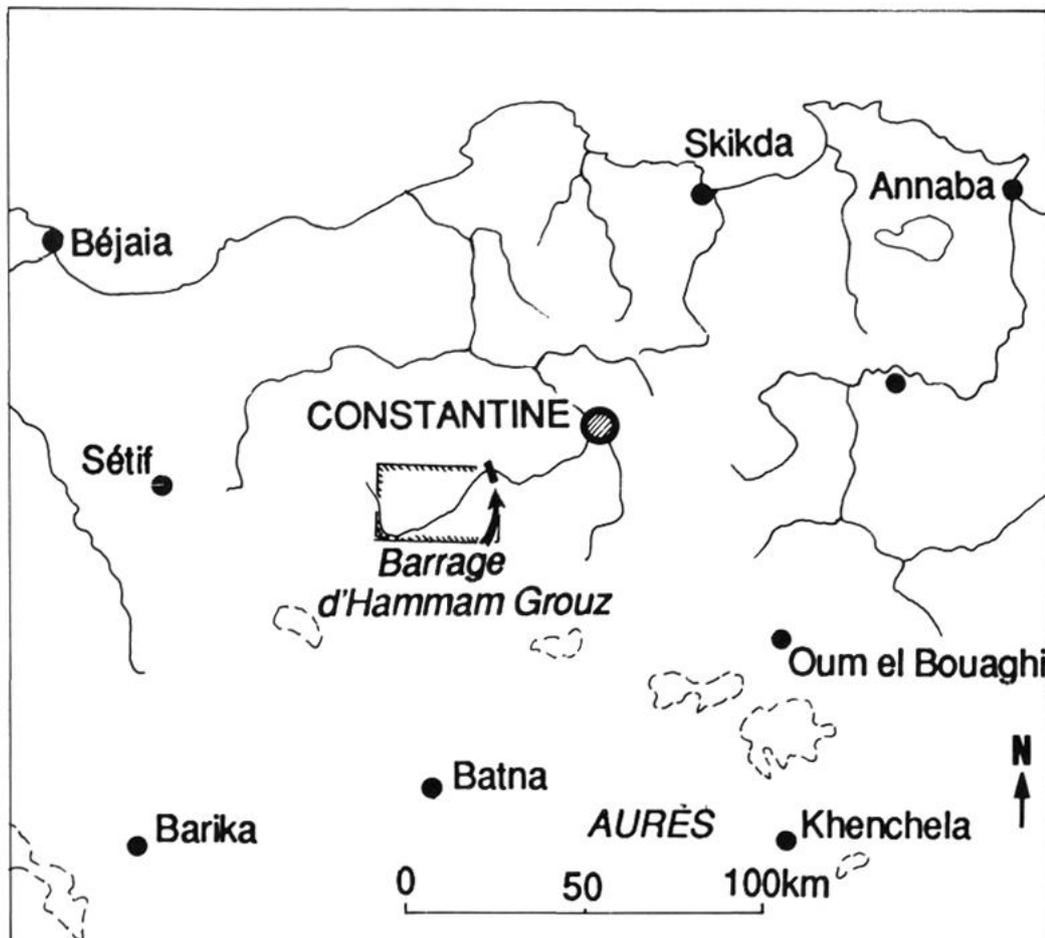


Figure 5 : Situation du Barrage Hammam Grouz (Mebarki, 2005).

2. Climat de la région d'étude :

L'Algérie, par sa situation géographique, se caractérise par trois zones climatiques distinctes (Fig 6) ; la première à climat méditerranéen au Nord, la seconde à climat semi-aride vers l'intérieur du pays (les hauts plateaux en particulier) et un climat aride au Sud (Sahara).

Cependant, le climat de la wilaya de Mila est un climat typiquement méditerranéen. Il est caractérisé par un hiver doux et pluvieux et une période estivale longue chaude et sèche qui se prolonge du mois de Mai au mois d'Octobre avec une variation saisonnière et spatiale. La région est soumise à double influence d'un régime méditerranéen donnant un climat tempéré au Nord et à un degré moindre à un régime subtropical au Sud. L'éloignement de la mer (une centaine de kilomètres), la présence au Nord de reliefs élevés, formant barrière, provoquent un dessèchement progressif des masses d'air venant du Nord. Néanmoins les précipitations d'origine cyclonique restent les plus abondantes (ANAT, 2004). Quant à la région d'étude - Bassin de Hammam Grouz- appartenant au domaine des hauts plateaux, elle fait partie de la seconde zone qui est marquée par les risques et les aléas, car elle est soumise à des influences méditerranéennes et sahariennes. Ainsi, elle se trouve, dans une zone de transition entre deux zones climatiques différentes avec un climat tempère au Nord et un climat aride au Sud. Cette transition climatique se caractérise par un hiver pluvieux et doux et un été chaud et sec. Les masses d'air doux et humides venant du Nord se déversant sur la côte et les chaînes telliennes internes, arrivent moins chargées en eau sur les hauts plateaux. Cette tendance constitue la première explication de la diminution des précipitations dans la région d'étude, prolongeant ainsi la saison sèche. D'après la carte climatique de l'Algérie (Fig. 6), la région se caractérise par un climat semi-aride de type continental.

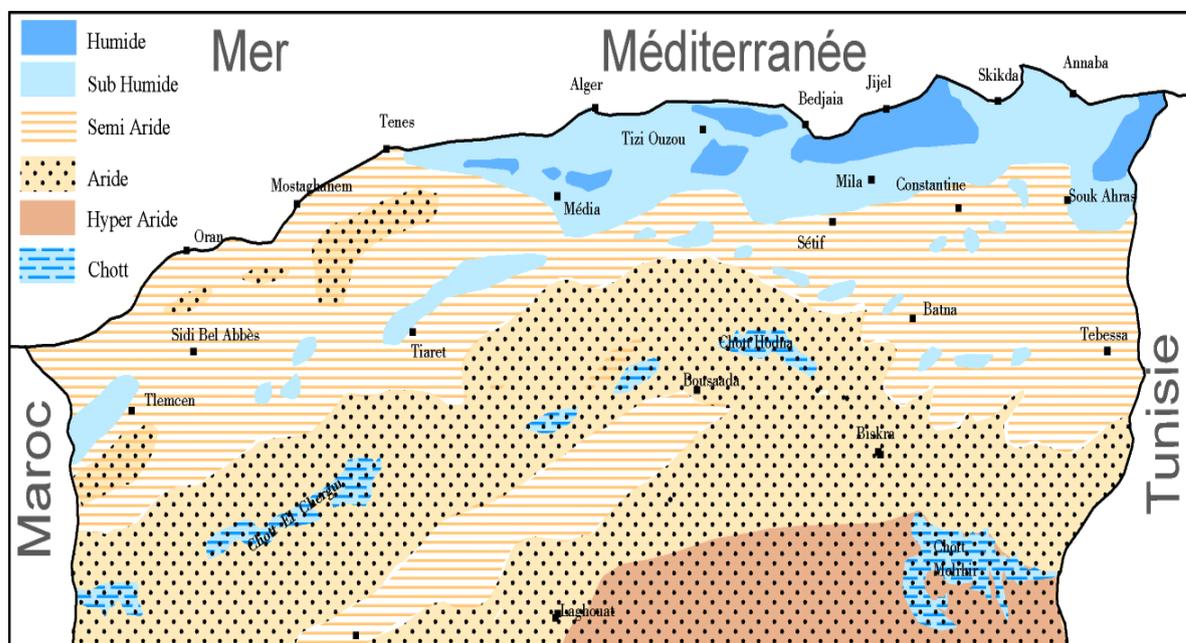


Figure 6 : Carte bioclimatique Nord Algérien (ANAT, 2004 modifiée).

Dans ce qui suit nous donnerons un aperçu hydro-climatique nous permettant la compréhension des processus d'alimentation et de restriction des réservoirs d'eau, la connaissance du

comportement hydrologique des cours d'eau et la variation des réserves des eaux souterraines. Ainsi, la variation des paramètres climatiques donne des indications sur l'évolution des concentrations des éléments chimiques dans les réservoirs d'eau que ce soit superficiels ou souterraines en fonction des saisons.

2.1. Etude des paramètres climatiques :

Afin d'étudier en détail les caractéristiques hydro-climatiques de la région d'étude, les données climatiques recueillies au niveau des stations pluviométriques de Hammam Grouz et de Chelghoum Laid ont été utilisées avec des séries d'observation de 21 et 30 ans respectivement (Tab.1). Ces séries nous permettent aisément de caractériser et de préciser les conditions climatiques locales opérant dans la région d'étude.

Tableau 1 : Coordonnées des stations et série des données disponibles.

Station	Code	Coordonnées Lambert		Altitude (m)	Données disponibles	Années d'observation
		X (Km)	Y (km)			
Hammam Grouz (HG)	100315	821.99	332.08	700	P (mm) / T(°C)	1987-88 / 2007-08
Chelghoum Laid (CL)	100312	811.40	323.75	768	P (mm)	1976-77 / 2006-07

2.1.1 : Pluviométrie ou Précipitations :

Les précipitations sont l'une des principaux paramètres du cycle hydrologique ; elles expriment l'état de mouvement de l'eau depuis la surface jusqu'au réservoir dont le début de ce cycle correspond aux eaux atmosphériques se précipitant à la surface sous forme liquide ou solide. Ainsi, les précipitations sont le facteur climatique le plus important qui conditionne l'écoulement superficiel et l'alimentation des nappes d'eau souterraine. La pluviosité augmente, généralement, avec l'altitude et diminue en s'éloignant des océans et des mers. Dans bassin de Hammam Grouz, la quantité de pluie moyenne annuelle relevée sur une période de plus de 20 ans est de 378.82 mm ; elle reflète la faiblesse de la pluviométrie dans la région d'étude avec une irrégularité de répartition au cours de l'année. Aussi nous notons que cette pluviométrie croit du Nord au Sud du bassin.

Tableau 2 : Précipitations annuelles aux stations de Hammam Grouz et Chelghoum Laid.

Station Année	Hammam Grouz	Chelghoum Laid
1976/77	-	374.1
1977/78	-	269.3
1978/79	-	309.7
1979/80	-	299.1
1980/81	-	323.3
1981/82	-	442.4
1982/83	-	267.9
1983/84	-	159.3
1984/85	-	511.4
1985/86	-	390.7
1986/87	-	452.6
1987/88	351.0	369.2
1988/89	292.5	458.9
1989/90	273.3	369.2
1990/91	417.5	498.2
1991/92	513.5	543.2
1992/93	147.6	358.8
1993/94	245.2	277.9
1994/95	425.7	449.4
1995/96	512.0	503.1
1996/97	264.8	213.0
1997/98	470.9	407.1
1998/99	278.6	394.7
1999/00	415.5	306.6
2000/01	229.7	219.4
2001/02	278.4	262.1
2002/03	668.8	603.1
2003/04	502.1	541.9
2004/05	550.7	391.1
2005/06	412.4	363.0
2006/07	426.3	320.4
2007/08	335.4	-

2.1.1.1 Les précipitations annuelles moyennes :

La carte pluviométrique du bassin versant du Kebir-Rhumel dont fait partie notre région d'étude montre une répartition géographique des précipitations suivant un gradient latitudinale décroissant du N vers le S (Fig 7). Dans le bassin versant de Hammam Grouz (Haut Rhumel ou Kebir amont), les précipitations moyennes annuelles oscillent entre moins de 400 et plus de 500 mm/an du N vers le S.

Le tableau 2 enregistre les variations des précipitations dans le bassin durant les deux stations considérées dont il ressort que l'année la plus pluvieuse correspond à l'année 2002/2003 avec une moyenne de 635,95 mm alors que l'année extrêmement sèche correspond à l'année 1992/1993 avec une valeur moyenne de 147.6 pour HG et à l'année 1987/1988 avec une moyenne de 159.3 mm pour CL.

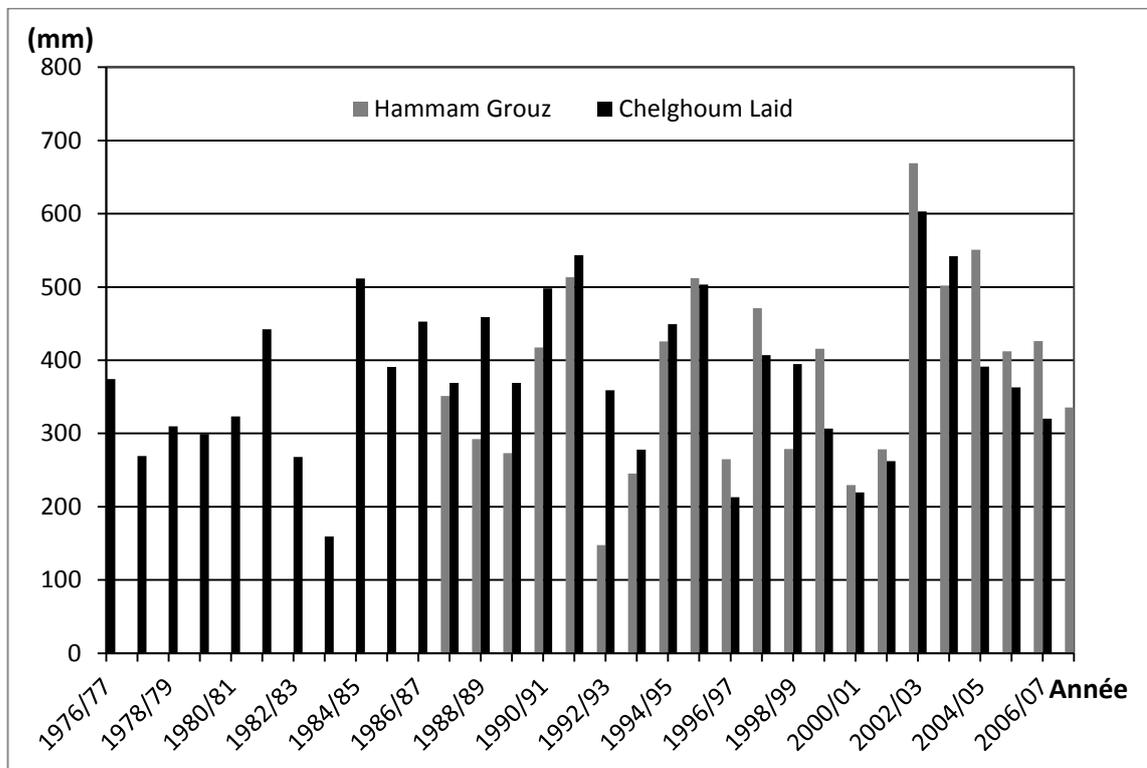


Figure 7 : Variation interannuelle des précipitations dans les stations.

2.1.1.2. Les précipitations mensuelles et saisonnières :

Le tableau ci-dessous résume les valeurs de précipitations mensuelles et saisonnières pour les deux stations.

Tableau 3 : Les précipitations moyennes mensuelles, saisonnières et annuelles à la station de Hammam Grouz (1987/88 à 2007/08) et de Chemghoum Laid (1976/77 à 2006/07).

Mois		Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Auo
P(mm)	CL	29.73	25.1	32.1	52.0	40.9	29.9	40.8	40.8	44.4	17.5	8.2	12.6
	HG	37.3	25.0	37.8	52.6	52.6	28.2	35.0	40.6	43.9	13.7	5.4	11.5
Saison		Automne			Hiver			Printemps			Eté		
CL	P (mm)	87.0			122.8			125.97			38.4		
	%	23.2%			32.8%			33.7%			10.3%		
HG	P (mm)	100.1			132.9			119.5			30.6		
	%	26.1%			34.7%			31.2%			8.0%		

L'étude des précipitations montre que les saisons les plus pluvieuses sont l'hiver avec 33.75 % des pluies moyennes annuelles et le printemps avec 32.54 %. L'automne représente 24.65 % et l'été avec seulement 9.15 % des précipitations moyennes annuelles (Fig 8)

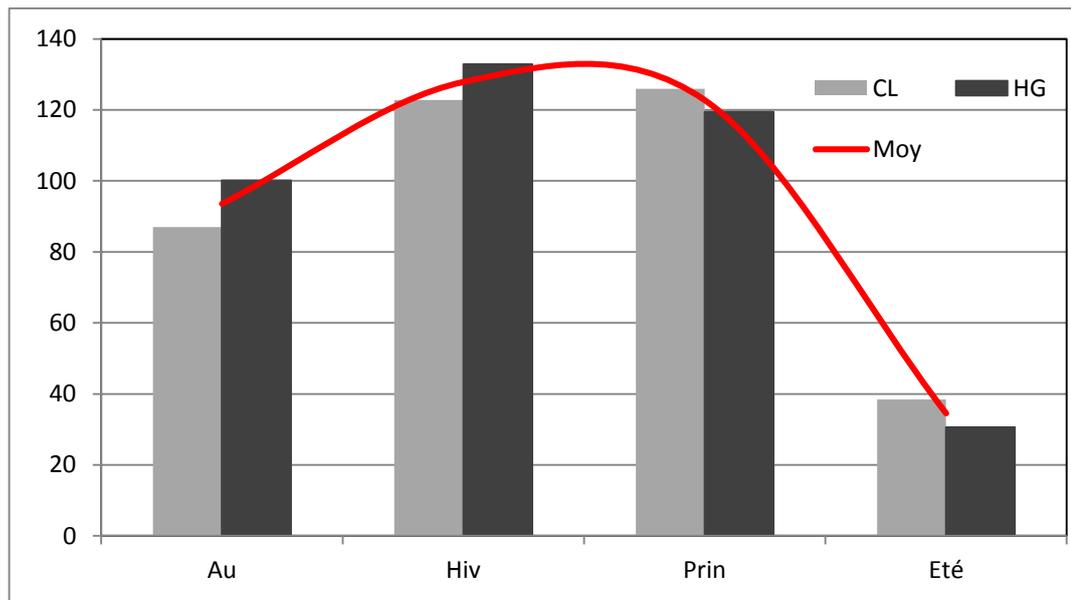


Figure 8 : Variation saisonnière des précipitations.

La représentation moyenne mensuelle des précipitations sur une période de 21 ans, nous a permis de constater que le mois de Janvier est le plus arrosé avec une moyenne mensuelle égale à 55.59 mm alors que le mois de Juillet est le plus sec avec une moyenne mensuelle égale à 3.89 mm (Fig 9). La moyenne interannuelle des précipitations pour la période de 1987 à 2008 est de 378,82 mm (Tab 2).

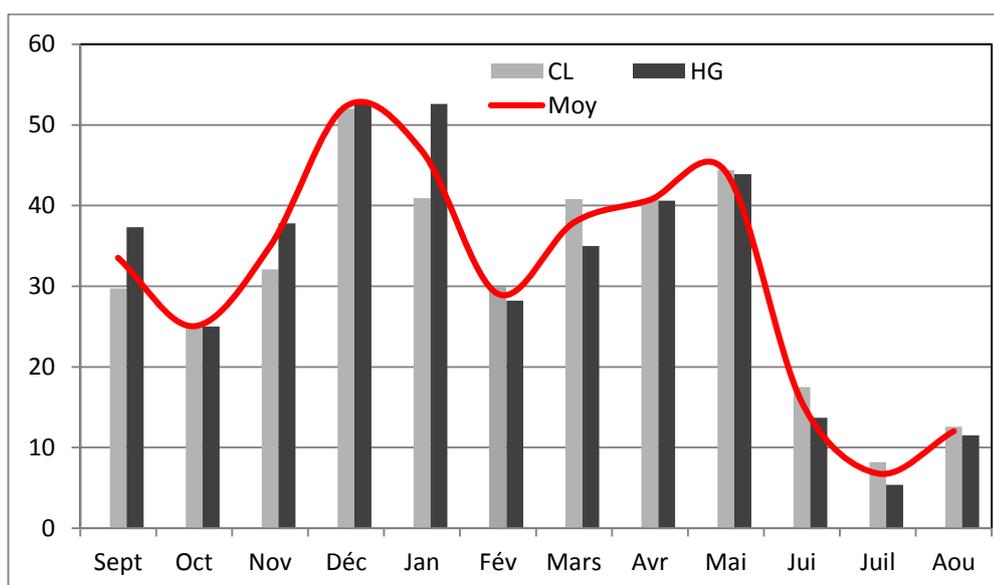


Figure 9 : Variations des précipitations moyennes mensuelles pour les deux stations avec la moyenne du bassin.

2.1.2. La température :

En plus de la pluviométrie, la température constitue le second facteur qui a une grande influence sur le bilan hydrologique et climatique du fait qu'il conditionne le phénomène d'évaporation et par conséquent, le déficit d'écoulement que ce soit annuel ou saisonnier. Dans le bassin, seule la station de Hammam Grouz qui a enregistré les températures de façon continue sur une période de 21 ans ; du fait, les données traitées sont issues de cette station pour la période 1987/88- 2007/08 (ANRH de Constantine, 2011).

2.1.2.1. Variation des températures moyennes mensuelles :

Les paramètres statistiques (Max : maximum, Min : minimum et Moy : moyennes) des températures mensuelles moyennes sont donnés dans le tableau 4.

Tableau 04 : Répartition des températures moyennes mensuelles et saisonnières station de Hammam Grouz.

	Automne			Hiver			Printemps			Été			Année
	Sept	Oct	Nov	Dec	Janv	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	
Max	35.6	30.6	23.8	18.8	18.1	19.5	24.1	27.3	33.1	38.8	40.2	39.9	29.1
	30			18.8			28.2			39.6			
Min	9.1	5.1	0.1	-1.7	-2.9	-2.1	-1.2	0.8	4.4	9.3	12.1	12.8	3.8
	4.7			-2.2			1.33			11.4			
Moy	22.3	17.8	12.0	8.6	7.6	8.7	11.4	14.0	18.7	24.0	26.1	26.4	16.5
	17.39			8.3			14.7			25.5			

Les températures se distinguent par des variations fortes et importantes pouvant aller jusqu'à 20°C en période hivernale et plus de 40°C en été.

Les moyennes annuelles de la température pour les deux périodes sont comparables et sont de l'ordre de 16,5 °C.

L'analyse des Maxima et Minima montre que :

- Le mois le plus froid est celui de Janvier avec une température minimal moyenne de l'ordre de -2.2 °C.
- Le mois le plus chaud est le mois de Juillet avec une température maximal moyenne de l'ordre de 40.2°C.
- L'amplitude thermique reste très voisine des trois niveaux des températures, un régime bimodal caractérise les températures mesurées.

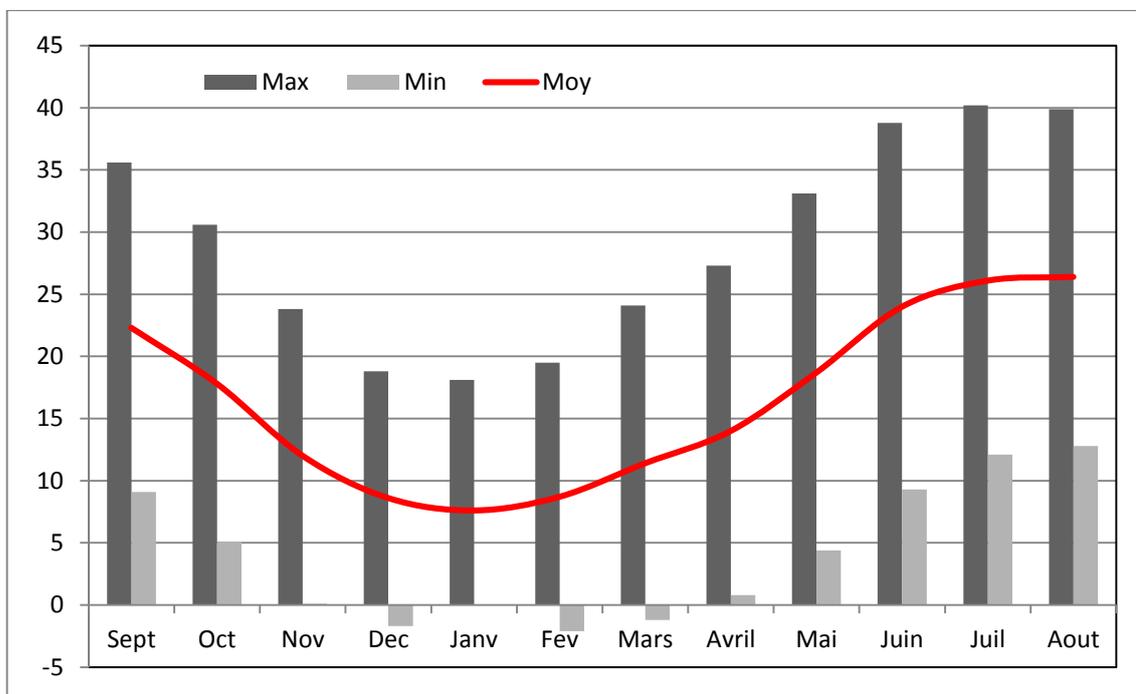


Figure 10 : variation mensuelle de la température au niveau de la station de Hammam Grouz (1987/88-2007/08).

2.1.2.2. Variation des températures moyennes inter-annuelle :

La représentation inter-annuelle des températures sur une période de seize ans (1988/89 à 2003/04), montre que l'année la plus froide est celle de 1991/92 avec une valeur moyenne annuelle de 13.67 °C, alors que l'année la plus chaude est celle de 1998/99 avec une valeur moyenne annuelle de 16.74°C(Fig. 11).

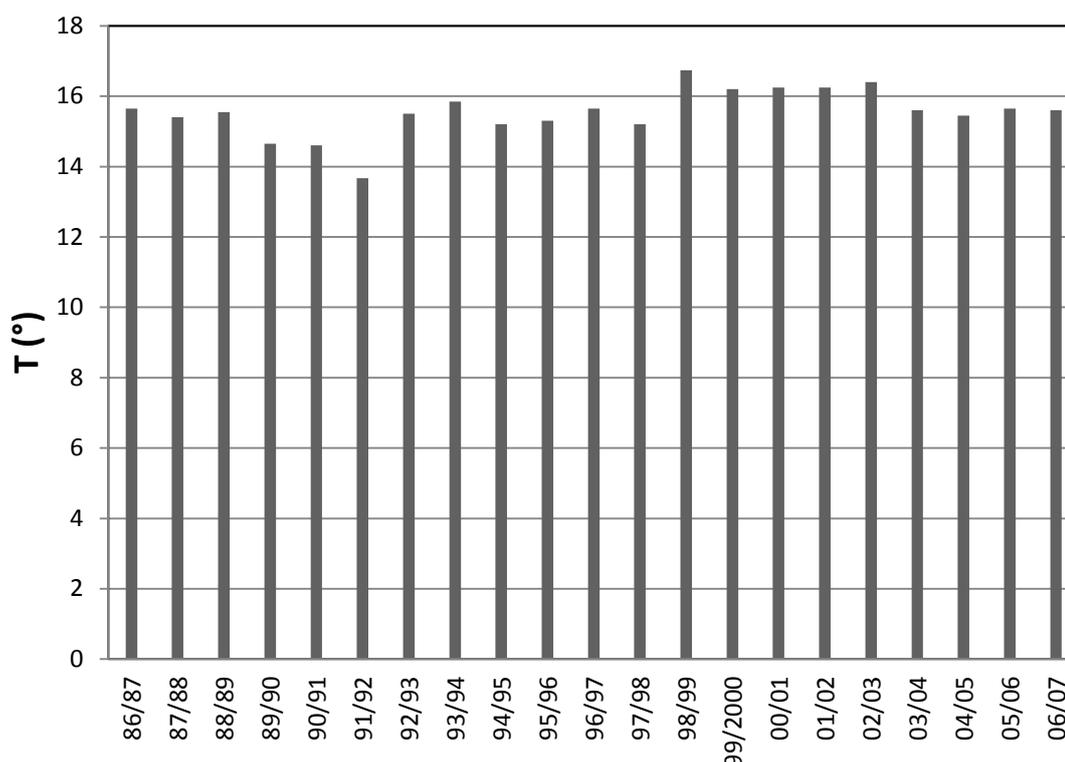


Figure 11 : Variations des températures moyennes interannuelles.

2.2. Le régime climatique

Avant de définir le régime climatique, nous donnerons quelques notions sur l'aridité qui est par définition le bilan, précipitation – évaporation déficitaire sur une période suffisamment longue. Le climat aride ou semi-aride, selon l'intensité et la durée de la période déficitaire, intéresse une vaste proportion de la surface du globe, on le retrouve pour des raisons diverses à toutes les latitudes et se caractérise par :

- Une subsidence atmosphérique très forte responsable de la sécheresse.
- Une insolation pouvant atteindre 90 % du maximum théorique.
- Une humidité relative faible en moyenne, inférieure à 50 %.
- Des températures moyennes élevées (25 à 30°C).
- L'été est généralement chaud.
- La lame d'eau précipitée est minime presque toujours inférieure à 1 m.
- Le nombre des jours des pluies est en général peu élevé, inférieur à 100.

Le régime climatique reste d'une telle simplicité avec pluie de saison froide et sécheresse d'été, ce qui ne convient guère à la vie végétale, surtout lorsque la saison sèche se prolonge quelques mois. Cependant, la tranche d'eau annuelle varie considérablement d'une année à l'autre.

Enfin, le régime des vents est moins uniforme et contribue à accroître une évaporation déjà vive ; si l'hiver, saison humide, un bilan hydrique favorable, en été est souvent en avant et en arrière-

saison ; le déficit est général ; pour la culture du printemps et d'été, l'irrigation est de rigueur (Godard, Tabeaud ; 1998).

Le régime climatique peut être déterminé par différentes méthodes : méthode d'Euverte, Diagramme Ombrothermique de Gaussen Bagnoules, Indice d'aridité de Martonne et Diagramme d'Emberger. Afin de définir et caractériser le régime hydro-climatique de la région d'étude ces indices ou paramètres sont déterminés dans ce qui suit.

2.2.1. Diagramme Pluvio-Thermique ou Ombro-Thermique :

Ce diagramme permet de différencier les périodes sèches des périodes humides dans une région donnée. Il est établi selon la méthode de Gaussen et Bagnouls (1957) qui définissent une période sèche comme étant une période pendant laquelle les précipitations totales du mois considéré sont inférieures ou égales au double de la température ($P \leq 2T$).

Tableau 05 : Valeurs moyennes mensuelles des précipitations et de température à la station de Hammam Grouz (1987/88-2007/08).

	Sept	Oct	Nov	Déc	Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	juil	Aout
P (mm)	37.3	25.0	37.8	52.6	52.1	28.2	35.0	40.6	43.9	13.7	5.4	11.5
T (°C)	22.3	17.8	12.0	8.6	7.6	8.7	11.4	14.0	18.7	24.0	26.1	26.4

La projection des données pluviométriques et celle des températures sur le diagramme pluviométrique (Fig.12) révèle que la période sèche s'étale sur quatre mois environ, du mois de Juin au mois de Septembre alors que la période humide s'étale sur le reste de l'année (Octobre - Mai).

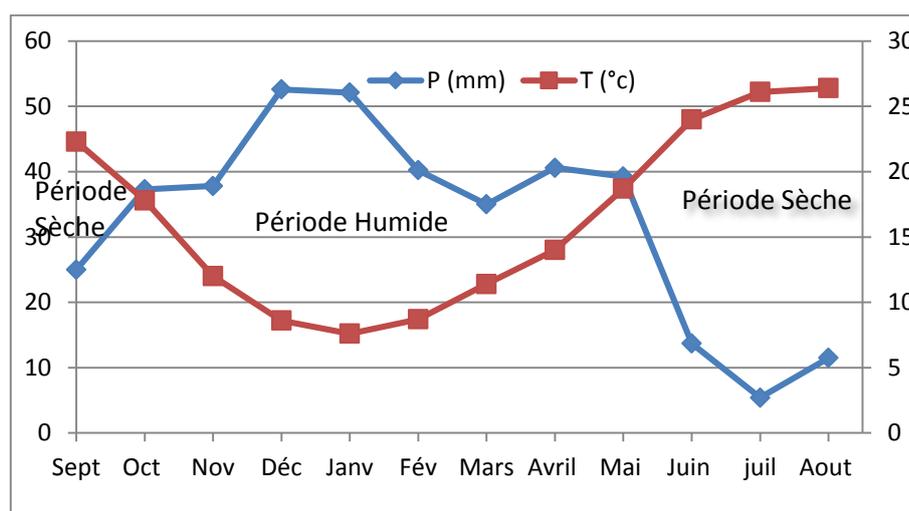


Figure 12 : Diagramme Ombro-thermique de la station de Hammam Grouz (1987/88-2007/08)

2.2.2. Indice d'aridité :

L'indice d'aridité permet d'identifier le type du climat caractérisant une région donnée. Pour évaluer ce paramètre, la formule suivante de **De Martonne (1926)** est utilisée :

$$I = \frac{P}{t+10} \quad \text{Où}$$

P : précipitation moyenne mensuelle (mm) ;

T : température moyenne mensuelle (°C).

Selon cet indice on différencie plusieurs types de climat qui sont :

Indice d'aridité	Type de climat
20 < I < 30	climat tempéré
10 < I < 20	climat semi-aride
7.5 < I < 10	climat steppique
5 < I < 7.5	climat désertique
I < 5	climat hyper aride

Pour notre région, comme t = 16,5 °C et p = 383,6 mm permettent de donner un indice d'aridité de l'ordre de 14.48, ce qui implique un climat semi-aride (Fig.13).

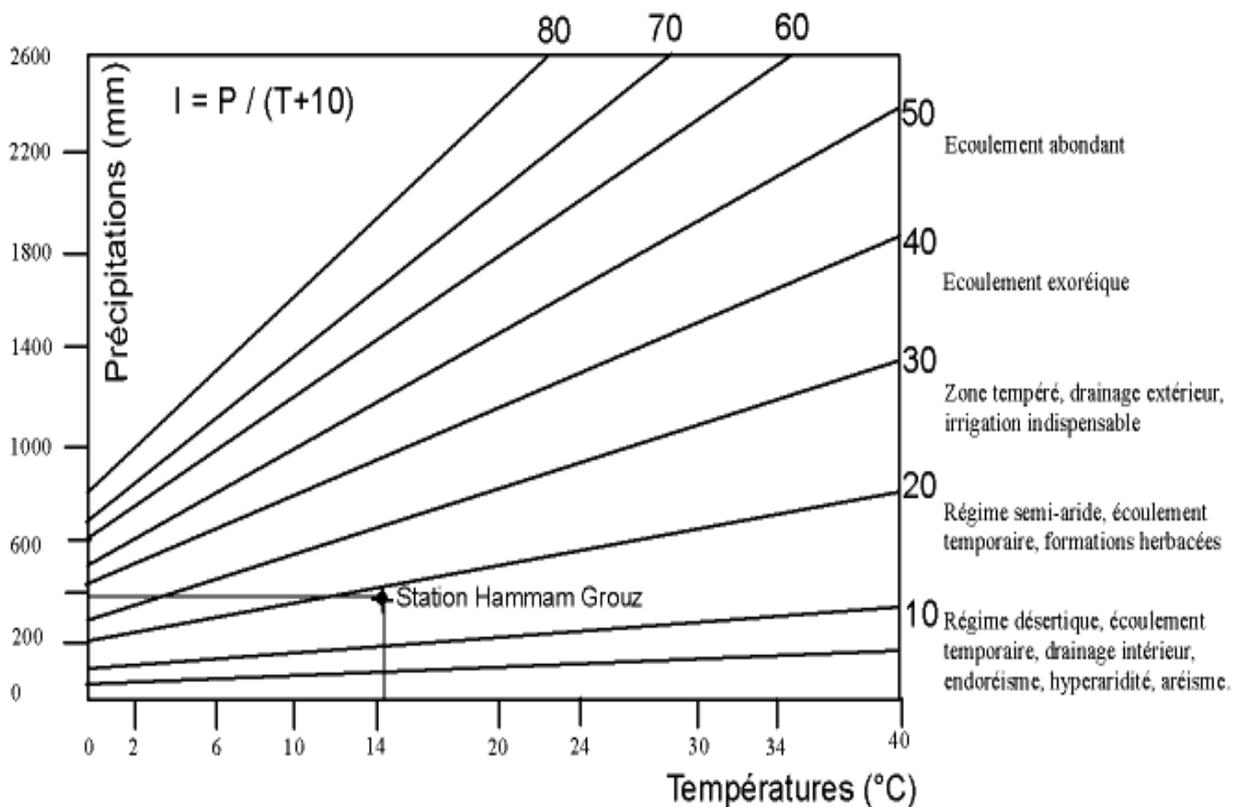


Figure 13 : Indice d'aridité de De Martonne pour la station de Hammam Grouz.

2.2.3. Climagramme d'Emberger (1955) :

Le Climagramme d'Emberger est un abaque comportant en abscisses la moyenne minimum de la saison froide (hiver noté en °C) et en ordonnée la valeur du quotient pluviométrique d'Emberger (Q2) calculée à partir de la formule de la formule suivante :

$$Q2 = 3.43 \frac{P}{M-m}$$

Où

P : Précipitations moyennes annuelles en (mm).

M : Moyenne des maxima du mois le plus froid en (°C).

m : Moyenne des minima du mois le plus froid en (°C).

Pour la station de Hammam Grouz :

P = 383,60 mm.

M = 40.2 °C.

m = -2.9 °C.

Ce qui nous donne un **Q2 = 30.53**.

La région est caractérisée par un climat semi-aride. Ce qui est confirmé avec la méthode de «De Martonne ».

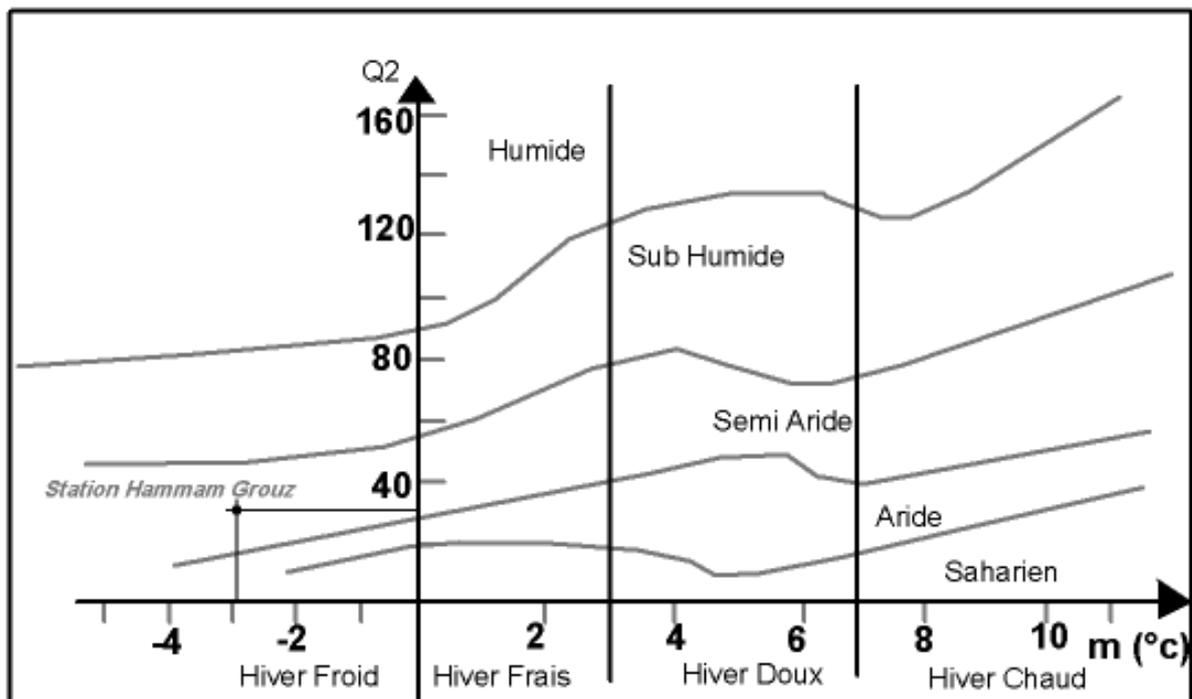


Figure 14 : Climagramme d'Emberger pour la station Hammam Grouz.

2.2.4. L'humidité du sol

Selon Euverte (1959), le rapport des précipitations -P (mm)- et des températures -T (°c)- moyennes établi mensuellement, permet de connaître l'évolution de l'humidité du sol (Tab.6) dont il différencie quatre types de régimes qui sont :

- ✓ Un régime très sec où $P/T < 1$

- ✓ Un régime sec où $1 < P/T < 2$
- ✓ Un régime subhumide où $2 < P/T < 3$
- ✓ Un régime humide où $P/T > 3$.

Tableau 6. Indice d'Euverte à la station de Hammam Grouz 1988/89 à 2003/08.

Mois	Sept	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mar	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout
P/T	1,12	2,10	3,15	6,12	6,86	4,62	3,07	2,90	2,10	0,57	0,21	0,44

Le calcul de cet indice (Tab.6) montre que la région d'étude est caractérisée par un régime de type très sec pendant les mois d'été (Juin, Juillet et Août) et un régime sec pendant les mois de Septembre. Le régime Humide caractérise l'étendue saison hivernale (Novembre, Décembre, Janvier, Février et Mars), le reste de l'année est de type sub-humide (Octobre, Avril et Mai).

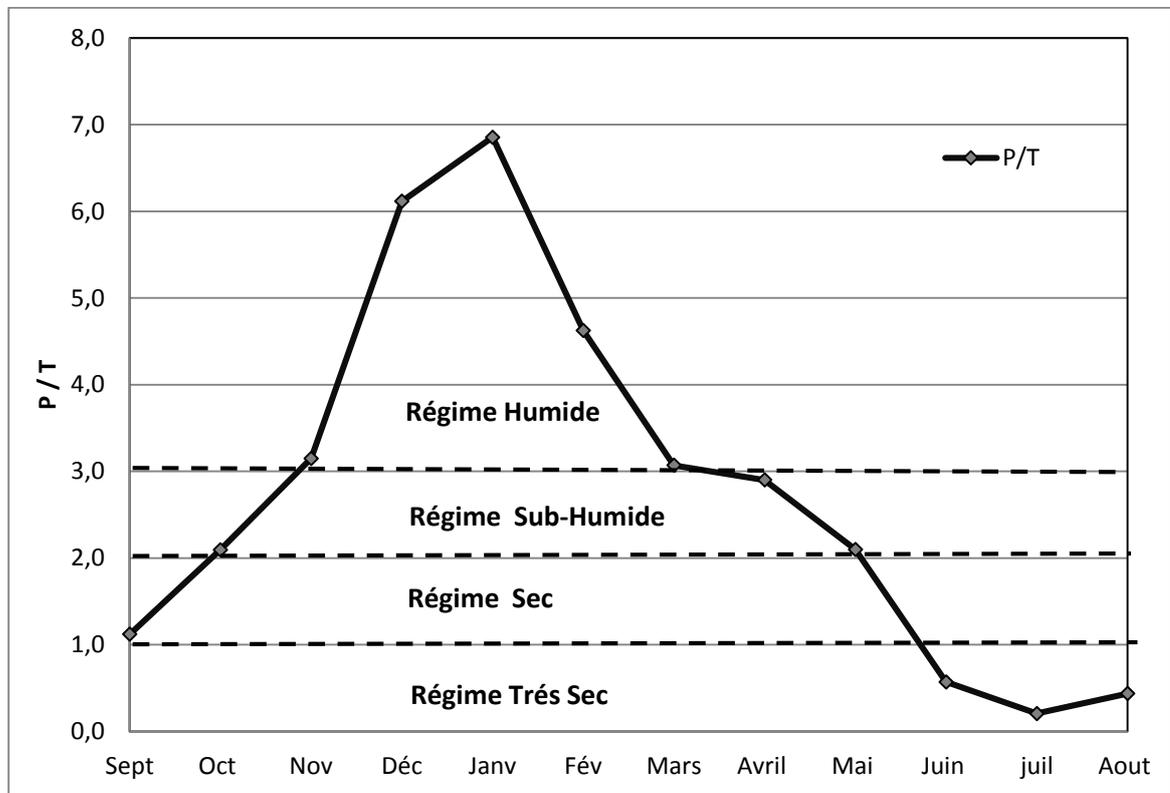


Figure 15 : Evaluation de l'humidité du sol selon Euverte - Station Hammam Grouz.

De ce graphe, il ressort que le remplissage du réservoir du barrage se fait principalement entre Novembre et Avril où le sol est humidifié et par conséquent l'infiltration des eaux vers les aquifères est faible favorisant ainsi l'écoulement superficiel.

2.2.5. L'Humidité :

C'est le rapport entre la quantité de vapeur d'eau dans un volume d'air donné et la quantité possible dans le même volume à la même température. Il s'avère selon le Diagramme de Figure

16, que le mois qui représente la plus forte humidité est celui de janvier avec 83,13% et le mois qui représente la plus faible valeur est celui de juillet avec 39,06% (Tableau 7).

Tableau 7 : Humidités moyennes mensuelles à la station de Chelghoum Laid pour la période : 2001-2010.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Sep	Oct	Nov	Déc
Humi.	83,13	79,5	71,76	69,21	60,4	45,89	39,06	44,61	57,19	58,96	73,85	82,72
Moy.												

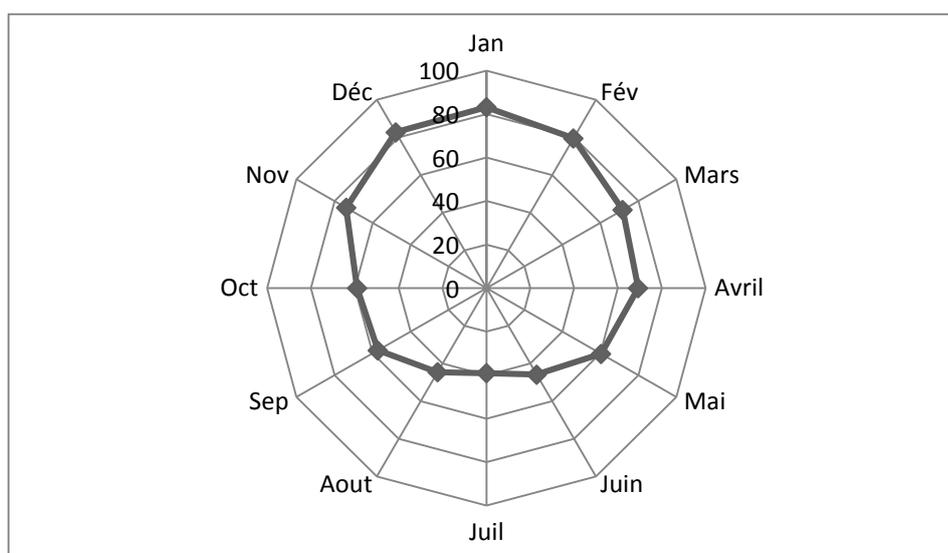


Figure 16 : Evolution de l'humidité moyenne mensuelle à la station de Chelghoum Laid pour la période : 2001-2010.

2.2.6. Le vent :

Le vent constitue, dans certaines conditions, un facteur écologique limitant par sa fréquence, sa température et son degré hygrométrique. Cependant, les vents sont caractérisés par leur vitesse et leur intensité et jouent un rôle important dans les phénomènes d'évaporation et précipitation. Dans la région d'étude, les vents sont relativement fréquents au printemps ; durant la période des températures maximales se manifestent des Siroccos du Sud-Est, Alors, qu'en période hivernal, il y a une prédominance des vents Nord-Ouest amenant l'humidité de l'Atlantique du Nord. Le maximum de forces de ces vents est enregistré en hiver et au printemps. Dans la région d'étude, la seule station qui enregistre la vitesse du vent, est celle de Chelghoum Laid. La région d'étude est soumise à des vents dominants avec une vitesse moyenne de 2.57 m/s annuellement. Les données des moyennes des vents enregistrés dans la station de Chelghoum Laid pour la période de 1982 à 2011 (Tab8), montrent que la fréquence des vitesses des vents atteint son maximum en Avril avec 1,96 m/s et son minimum en Octobre avec 1,68 m/s. Toutefois, on

remarque que les vitesses des vents sont presque homogènes pendant plusieurs mois de l'année dont la vitesse moyenne annuelle est de 1,85 m/s.

Tableau 8 : Vitesse moyenne mensuelle des vents à la station de Chelghoum Laid.

Mois	Janv	Fev	Mar	Avr	Mai	Jun	Jui	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
Vit.Moy	1,79	1,82	1,89	1,96	1,89	1,95	1,9	1,89	1,74	1,68	1,8	1,87

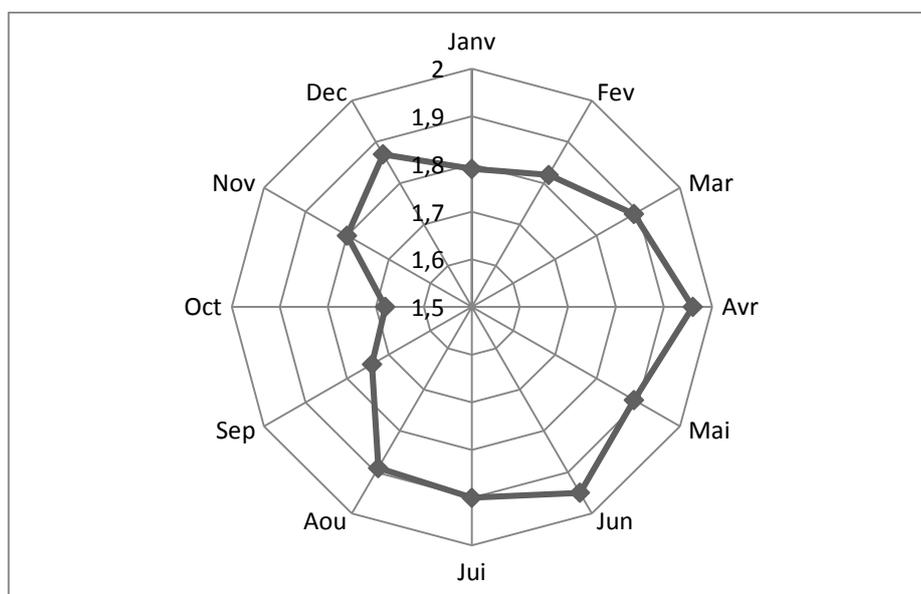


Figure 17 : Diagramme des vitesses moyennes mensuelles des vents à la station de Chelghoum Laid.

2.3. Végétation :

Le caractère continental du climat conditionne le couvert végétal : les plaines sont vouées aux céréales (orge et blé) et aux cultures maraichères (en irrigué) ; la zone de prairies naturelles se réduit à la vallée du Rhumel, alors que les sommets des massifs sont complètement dénudés seuls quelques maquis et broussailles couvrent les piémonts des Djebels.

2.4. Habitat

La région montre une répartition irrégulière des habitations celles-ci sont liées aux conditions de vie, en particulier la présence de l'eau qui est une source de vie pour les êtres vivants. Pour cela on trouve des différents types de répartitions d'habitats :

- Un habitat condensé au niveau des villes et des villages comme la ville de Tadjenanet ; Chelghoum Laid...etc.
- Un habitat semi disposé situé au niveau des plaines nous forme de Mechtats et douars.
- Un habitat dispersé sous forme de fermes ou des maisons isolées.

2.5. L'agriculture

La région est connue par une agriculture mixte, traditionnelle (gravitaire) et irrigation moderne (par canaux d'aspersion) selon le type de culture. Les plus cultivés sont les Céréales et les cultures maraîchères sont les principales activités des périmètres irrigués.

Conclusion

Le secteur étudié se trouve à la jonction de deux domaines climatiques contrastés de l'Algérie, un climat tempéré et humide au Nord caractérisé par un été sec et chaud et un hiver doux et humide et un climat chaud et sec au Sud. L'étude climatologique de la région montre que le climat prédominant est de nature semi-aride continentale avec des influences orographiques appréciables dans les secteurs sud et ouest. L'humidité de l'air est toujours plus élevée en hiver et plus faible en été. Les précipitations sont minimales en été et maximales en hiver.

CHAPITRE 2
CADRE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE

I- CADRE GEOLOGIQUE

L'étude géologique d'une région donnée permet de reconnaître, de déterminer et de préciser les différents terrains ou formations qui la constituent ainsi que leur agencement spatiale ou structuration. Ce qui permet de définir leur extension verticale que latérale à partir de l'étude de leurs affleurements en surface et des données de profondeur ou de sondages que ce soient mécaniques ou géophysiques (gravimétrique, électrique, sismique,...). Ainsi, l'étude géologique constitue la base de toute étude hydrogéologique et / ou hydrochimique car elle nous renseigne sur la nature et la disposition des différentes formations présentes ce qui aide à délimiter les formations perméables et imperméables présentes dans la région étudiée et par conséquent, la localisation et la délimitation des formations susceptibles d'être aquifères et donc à la connaissance et la caractérisation du système aquifère présent. Car, la constitution lithologique joue un rôle primordial sur la qualité des eaux suite aux différents processus hydrogéochimiques qui s'opèrent principalement dans les bassins versants et les aquifères. Du fait nous donnerons dans qui se suit une synthèse des principaux travaux réalisés dans la région d'étude- Bassin du Barrage de Hammam Grouz - dans son cadre régional celui du domaine externe de la chaîne alpine de l'Algérie nord orientale.

1. Cadre géologique régional :

Le bassin du barrage de Hammam Grouz ou bassin du Khébir amont appelé aussi bassin du Haut Rhumel appartient au domaine externe de la chaîne Alpine de l'Algérie Nord Orientale. Cette dernière se subdivise en trois domaines paléogéographiques distincts qui sont du Nord au Sud : le domaine interne, le domaine externe et le domaine de l'avant pays.

1.1. Domaine interne :

Il correspond au socle cristallophyllien appelé aussi Socle Kabyle et sa couverture sédimentaire carbonatée ou Dorsale Kabyle. Ce socle est constitué de formations cristallophylliennes (magmatiques et métamorphiques) et se subdivise-en :

- Le Socle Kabyle proprement dit : correspondant à un ensemble de formations cristallophylliennes d'âge paléozoïque comprenant deux principaux ensembles : un ensemble Gneissique à la base et un ensemble schisteux au sommet (Durand Delga, 1969).
- Les formations de l'Oligo-Miocène Kabyle (OMK) qui forment la couverture sédimentaire transgressive du socle kabyle constituées, surtout, de formations sédimentaires détritiques telles que les conglomérats, les grès et les pélites surtout des argiles (Raoult, 1975).
- La Dorsale Kabyle : elle forme la couverture méridionale du socle kabyle. Il s'agit d'une chaîne calcaire marquant la limite entre le socle kabyle au Nord et les Zones telliennes au

Sud. Elle se subdivise en trois unités (Durand Delga, 1969) qui sont du Nord au Sud :
Dorsale interne : elle comporte des séries allant de Permo-Trias au Néocomien et représentée par des calcaires néritiques massifs et fossilifères. **Dorsale médiane** : elle est caractérisée surtout par la constance des dépôts marneux du Turonien du Lutétien et une lacune stratigraphique du Crétacé moyen. **Dorsale externe** : elle est constituée essentiellement de calcaire dolomitique du Jurassique inférieur et par un Crétacé supérieur et Eocène inférieur détritique.

A ces formations s'associent des dépôts de type flysch et qui correspondent à des formations sédimentaires allochtones d'âge Crétacé à Eocène comprenant le Flysch Mauritanien, le Flysch Massylien et le Flysch Numidien (Raoult, 1972).

1.2. Domaine externe :

Le domaine externe constitue le domaine tellien et comporte du Nord au Sud :

- **Les unités ultra-telliennes** : ces unités, largement développées dans le Constantinois, sont déposées sur sa marge septentrionale et sont caractérisées par des dépôts fins (micritiques) clairs à dominante marneuse et marno-calcaire datant du Crétacé à l'Eocène.
- **Les unités telliennes sensu-stricto** : Elles correspondent à des formations carbonatées et marneuses allant du Jurassique à l'Oligocène (Kieken, 1962).
- **les unités pénitelliennes** : elles sont constituées, essentiellement, de marnes du domaine tellien et de calcaires et de calcaires marneux du domaine néritiques et sont surtout d'âge crétacé.

1.3. Domaine de l'avant pays :

Le domaine de l'avant pays comporte l'avant pays allochtone (domaine des nappes de charriage) et l'avant pays autochtone et correspond principalement aux formations calcaires et marneuses de la plate-forme néritique constantinoise.

➤ **L'avant pays Allochtone** comporte d'Ouest en Est :

- Les unités Sud-Sétifiennes ou ensemble Allochtone Sud sétifièn qui se caractérisent par des formations sédimentaires mésozoïques de plate-forme (Villa, 1980).
- Les unités néritiques constantinoises ou la nappe néritique Constantinoise qui sont caractérisées par des séries carbonatées très épaisses (Constantinois et environs) et qui se sont déposées sur une plate-forme faiblement subsidence (nappe du Djebel Sattor et les unités éocènes).
- Les unités de Sellaoua qui affleurent au pied des séries néritiques constantinoises chevauchantes plus à l'Est sont surtout formées d'une épaisse série d'argiles, de marnes et de grès fins datant du crétacé inférieur jusqu'à l'Eocène inférieur (Coiffait, 1992).

➤ **L'avant pays autochtone qui** est représenté par d'épaisses séries sédimentaires d'âge Mésozoïque et qui sont très plissées plus au Sud.

1.4. Les formations post-nappes :

Elles regroupent l'ensemble des dépôts postérieurs au Burdigalien (Miocène inférieur). Il s'agit de formations marines transgressives ou continentales et discordantes sur les formations et les structures anté-Burdigaliennes. Elles regroupent deux ensembles :

- **Un ensemble Nord** représenté par les bassins côtiers correspondant aux bassins les plus méridionaux dont le bassin Mio-pliocène de Mila et qui se caractérise par des formations marines au Nord et des formations laguno-lacustre au Sud.
- **Un ensemble Sud** représenté par les bassins situés au-delà des limites méridionales et orientales actuelles des massifs calcaires de la plate-forme constantinoise dont on trouve, le bassin du haut Rhummel et qui sont surtout comblés de dépôts détritiques mio-plio-quadernaires.

2. Cadre géologie local :

Les formations géologiques constituant le bassin de Hammam Grouz s'étalent du Trias au temps actuel (Secondaire, Tertiaire et Quaternaire) et qui se résument dans ce qui suit.

2.1. Les formations secondaires ou mésozoïques :

Elles sont surtout détritiques ou carbonatées dans lesquels on différencie :

- **Trias(t) :** il forme le terrain le plus ancien reconnu dans la région d'étude, il est formé, surtout, d'argiles rouges, de gypses à cristaux de quartz et de dolomies. Il affleure au niveau de Dj Dess et de Dj Toukouia.
- **Jurassique (J) :** il est de nature dolomitique et n'affleure qu'au SW du Dj Youssef. Dans le bassin de Hammam Grouz, il n'affleure pas en surface, mais il est probablement en profondeur.
- **Crétacé :** la série du Crétacé est très épaisse (environ de 2000 m), elle comporte :
 - Barrémien (n4) : il est constitué d'une série composée de calcaires, de dolomies et de grés avec de minces intercalations argileuses ou marneuses. Il affleure au niveau du Dj Tnoutit, alors qu'au niveau de Dj Grouz il est caché en profondeur.
 - Aptien (n5) : il est composé de calcaires avec intercalations marneuses en petits bancs. Notant que dans la région d'étude, l'Aptien n'affleure pas.
 - Albien et Vraconie (an) : au niveau de Dj Grouz l'Albien et le Vraconien sont représentés sous la barre carbonatée cénomaniennne, débutant par des marnes avec intercalations marno-calcaires. Le terme sommital est formé de dolomies macro-cristallines.

- Cénomaniens et Turoniens (cn) : sont représentés par des calcaires massifs atteignant les 300 m d'épaisseur au niveau de Dj Grouz. Le sommet de la série appartient au Turonien marno-calcaire.
- Sénonien (C6c) : il comprend essentiellement le Maastrichtien (C6) et le Campanien (C5) et il est formé par des marnes noires, marnes calcaires et de lentilles calcaires avec intercalations de certains niveaux de calcaires lumachéliques. Leur épaisseur ne dépasse pas les 200 m.

2.2. Les formations tertiaires ou cénozoïques

Les formations tertiaires sont de faible épaisseur (20 à 40m) et sont surtout, détritiques (marnes noires, calcaires grésoglaucosieux à niveau microbréchiq). Notant que le passage du secondaire au Tertiaire est continu.

- **Paléocène (Danien-Montien (d, ec))** : concordant sur le Maastrichtien, il comporte des marnes noires ou jaunes avec des alternances des marnes grises et des marnes calcaires ou calcaires marneux.
- **Eocène inférieur et moyen (Yprésien supérieur-Lutétien (em))** : il est formé de calcaires marneux à lits de silex et de calcaires cristallins en plaquettes très fracturés et atteignant environ 280 m (en particulier dans les synclinaux où ils constituent des aquifères très productifs).
- **Eocène moyen et supérieur (Lutétien supérieur - Priabonien (es))** : Il est représenté par des marnes jaunes à bancs calcaires marneux d'une épaisseur d'environ 300 m.
- **Le Mio-Pliocène continental (mp)** : Les terrains du Mio-Pliocène occupent de vastes espaces et sont représentés par des dépôts détritiques (conglomératiques et cailloutis, sables et limons rougeâtres). Sur l'axe du bassin néogène Mila-Constantine l'épaisseur de ces formations est d'environ 500 à 600 m, alors que sur la périphérie de ce bassin, les épaisseurs dépassent rarement les 300m.

2.3. Les formations quaternaires :

- **Villafranchien (Qc)** :
Il s'agit d'une couverture limoneuse mélangée de fragments calcaires, résultant de la décalcification de l'assise pliocène par ruissèlement des eaux superficielles ; il est associé au Pliocène.
- **Alluvions récentes et anciennes (A)** : Les alluvions récentes et anciennes formées de banquettes de limons gris de graviers souvent inondés en dehors de la période d'étiage pour les premières, et des alluvions caillouteuses anciennes pour les secondes, sont souvent bien développées tout au long de la vallée du Rhumel et de l'oued Dekri mais elles sont très peu épaisses (<10m).

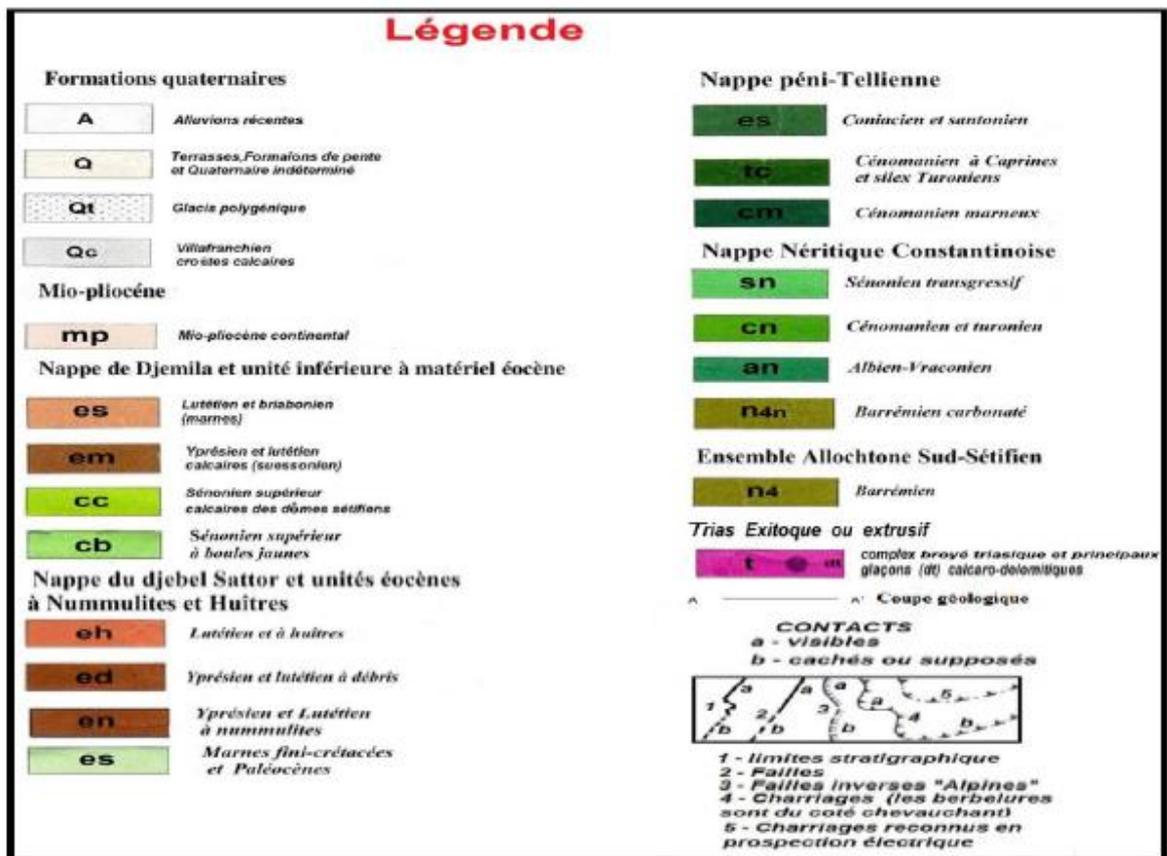
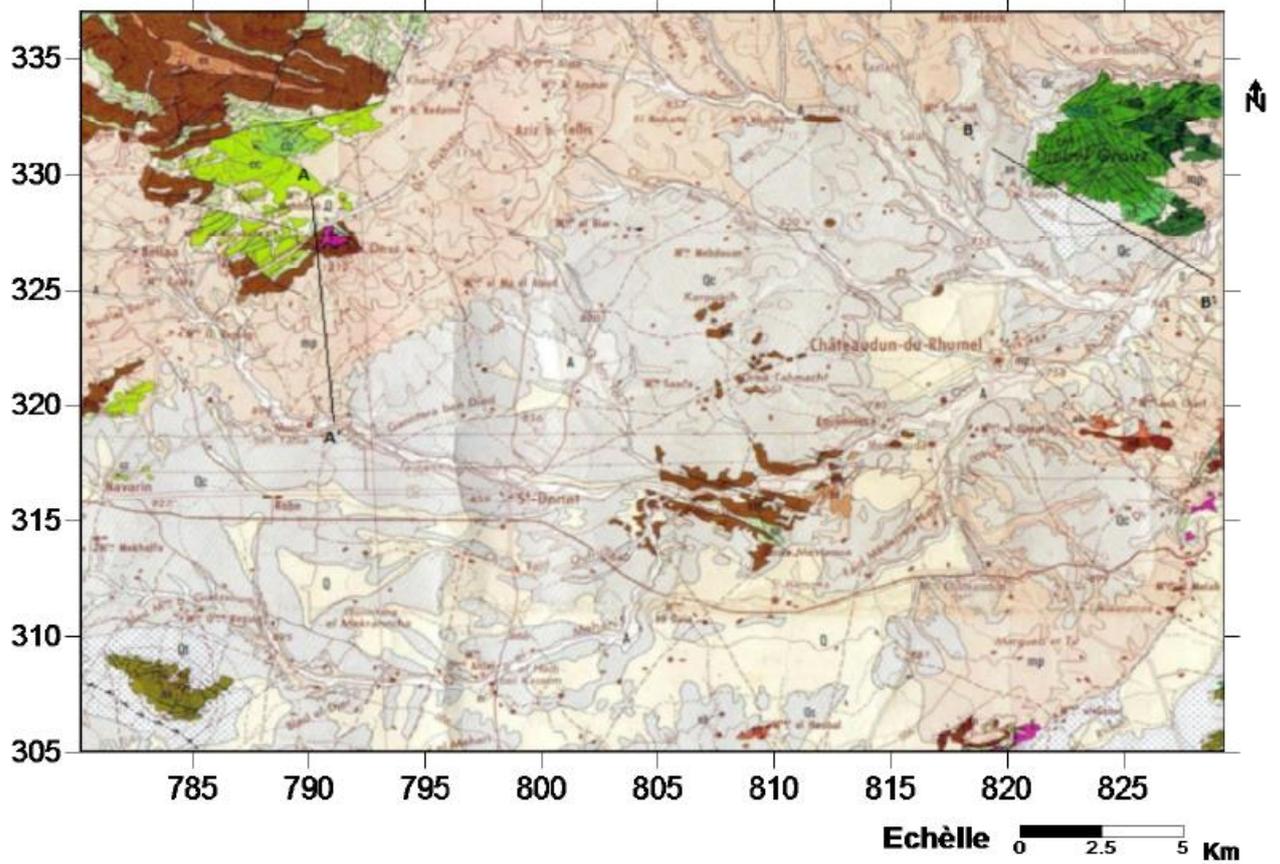


Figure 18 : Carte géologique du bassin versant Rhumel Amont d'après Villa (1980).

3. Tectonique :

La structuration ou le façonnement de la chaîne alpine d'Algérie s'est produite durant deux phases tectoniques principales au cours du Cénozoïque (Tertiaire).

✓ Une phase tectonique Post-Miocène de style cassant. Deux phases principales sont reconnues :

➤ La phase Fini Lutétienne :

Elle correspond à la phase atlasique, la plus importante en Algérie (Villa, 1980). Deux grandes directions d'accidents caractérisent cette phase l'une NS et l'autre NWSE et des plissements de direction NE-SW.

➤ La phase Miocène :

Elle est caractérisée dans toute l'Algérie Nord orientale par un raccourcissement de direction N-S donc phase compressive. Elle est responsable des vastes recouvrements anormaux (nappes de charriage) associés des décrochements NW-SE et NE-SW. Le résultat de cette tectonique a donné lieu à un dispositif structural assez complexe, caractérisé par la superposition du socle kabyle sur la couverture sédimentaire, formé par les nappes de flysch charriés sur les formations telliennes. Selon Villa (1980), cette phase serait responsable de la genèse de la « nappe néritique Constantinoise », des unités allochtones des Sellaoua et de l'ensemble Sud Sétifien ainsi que, des unités méridionales à nummulites.

✓ Une phase tectonique anté-Miocène de style souple.

Deux phases tectoniques mésozoïques localisées sont reconnues la première au passage Jurassique-Crétacé et la seconde au Crétacé (Durozoy, 1960).

➤ La phase du Jurassique supérieur souligne la fin d'une période distensive et subsidente qui caractérisait le Jurassique inférieur et moyen. L'importance de cette phase tectonique est surtout attestée par des discordances angulaires qui marquent la base du Crétacé inférieur (Villa, 1980).

➤ La phase Anté-Sénonienne qui correspond à une phase de compression associée à des plis E-W. Les structures issues de cette phase, sont souvent déversées vers le Sud et sont liées à des discordances, des lacunes et des intercalations détritiques (Wildi, 1983).

Quant à la région d'étude - bassin du barrage Grouz-, située à cheval entre le domaine tellien au Nord et hodnéen au Sud, elle est aussi affectée par les deux cycles tectoniques qui ont affectés le Nord de l'Algérie (tectonique anté-Miocène de style cassant et tectonique post-Miocène de style souple). La première se manifeste dans la partie Est alors que la deuxième affecte plus la partie Ouest de la région d'étude.

Conclusion :

Le secteur d'étude appartient en grande partie au bassin du Kébir Rhumel avec :

- Une topographie assez plane dans le sous bassin Rhumel amont et des reliefs plus ou moins élevés représentés par les djebels : El Dess, Grouz...
- Un climat semi-aride marqué par deux climats bien distingués.
- Un réseau hydrographique dense de type exoréique drainé principalement par Oued Rhumel et ses affluents (Oued Dekri, Oued Kareb...) pouvant alimenter la nappe d'eau en période de crue. A travers l'étude géologique, nous définissons les horizons aquifères suivants :
- **Les formations du recouvrement Mio-Plio-Quaternaire** : Cailloutis, fragments de calcaire alluvionnaires des plateaux alluvionnaires anciens des vallées et les alluvions actuelles, c'est l'aquifère superficiel (objet de notre étude) en communication avec les eaux superficielles (oueds-chaabat...) avec aquifères sous-jacents.
- **Les formations de l'Eocène** : Ensemble calcaire marneux à lits de silex et phosphates plus ou moins fissurés.
- **Formations de Crétacé supérieur** : Constitué essentiellement de marnes et de carbonates fissurés et qui est potentiellement aquifère ; avec l'aquifère de l'Eocène (souvent en relation) constituent l'aquifère intermédiaire.
- **Formations de Crétacé inférieur** : Ensemble généralement calcaire épais découpé en compartiments par de nombreuses failles. Aquifère profond en relation avec le Jurassique dans les hautes plaines Sétifiennes.

II. CADRE HYDROGEOLOGIQUE :

Ce sous-chapitre présente une synthèse hydrogéologique de la région du barrage Hammam Grouz–Bassin Haut Rhumel ou Kébir Amont - dans son contexte naturel : (Fig. 20). Cette étude résulte de la compilation d'un nombre important d'études spécifiques régionales que locales sur ce domaine celui du tell externe et hauts plateaux. Toutefois, la connaissance qui en a résulté sur la géologie de la région d'étude, permet de présenter une synthèse nous permettant de schématiser la structure du bassin et par conséquent l'agencement ou architecture des formations existantes suites aux coupes de corrélations litho-stratigraphiques établies afin de mieux définir les réservoirs aquifères présents dans la région. Car, l'étude hydrogéologique d'une région donnée est nécessaire à la détermination des caractéristiques hydrogéologique des différents aquifères existants et par conséquent la reconnaître de leurs potentialités en eau souterraine.

La synthèse des études géologiques, géophysiques et hydrogéologiques menées dans la région d'étude (CGG, 1973 ; Bensouilah, 1995 ; khedidja, 2001) permet la différenciation de trois formations géologiques perméables favorisant la formation de trois aquifères.

- Un aquifère dont la perméabilité est liée à un réseau de fissure caractérisé par une circulation karstique dans les formations calcaires néritiques du Crétacé et de l'ensemble allochtone su de Sétifien, connu sous le nom de l'aquifère fissuré et karstifié.
- Un aquifère continu dans les formations fluvio- lacustres d'âge Mio-Pliocène.
- Un aquifère superficielle dans les alluvions du Quaternaire développé au niveau d'Oued Rhumel qui est en phase de déstockage.

Le premier s'étend sur toute la partie Nord Est de la région, dans le massif carbonaté néritique du Crétacé de Djebel Grouz et la partie Sud-Ouest, dans le massif carbonaté de Djebel Tnoutit. On retrouve également ce type d'aquifère dans les calcaires de l'Eocène qui affleurent dans la partie centrale de la plaine, au Nord et au Sud. Cet aquifère est caractérisé par une perméabilité en grand élevée liée à un réseau de fissures, donc une circulation karstique, ce dernier réservoir présente deux types différents d'aquifères : l'un à eaux froides et l'autre à eau chaudes.

Par contre le deuxième aquifère se trouvant dans les formations du Mio-Pliocène couvrant d'importantes superficies et il a de bonnes potentialités. L'épaisseur de l'aquifère varie de 100 à 150 m et il est constitué par des dépôts fluvio- lacustres. Ces formations s'étendent sur de vastes surfaces et affleurent beaucoup plus sur la périphérie du bassin versant. Il s'agit des calcaires lacustres, de marne rouge, de limon et de sable rouge présentant d'importantes variations de faciès et d'épaisseur.

Le troisième aquifère est caractérisé par une hétérogénéité lithologique et constitué d'alluvions récentes qui se sont formées le long d'oueds et les terrasses, de formations de pentes et les glacis polygéniques. Cependant, les nappes localisées au niveau des vallées sont étroitement liées aux cours d'eau et ont une influence directe sur le régime hydrogéologique. En période d'étiage, elles alimentent le cours d'eau, par contre en période de hautes eaux c'est l'inverse qui se produit. Par contre, les nappes phréatiques des plaines de remblaiement sont en partie en relation avec les massifs calcaires, mais l'alimentation reste tributaire des précipitations atmosphériques.

Log	Age	Lithologie	Epaisseur (m)	Affleurement	Hydro-Géologie	
	QUATERNAIRE	Cailloutis, graviers, limons		Au	Permeable	
	TERTIAIRE	Néogène Continental	Marnes avec des niveaux	100 à 150	Niveau	Permeable
			Calcaires, conglomérats et marnes	100 à 180	De la	
		Miocène inférieur	Marne et banc de grès Calcaire et marne	50 à 150	Plaine	Impermeable
		Lutétien sup Priabonien	Marne à banc de calcaires	300	SE et NW du S.BV	Impermeable
		Eocène inf et moyen	Calcaire marneuse à la base calcaire critalin	60 à 250	SE, NW et à l'W du S.BV	Permeable
		Danien Montien	Marnes et lits de calcaire grossier	70	Au Nord de Dj Dess et au Sud de S.BV	Impermeable
	SECONDAIRE	Maestrichtien	Marnes à bancs de tumachelles	150 à 180		Permeable
		Campanien	Marnes et calcaire massif	100		Permeable
		Sénonien inf	Marnes à bancs de calcaire	50	Dj Dess et au SW de S.BV	Impermeable
Cénomaniens Turonien		Calcaire, dolomie Marno-calcaire et marnes	300	Dj Grouz	Permeable	
Albien et Vraconien		Calcaire avec intercalation marneuse, calcaire massif à dolomies microcristallines	180	Dj Grouz	Permeable	
Aptien inf et moyen		Calcaire avec intercalation marneuse calcaire bien lité, calcaire marneux	145	/	Permeable	
Barémien sup		Calcaire	40 à 60		Permeable	
Barémien inf		Calcaire en petit banc, marnes et marno-calcaire Dolomies avec intercalation rare de calcaire dolomitique	80 50 250	Dj Tnoutit et Dj Grouz	Permeable	
Néocomien	Complexe dolomitique	150	/	Permeable		
Jurassique supérieur	Dolomie et calcaire dolomitique	150	/	Permeable		
Trias	Argile, gypse à cristaux de quartz		Djs Dess et Toukouïa	Impermeable		

Figure 19 : Colonne litho-stratigraphique et hydrogéologique (d'après Mihoubi, 2009).

Ces deux derniers sont connus sous le nom de L'aquifère poreux ou aquifère du Mio-Plio-Quaternaire et sont les plus importants dans le bassin et par conséquent nous essayerons de les détailler de plus.

Cet aquifère de grande extension, occupe la quasi-totalité de la région d'étude, elle s'étend de Bir El Arch à l'Ouest jusqu'à Oued Athmania à l'Est en passant par Tadjnanet et Chelghoum Laid. Cet aquifère s'est formé dans les grés, graviers, sables, alluvions et calcaires lacustres dans lesquels on y trouve des passages d'argile et de marnes. Le substratum est formé par des argiles et marnes du miocène. Son alimentation se fait à partir des précipitations par infiltration surtout durant les périodes de crue d'Oued Rhumel, et par une alimentation latérale à partir des formations carbonatées se trouvant sur les limites au niveau des Dj Dess, Tnoutit et Grouz. A noter que cet aquifère est interrompu par des accidents tectoniques ou complètement érodés laissant ainsi apparaitre les calcaires de l'Eocène au centre de la plaine. Cet aquifère joue un rôle très important dans l'alimentation en eau potable des habitants de la région d'étude.

La région d'étude recèle deux systèmes aquifères l'un poreux contenu dans les formations du Mio-Plio-Quaternaire et l'autre fissuré et karstique contenu dans les formations carbonatées du Jurassique et Crétacé (essentiellement dans les calcaires néritique du jurassique supérieur crétacé inférieur).

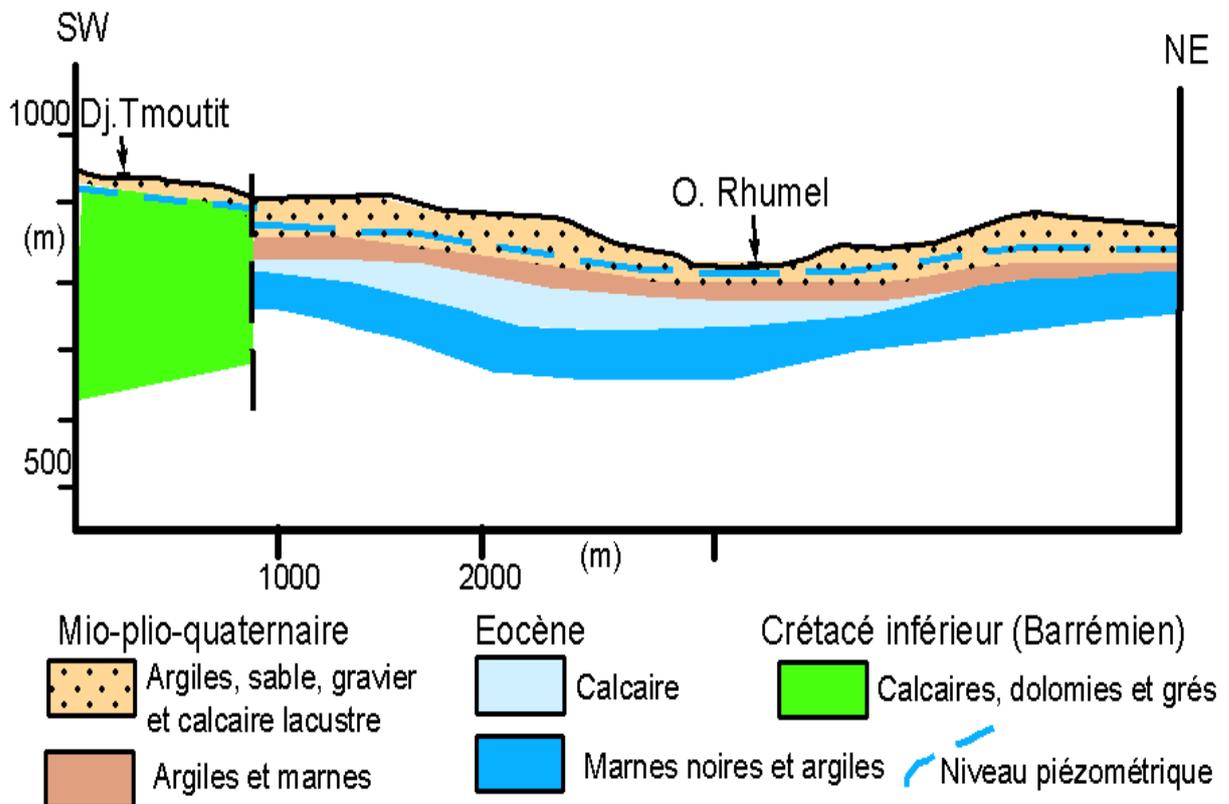


Figure 20 : Coupe hydrogéologique (Abdelhamid, 2016 modifiée).

L'analyse de la carte piézométrique de Février 2020 (Fig. 21) montre une surface piézométrique irrégulière dont l'allure des courbes indique trois directions principales d'écoulement (NW/SE, W-E et SSW/NNE) avec un sens général se dirigeant de l'Ouest vers l'Est du bassin. Les courbes piézométriques sont plus espacées à l'Ouest et sur les versants nord et sud du bassin indiquant un gradient hydraulique très faible avec un écoulement lent alors que dans la partie centrale de la plaine les courbes iso-pièzes sont plus serrées et indiquent que le gradient hydraulique est plus fort dans cette partie du bassin ; ceci est dû à la topographie et l'agencement des dépôts mio-plio-quadernaires. Aussi, la région, est caractérisée par une dépression de la surface piézométrique située à l'Est du bassin, courbes iso-pièzes fermées. Les lignes de courant pour l'ensemble de la plaine sont dirigées vers les dépressions de l'Oued Rhumel et le lac du barrage de Hammam Grouz situé à l'Est de la région d'étude. Cette configuration piézométrique contribue en partie à l'alimentation du barrage en saison humide par les eaux souterraines et influence directement leur chimie.

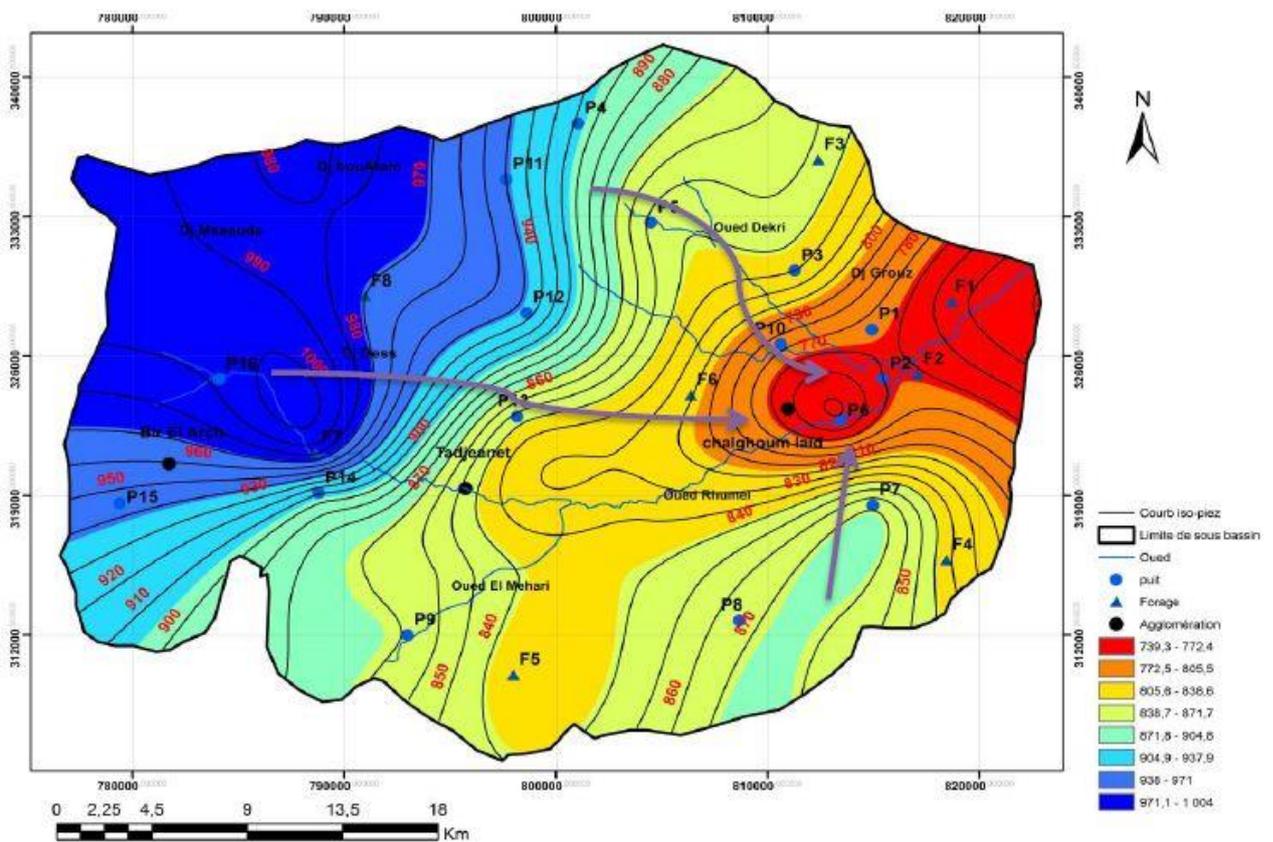


Figure 21 : Carte piézométrique de l'aquifère du Mio-Plio-quadernaire du bassin de Hammam Grouz, Février 2020 (Chelli M. et Belkadr N., 2020).

Conclusion :

Un aquifère de La zone de notre étude est caractérisée par trois horizons aquifères :

- Un aquifère fissuré et karstifié, il s'étend sur tout la partie Nord Est de région d'étude
- Un aquifère continu dans les formations fluvio- lacustres, se trouvant dans les formations du Mio-Pliocène couvrant d'importantes superficies et il a de bonnes potentialités.
- superficielle, est caractérisé par une hétérogénéité lithologique

Ces deux derniers sont les plus importants dans le bassin et sont connus sous le nom de L'aquifère poreux ou aquifère du Mio-Plio- Quaternaire, donc La région d'étude recèle deux systèmes aquifères l'un poreux contenu dans les formations du Mio-Plio-Quaternaire et l'autre fissuré et karstique contenu dans les formations carbonatées du Jurassique et Crétacé.

PARTIE 2

ETUDE HYDROCHIMIQUE

Introduction :

La connaissance des caractéristiques biogéochimiques des eaux de surface que souterraines constitue un moyen d'investigation parmi d'autres pour la caractérisation et/ou l'évaluation de la qualité de ces eaux. Une eau possède un patrimoine surtout géochimique d'origine naturelle qui évolue avec le temps et en fonction du contexte dans lequel se trouve. Le degré de pollution est apprécié par la mesure de l'écart ou de la différence entre le chimisme naturel de l'eau qu'il soit à l'échelle locale ou régionale et un chimisme nouvellement acquis suite à l'intervention négative de l'homme sur l'environnement hydrologique (Kanohin 2017 ; Belkhiri 2018). Cependant, il est parfois difficile d'évaluer le degré de pollution ou d'altération d'une eau à l'échelle d'une région à forte activité que ce soit agricole ou industrielle. Comme, la chimie des eaux est le principal facteur qui détermine leur utilisation (Consommation humaine ou AEP, agriculture ou industrie) ; alors, leur qualité est, souvent, comparée aux normes de qualité fixées par l'OMS, (2011) et aux normes nationales algériennes (JORA, 2011).

L'interaction de ces eaux avec les matériaux du bassin versant ou du réservoir (aquifère) à travers lequel il coule contrôle fortement leur chimie. Aussi, Les processus hydrogéochimiques responsables des modifications de la composition chimique des eaux varient dans l'espace et dans le temps et sont responsables des variations spatio-temporelles de leur chimie (Kumar et al, 2006 ; SwarnaLatha et al, 2011 ; Kuldip Singh et al., 2011, Allia, 2018). Dans un système hydrique, ces processus aident à déterminer et/ou clarifier les contributions de l'interaction roche - eau ainsi que les influences anthropiques sur les eaux. A son tour, la chimie des eaux dépend d'un certain nombre de facteurs, tels que la géologie des bassins versants et des aquifères (nature des roches et leur degré d'altération chimique), les paramètres hydrodynamiques, la profondeur des réservoirs, la qualité de l'eau de recharge ou mélange,, etc. Ces facteurs et leurs interactions se traduisent par une qualité des eaux de surface ou souterraines complexe souvent difficile à déchiffrer (Schuh et al 1997 ; Edmunds et al 2003 ; Vengosh et al 2005 ; Ayenew et al. 2008 ; Giridharan et al 2008 ; Han et al 2009).

Dans la région du Bassin de Hammam Grouz, comme dans d'autres régions du Bassin Kébir-Rhumel, les eaux de surface constituent une des principales sources exploitées pour différents besoins des populations. Cependant, en raison d'une urbanisation rapide, d'une extension importante de l'irrigation ainsi que les besoins domestiques croissants de la population, la demande en eau dans cette région a considérablement augmenté au cours de ces dernières années (ANRH, 2011) ajoutés à l'irrégularité des précipitations et leurs limitations, des signes de dégradation de la qualité de ces eaux sont signalés dans plusieurs endroits du bassin (ANRH, 2011). Au vu de cette situation, où les eaux sont devenues de plus en plus vulnérable à la

pollution, ceci impose la recherche de solutions à ce constat inquiétant qui passe par une meilleure connaissance du chimisme des eaux et de ses facteurs déterminants. Ainsi, la compréhension des caractéristiques hydrochimiques et de la qualité de l'eau devient critique pour la planification et la gestion des eaux dans cette région, afin d'assurer une utilisation sûre et durable de ces ressources. Cependant, bien que des études aient été réalisées sur la qualité chimique des eaux de surface dans plusieurs endroits du bassin du Kébir-Rhumel, la plus part de ces études se sont limitées à la détermination de leurs faciès ou à l'étude de quelques éléments chimiques. L'objectif principal de notre étude est la caractérisation bio-géochimique détaillée des eaux du bassin de Hammam Grouz (Oueds et réservoir du barrage), voir leur distribution et identifier les principaux processus hydrogéochimiques qui sont responsables de leur chimie dans la zone d'étude. Il s'agit donc d'identifier, de déterminer et de mieux comprendre l'ensemble des processus hydrogéochimiques, souvent complexes, dans leur contexte naturel qui permettront de déterminer les principaux facteurs ou mécanismes influençant ou contrôlant le chimisme de ces eaux ainsi que leur répartition dans la zone d'étude et leur évolution. Et donc, cette étude est menée afin d'établir l'état actuel de la chimie des eaux, son évolution en fonction de la variation des paramètres bio-physico-chimiques de l'eau, afin de remonter à l'origine de leur minéralisation et d'identifier les différents processus qui en sont responsables; ceci, à partir d'une caractérisation de ces eaux à partir de 26 paramètres mesurés ou analysés et l'étude des corrélations classiques entre les teneurs des différents éléments chimiques dans les eaux analysées. De là, nous présenterons les principaux mécanismes géochimiques impliqués dans l'évolution des eaux du système hydrique. Cette étude sera complétée par une étude statistique des éléments majeurs des eaux (Analyse en Composante Principale ACP et une Classification Ascendante Hiérarchique CAH). Ceci, afin d'évaluer, d'une part la qualité globale de l'eau de surface et, d'autre part à préciser les mécanismes d'acquisition de la minéralisation et mettre, éventuellement, en évidence la sensibilité de cette ressource face aux pressions anthropiques. Ceci, à partir de la détermination des faciès chimiques, de l'origine et les processus de la salinisation des eaux, de l'état de saturation des eaux vis-à-vis les minéraux principalement carbonatés et évaporitiques.

L'étude bio-géochimique des eaux du bassin du barrage de Hammam Grouz est basée sur l'interprétation des résultats d'analyses effectuées sur les échantillons prélevés sur 27 sites (15 au niveau du lac du barrage et 12 au niveau de L'Oued Rhumel et son affluent principal Oued Dekri).

CHAPITRE 3
CARACTERISATION BIO-PHYSICO-CHIMIQUE
DES EAUX

Introduction :

Ce chapitre est consacré à la caractérisation bio-physico-chimique détaillée des eaux de surface du bassin du barrage Hammam Grouz (l'Oued Rhumel et son affluent principal Oued Dekri et le Lac du barrage) à partir de l'ensemble des paramètres mesurés in situ ou analysés au laboratoire, qui sont au nombre de 26 paramètres, des eaux prélevées durant deux (02) campagnes d'échantillonnage (saison humide et la saison sèche). Avant l'analyse détaillée des paramètres bio-physico-chimiques (analyse des paramètres statistiques, variations et répartitions de ces paramètres...), nous donnerons au départ les méthodes d'échantillonnage et d'analyse des eaux.

A noter que la DBO et la DCO n'ont été déterminé que pour les échantillons prélevés durant la saison sèche et par conséquent ne seront pas étudiées.

1. Matériels et méthodes d'analyse des eaux :

Nous nous intéresserons dans ce paragraphe, aux prélèvements et à la représentativité des échantillons d'eau ainsi qu'aux méthodes analytiques utilisées.

1.1. Echantillonnage et Prélèvement :

L'étape d'échantillonnage constitue une des plus importantes étapes dans l'étude des eaux car, elle influence directement la qualité des résultats analytiques. Des précautions nécessaires doivent être prises afin de collecter un échantillon représentatif ; aussi, pour minimiser les risques associés à la contamination de l'échantillon, il est nécessaire de s'assurer de la bonne qualité du prélèvement, de la conservation et du transport adéquat des échantillons collectés. Pour y arriver, Les échantillons d'eau doivent être prélevés dans des récipients propres, rincés plusieurs fois avec l'eau à analyser et bien conserver. Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des bouteilles en plastique sèches, propres et stérilisées de 1,5 L. Les bouteilles d'échantillonnage ont été rincées avec l'eau à prélever à une profondeur de 15 à 30 cm de la surface de l'eau et en évitant la pénétration de l'air. Un espace d'air d'au moins 2,5 cm entre la surface du liquide et le bouchon du flacon a été laissé afin facilite l'homogénéisation de l'échantillon au moment de son analyse et les bouteilles boucher soigneusement et hermétiquement tous les contenants après les prélèvements. Pour chaque point d'échantillonnage, deux échantillons d'eau ont été prélevés. Une des bouteilles a été acidifié avec du HNO_3 pour la détermination des cations et l'autre a été maintenu non acidifié pour les analyses d'anions. Le transport des échantillons depuis le point de prélèvement jusqu'au laboratoire se fait dans une glacière à 4°C dans le même jour d'échantillonnage et les échantillons ont été conservés au réfrigérateur (Rodier ,2005)

Les points prélevés ont été choisis de manière à couvrir spatialement toute la zone d'étude et que l'échantillonnage soit le mieux représentatif ; de ce fait, d'échantillonnage a concerné

l'Oued Rhumel et son affluent principal Oued Dekri qui rassemblent tous les cours d'eau du bassin d'une part et le lac du Barrage de l'autre part.

Tableau 9 : Coordonnées des points de prélèvement d'eau de surface.

Echantillons		Cordonnées	
N°	R : Rivière (Oued) L : Lac	N	E
1	R1	36,179844	6,20910531
2	R2	36,1796064	6,21094061
3	R3	36,1773418	6,21091581
4	R4	36,1775627	6,21247044
5	R5	36,1715419	6,21397919
6	R6	36,1793881	6,21899631
7	R7	36,1886737	6,23922319
8	R8	36,2012121	6,25724031
9	R9	36,2015998	6,2564795
10	R10	36,20343	6,25870811
11	R11	36,1904364	6,24419869
12	R12	36,2070758	6,26317031
13	R13	36,2096717	6,2632575
14	R14	36,201678	6,251214
15	R15	36,2135208	6,26564961
16	L1	36,2166819	6,26702531
17	L2	36,21758	6,27050239
18	L3	36,2208615	6,27412169
19	L4	36,2227149	6,27869019
20	L5	36,2246152	6,2838555
21	L6	36,2273283	6,28769311
22	L7	36,2312012	6,28447139
23	L8	36,2328603	6,27487981
24	L9	36,2283703	6,270482
25	L10	36,2209067	6,26753731
26	L11	36,2133864	6,26471361
27	L12	36,2038215	6,25906619

Quinze (15) échantillons ont été prélevés au niveau des oueds et douze (12) échantillons dans le lac du barrage au cours de deux campagnes d'échantillonnage (Fig 22, Tab 9), la première en Janvier 2020 (saison humide ou pluvieuse : Hiver) et la seconde au cours du mois d'Aout 2020 (saison sèche : Eté début Automne). A noter que certains points de l'Oued Dekri n'ont été échantillonnés que pendant la saison humide car en saison sèche, ils été sec.

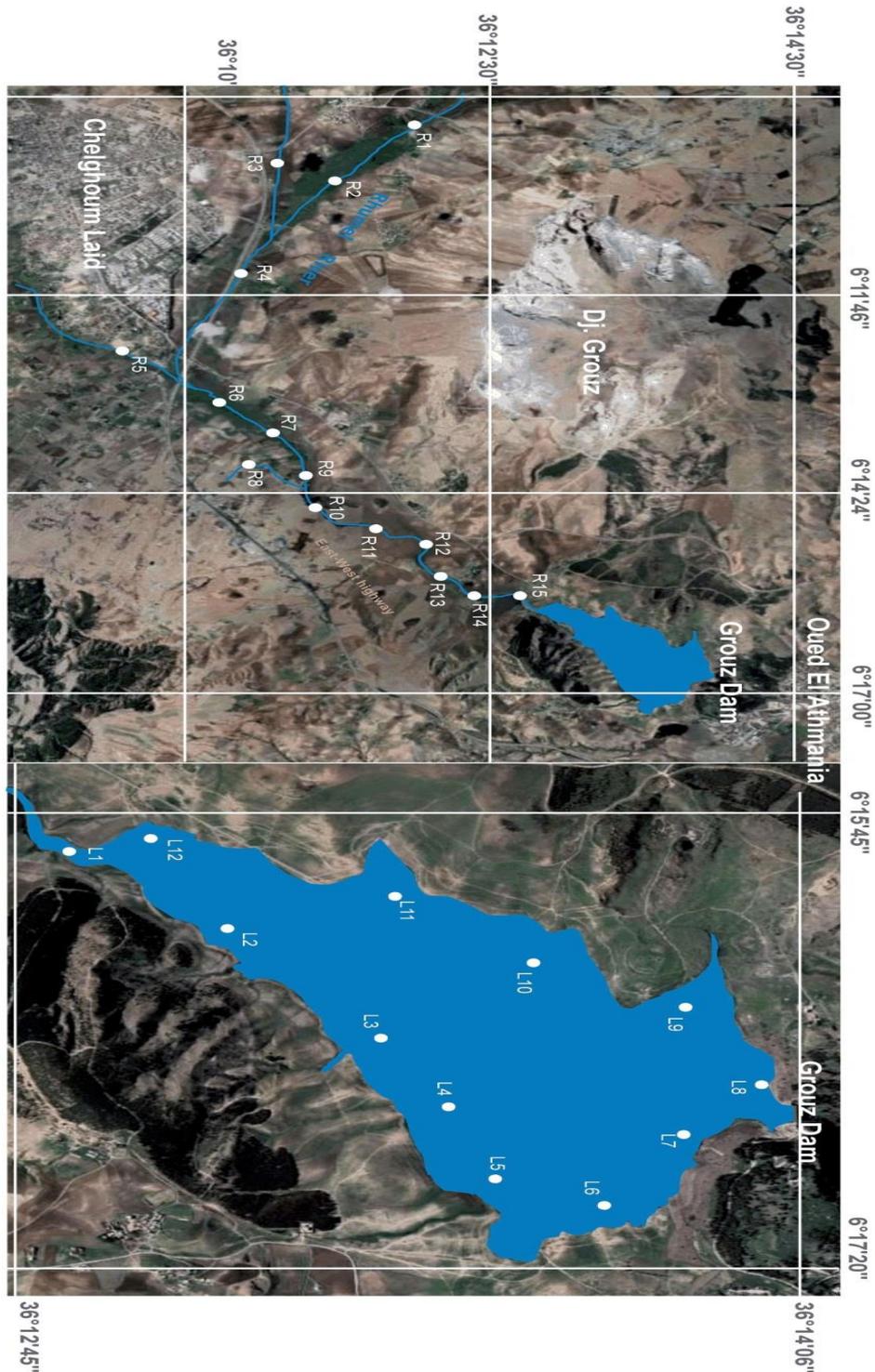


Figure 22 : Carte de localisation des points d'eau (R : Oued et L : réservoir du barrage).

1.2. Méthode d'analyses des eaux :

➤ Mesures in situ :

Pour tous les échantillons, la température, le pH, la conductivité électrique (CE), l'oxygène dissous (O_2 dissout), les résidus sec ou matière solide dissoute (RS ou TDS) et la salinité ont été déterminées sur terrain au cours de l'échantillonnage avec un équipement standard en utilisant des appareils portatifs (sensodirect à paramètres multiples 150). Car, ces paramètres sont très

sensibles aux conditions du milieu et susceptibles de varier dans des proportions importantes s'ils ne sont pas mesurés sur site. Les mesures s'effectuent en continu et en plein courant dans le cas des cours d'eau et sous la surface d'eau dans le cas du lac en veillant à ne pas aérer l'eau pour éviter surtout, l'oxygénation et le risque de précipitation d'éléments en solution.

➤ **Analyses au laboratoire**

Les analyses bio-chimiques des eaux ont été effectuées au laboratoire des Sciences Naturelles et Matériaux (LSNM) - Université Abdelhafid Boussouf de Mila. Tous les échantillons ont été analysés pour leur composition ionique majeure (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- et NO_3^{2-}) et mineure (traces ou métaux lourds) (PO_4^{3-} , P^- , Fe^{2+} , Al^{3+} , Cu^{2+} et Mn^{2+}) par des photomètres utilisant des pastilles spécifiques à chaque élément (Palintest photometer 7500 et Lovibond photometer MD600) à l'exception du Na^+ qui a été déterminé en utilisant un photomètre à flamme. Tandis que NH_4^+ , $\text{Si}(\text{OH})_4^-$, NO_2^- ont été déterminés à l'aide d'un photomètre à absorption atomique (Biochrome, Libra S22). (APHA, 2005)

La demande biochimique en oxygène pendant 5 jours (DBO5) est évaluée par la méthode traditionnelle. La DCO est déterminée par colorimétrie en passe tout d'abord par la digestion de l'échantillon dans des tubes spécifiques contenant directement 2 ml de réactif.

Le réactif utilisé à cette fin contient :

- Un oxydant fort, l'acide chromique en excès et en milieu acide sulfurique.
- Le sulfate d'argent Ag_2SO_4 qui joue le rôle de catalyseur
- Le sulfate de mercure HgSO_4 pour complexer les ions interférents tels que Br^- , Cl^- , et I^- .

Pour permettre la digestion, l'échantillon passe d'abord au reflux pendant deux heures à 150 °C à l'aide d'un appareil DCO (CR 2200). Après la digestion, la DCO est déterminée à l'aide du photomètre à absorption atomique (Lovibond photometer MD600).

1.3. Contrôle de la qualité des données :

Pour s'assurer de la qualité et de la représentativité des résultats des analyses chimiques, un test de validité est effectué pour l'ensemble des échantillons analysés. Ce contrôle de validité consiste au calcul de la balance ionique (BI) ou écart relatif, en utilisant l'équation suivante (Domenico et Schwartz 1990 ; Hounslow 1995) :

$$\text{BI} = \frac{\sum A - \sum c}{\sum A + \sum c} * 100 \text{ en \%}. \text{ L'analyse est déclarée acceptable si } -5 \leq \text{BI} \leq 5 \text{ \%}.$$

Avec : $\sum A$ = la somme des anions en milliéquivalents par litre

$\sum C$ = la somme des cations en milliéquivalents par litre

Ce paramètre permet de vérifier la précision des méthodes analytiques utilisées et la validité des déterminations chimiques. S'il est inférieur à 5%, les analyses sont considérées comme bonnes ; lorsque sa valeur est comprise entre 5% et 10%, les analyses peuvent être à la rigueur

retenues ; Par contre au-delà de 10% les analyses doivent être rejetées. Dans ce dernier cas, deux causes essentielles peuvent être évoquées : soit que les méthodes analytiques sont peu précises, soit qu'un ou plusieurs éléments en solutions n'ont pas été dosés. Pour les eaux de l'Oued et du lac échantillonnés dans la région d'étude, l'écart relatif est inférieur à 5 ; il varie entre -2,63 % et 4,96 % durant la période humide et entre -4,69 % et 4,98 % durant la période sèche. Les bons résultats de l'ensemble des analyses effectuées sont dus aux appareillages utilisant des pastilles réduisant ainsi, les erreurs de manipulations.

2. Analyse des paramètres bio-physico-chimiques :

Les caractéristiques bio-physico-chimiques sont parmi les facteurs clé structurant le fonctionnement des systèmes hydriques (aquatiques). Les paramètres bio-physico-chimiques des cours d'eau tel que le pH, l'oxygène dissous ou la conductivité électrique, conditionnent le maintien de la biodiversité aquatique et influencent le comportement et le devenir des contaminants dans la colonne d'eau. Ces paramètres contrôlent en grande partie le comportement et la mobilité des contaminants entre les différents compartiments du système (Buffle, 1988 ; Burgess et Scott, 1992 ; Stumm et al. 1996 ; Hayzoune, 2014).

Vingt-six (26) paramètres bio-physico-chimiques ont été mesurés ou analysés à savoir : la température (T), le potentiel hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE), la salinité, la matière dissoute totale (TDS), la dureté (TH), l'alcalinité (TA), les ions majeurs (cations et anions), les éléments mineurs ou métaux lourds et les nutriments. Les résultats des mesures et analyses sont reportés en annexes 1, 2, 3,4 et 5.

2.1. Paramètres statistiques

L'analyse statistique a concerné vingt-sept (27) échantillons durant la période humide et vingt-deux (22) échantillons durant la période sèche mesurés durant Janvier 2020 et Aout 2020 respectivement. Les paramètres statistiques (minimum (Min), maximum (Max, moyenne (Moy), écart type (σ) et coefficient de variation % (CV) ont été calculés pour chacune des variables bio-physico-chimiques et sont consignés dans les tableaux 10 et 11.

2.1.1. Eaux des oueds (rivières)

L'analyse statistique des paramètres des eaux des Oueds est faite sur quinze (15) échantillons durant la période humide et dix (10) échantillons durant la période sèche (Tab 9).

L'examen des résultats des statistiques des analyses bio-physico-chimiques (Tab 9) montre que, **le pH** des eaux des Oueds varie entre 7,6 et 9,03 avec une moyenne de 8,14 en période humide et entre 8,08 et 9,33 avec une moyenne 8,82 en période sèche indiquant que ces eaux sont alcalines. La température varie entre 13 et 20 c° avec une moyenne de 14,55 c° en période humide et varie entre 19,5 et 26,5 c° avec une moyenne de 20 c° en période sèche. La

conductivité électrique (**CE**) varie de 865 à 2040 $\mu\text{S cm}^{-1}$ avec une valeur moyenne de 1281,86 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en période humide et varie de 2420 à 6750 $\mu\text{S cm}^{-1}$ avec une moyenne de 3114 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en période sèche. Le **TDS** se range entre 464 et 1090 mg/L avec une valeur moyenne de 682,46mg/L en saison humide et oscille entre 1300 et 3630 mg/L avec une moyenne de 1663 mg/L en saison sèche. La majorité des échantillons d'eau montrent des valeurs de TDS inférieures à 1000 mg/L ; la **salinité** se range entre 400 et 1200 mg/L avec une valeur moyenne de 620 mg/L en saison humide et oscille entre 1200 et 3400 mg/L avec une moyenne de 1530 mg/L en saison sèche ; Ces eaux peuvent être considérées comme des eaux douces selon leur contenu en TDS et/ou salinité.

La dureté totale (TH) en CaCO_3 varie de 398 à 828 mg/L avec une valeur moyenne de 478,07 mg /L en période humide et elle se range entre 400 à 860 mg /L avec une valeur moyenne de 600 mg/L en période sèche, ce qui indique que toutes ces eaux sont dures à très dures. **La turbidité** varie de 1,11 à 32,30 NTU avec une moyenne de 12,93 NTU dans les eaux de rivière en période humide et de 107 à 204 NTU avec une moyenne de 155 NTU en période sèche indiquant que la majorité de ces eaux sont turbides dans les deux saisons.

Le Ca^{2+} variait de 98 à 165 mg/L avec une valeur moyenne de 127,93 mg /L en période humide et entre 80 et 185 mg /L avec une moyenne 131,5 mg /L en période sèche ; toutes les eaux étudiées ne dépassent pas la limite maximale permmissible (MPL) recommandée par l'OMS qui est de 200 mg /L. **Le Mg^{2+}** varie de 42 mg /L à 137 mg /L avec une valeur moyenne de 70,53 mg /L en saison humide et se range entre 7 et 70 mg /L avec une moyenne de 43,1 mg /L en saison sèche ; comme le calcium, le Mg^{2+} ne dépasse pas la limite maximale tolérable qui est de 150 mg /L dans tous les échantillons analysés. **Le K^+** variait de 2,9 à 172,5 mg /L avec une valeur moyenne de 35,40 mg /L pour la période humide et dans la période sèche, il varie d'un minimum de 56 à un maximum 190 mg /L avec une valeur moyenne de 127,2 mg/L. La concentration en **Na^+** dans la rivière variait de 162 mg /L à 272,1 mg /L avec une valeur moyenne de 238,5 mg /L pour la période humide et varie entre 163,38 et 295,77mg /L en période sèche avec une valeur moyenne de 221,97mg /L.

Les Principaux cations des eaux des oueds sont dominés par le Na^+ et le Ca^{2+} durant les deux saisons via ($\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$) pendant la saison humide et ($\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$) pendant la saison sèche.

Tableau 10 : Résultats de l'étude statistique des paramètres bio-physico-chimiques des eaux des oueds du bassin du barrage Hammam Grouz durant les 2 campagnes d'échantillonnage de Janvier 2020 (saison humide) et Aout 2020 (saison sèche).

Rivière (Oued)												
	Moy		Max		Min		σ		CV%		Norme OMS	
	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SH	SS	DL	MPL
PH	8,14	8,82	9,03	9,33	7,6	8,08	0,43	0,43	5,28	4,88	6,5-8,5	9,2
T(c°)	14,55	22,67	20	26,5	13	19,5	1,87	2,25	12,84	9,91		
CE (µs/cm)	1281,86	3114	2040	6750	865	2420	366,36	1320	28,58	42,38	900	1400
TDS (mg/l)	682,46	1663	1090	3630	464	1300	196,28	712,86	28,76	42,86	600	900
SAL (mg/l)	620	1530	1200	3400	400	1200	221,03	679,95	35,65	44,44		
Dureté total	478,06	600	828	860	398	400	100,3	132,32	20,98	22,05	100	500
Alcalinité	323,4	714	519	840	252	510	67	109,96	20,71	15,4	200	
Turb (NTU)	12,92	155,5	32,3	204	1,11	107	11,12	68,59	86,07	44,1	5	10
Ca ⁺ (mg/l)	127,93	131,5	165	185	98	80	22,21	40,21	17,36	30,57	75	200
Mg ⁺ (mg/l)	70,53	43,1	137	70	42	7	29,83	16,35	42,29	37,94	50	150
K ⁺ (mg/l)	35,4	127,2	172,5	190	2,9	56	46,72	38,32	131,97	30,12	12	
Na ⁺ (mg/l)	238,47	221,97	272,11	295,77	162	163,38	35,27	32,11	14,79	14,46		200
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	276,6	665,6	465	808	196	490	61,89	106,18	22,37	15,95	125	350
CO ₃ ⁻ (mg/l)	46,8	48,4	100	72	28	20	16,47	17,01	35,19	35,16	125	350
SO ₄ ⁻ (mg/l)	184,53	77,85	284	160	126	41,5	41,27	53,3	22,36	36,72	200	500
Cl ⁻ (mg/l)	398,93	394	460	525	360	290	27,6	56,99	6,92	14,46	250	600
NO ₃ ⁻ (mg/l)	62,81	2,8	108	13,64	13,2	0,416	28,98	3,91	46,14	139,71	50	
PO ₄ ⁻ (mg/l)	9,86	29,6	27	39	1	24	8,24	5,71	83,56	19,32	200	
P ⁻ (mg/l)	3,10	9,63	8,90	12,6	0,40	7,9	2,60	1,78	83,89	18,53		
Fe ⁺ (mg/l)	0,17	0,3	0,45	0,57	0,05	0,007	0,18	0,18	69,06	60,57	0,3	
Al ⁺ (mg/l)	0,024	0,007	0,11	0,02	0	0	0,029	0,007	121,78	100,2	0,2	
Cu ⁺ (mg/l)	0,25	0,85	0,64	2,1	0	0,12	0,17	0,59	67,61	69,06	2	
Mn ⁺ (mg/l)	0,0034	0,103	0,008	0,36	0,002	0,01	0,001	0,109	50,7	106,55	0,4	
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,031	65,12	0,085	85,5	0,003	26,2	0,023	20,068	74,65	30,81	0,1	
NO ₂ ⁺ (mg/l)	1,07	1,31	2,97	4,03	0,076	0,09	1,007	1,26	93,86	96,56	0,1	
SI(OH) ₄ ⁺ (mg)	4,98	33,3	14,07	51,59	0,37	19,55	3,68	8,24	73,91	24,76	10	

Moy : moyenne arithmétique, **σ**: écart type, **Cv** : coefficient de variation en %, **Min** : valeur minimale, **Max** : valeur maximale.

Le Cl⁻ variait de 360 à 460 mg /L avec une valeur moyenne de 398,9 mg/L en saison humide et entre 525 à 290 mg/L avec une valeur moyenne de 394 mg/L en saison sèche. Le bicarbonate

(HCO_3^-) varie de 196 à 465 mg/L avec une valeur moyenne de 276,6 mg/L en période humide et varie entre 808 et 490 mg/L avec une valeur moyenne de 665,6 mg/L en période sèche ; le carbonate (CO_3^{2-}) varie de 28 à 100 mg/L avec une moyenne de 46,8 mg/l en période humide et de 20 à 72 mg/L avec valeur moyenne de 48,4 mg/L en période sèche. le SO_4^{2+} varie de 126 à 284 mg/L avec une valeur moyenne de 184,5 mg/L en période humide, et varie de 41.5 à 160 mg/L avec une valeur moyenne de 77.85 mg/L en période sèche ; la majorité des eaux échantillonnées ne dépasse pas la valeur de référence admissible (DL) de l'OMS qui est de 200 mg/L. le NO_3^- varie de 13,2 à 108 mg/L avec une valeur moyenne de 62,8 mg/L en période humide et allant de 0,41 à 13,64 avec une moyenne de 2,8 mg/L en période sèche ; la majorité des échantillons dépassent la limite autorisée de 50 mg/L en période humide ; les fortes concentrations de nitrate en saison sèche sont, fort probablement, dues aux rejets des eaux usées, fuites des activités industrielles et à l'agriculture suite aux excès de fertilisation. Les Principaux anions dans ces eaux sont dominés par le Cl^- et le HCO_3^- durant les deux saisons via ($\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{CO}_3^-$) pendant la période humide et ($\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{CO}_3^- > \text{NO}_3^-$) pendant la période sèche.

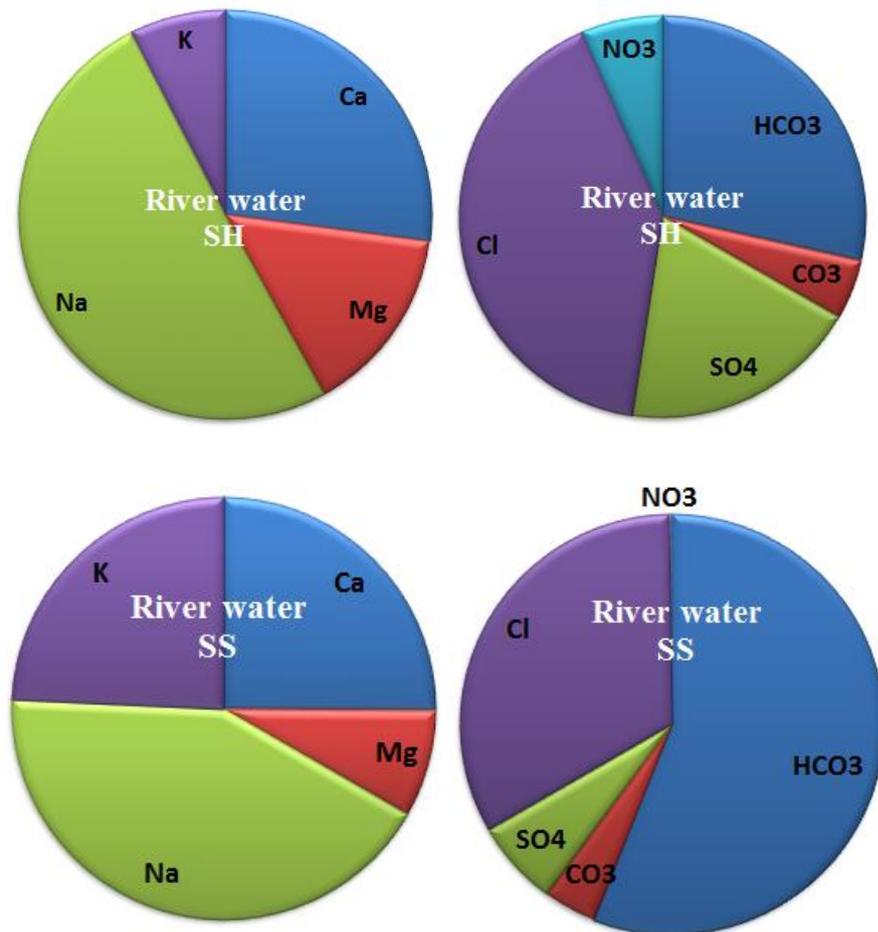


Figure 23 : Pie diagramme des valeurs médianes des principaux ions des eaux des oueds durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS).

Les concentrations du **phosphate (PO₄³⁻)** et de **phosphore (P)** varient respectivement de 1 - 0,4 à 27 - 9,8 mg/L (moyenne : 9,87- 3,107) en période humide et varient de 24-39 à 7,9- 12,6 mg/l (moyenne : 29,6- 9,63) dans la période sèche.

Les concentrations de **Fe⁺²** variaient de 0.05 à 0,45 mg/l (moyenne de 0,17mg/l) dans la période humide et entre 0,007 et 0,57 mg/l (moyenne de 0,3 mg/l) dans la période sèche. Les concentrations en **Fe⁺²** dépassaient la limite autorisée pour l'eau potable (300 µg /L) aux points R8, R13 pour la période humide et dans les points R5, R7, R11, R14 pour la période sèche.

Le manganèse (**Mn²⁺**) varie entre 2 et 8 µg/L avec une moyenne de 3 µg/L en période humide et entre 1 et 360 µg/L avec une valeur moyenne de 103 µg/L en période sèche ; dans tous les échantillons, les concentrations du Mn sont bien inférieures à la limite acceptable de l'OMS (400 µg/L). Les concentrations en cuivre (**Cu⁺**) varient entre 0 et 640 µg/L avec une moyenne de 250 µg/L en période humide et entre 120 et 2100 µg/L avec une valeur moyenne de 850 µg/L en période sèche ; un seul point (R7) dépasse la limite admissible de 2000 µg/L en période sèche. Les concentrations en aluminium (**Al³⁺**) se rangent entre 0 et 110 µg/L avec une moyenne de 24 µg/L en période humide et entre 00 et 2 µg/L avec une moyenne de 7.3 µg/L en période sèche. Comme pour le cuivre, le point R7 enregistre une valeur supérieure à la limite admissible de 200 µg/L en période sèche.

Les concentrations en **ammonium (NH₄⁺)** varient entre 0,0031 et 0,0857 mg/L avec une moyenne de 0,031 mg/l en période humide et se rangent entre 26,2 et 85,5 mg/L avec une moyenne de 65,12 mg/L en période sèche. Les teneurs en nitrite **NO₂⁻** varient entre 0,076 et 2,97 mg/L et une moyenne de 1,07 mg/L en période humide et de 0,09 à 4,03 mg/L avec une moyenne de 1,310 mg/L en période sèche.

Les teneurs en silice **Si(OH)₄⁻** varient entre 0,34 et 14,04 mg/l avec une moyenne de 4,98 mg/L en période humide et entre 19,55 et 51,59 mg/L avec une moyenne de 33,30 mg/L en période sèche.

2.1.2. Les eaux du Lac du Barrage Hammam Grouz

L'analyse statistique des paramètres des eaux du lac du barrage Hammam Grouz a été réalisée sur douze (12) échantillons durant la période humide et la période sèche (Tab 10).

L'examen des résultats des statistiques des analyses bio-physico-chimiques (Tab 10) montre que, le **pH** dans les eaux du lac du barrage varie de 7,96 à 8,95 avec une moyenne de 8,53 durant la période humide et de 8,97 à 10,7 avec une moyenne de 10,08 en période sèche indiquant que ces eaux sont aussi alcalines comme pour les eaux des oueds. La température (**T**) varie entre 7,5 et 18 °C avec une moyenne de 12,75 °C durant la période humide et entre 22,8 et 28,6 °C avec moyenne de 26,7 °C en période sèche.

Tableau 11 : Résultats de l'étude statistique des paramètres bio-physico-chimiques des eaux du lac du barrage Hammam Grouz durant les 2 campagnes d'échantillonnage de Janvier 2020 (saison humide) et Aout 2020 (saison sèche).

Lac du barrage												
	Moy		Max		Min		σ		CV%		Norme OMS	
	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SH	SS	DL	MPL
PH	8,53	10,08	8,95	10,7	7,96	8,97	0,31	0,644	3,7	6,38	6,5-8,5	9,2
T(c°)	12,75	26,17	18	28,6	7,5	22,8	3,1	2,222	24,37	8,49		
CE (μs/cm)	1104,58	2183,08	1358	2760	977	1943	116,67	326	10,56	14,93	900	1400
TDS (mg/l)	593,25	1145,75	747	1470	522	1010	65,86	160,58	11,1	14,01	600	900
SAL (mg/l)	550	1066,67	800	1300	500	900	100	143,55	18,18	13,45		
Dureté total	445,75	473,33	552	720	370	320	52,44	113,24	11,76	23,92	100	500
Alcalinité	263,33	273,25	296	800	238	69	19,03	199,88	7,22	73,14	200	
Turb (NTU)	43,68	321,6	93,5	1066	1,66	101	28,44	279,15	65,12	86,8	5	10
Ca ⁺ (mg/l)	136,58	96,25	175	165	95	44	22,35	32,74	16,36	34,02	75	200
Mg ⁺ (mg/l)	53,83	57,58	75	75	44	46	7,94	8,53	14,75	14,81	50	150
K ⁺ (mg/l)	20,84	59,08	47,5	152	15	25	9,8	49,76	47,04	84,22	12	
Na ⁺ (mg/l)	257,72	219,48	259	225,35	242	197,2	4,95	11,16	1,92	5,08		200
HCO ₃ (mg/l)	225,66	296	276	764	188	142	22,75	217,68	10,08	73,54	125	350
CO ₃ ⁻ (mg/l)	37,67	29	56	78	10	0	13,87	19,67	36,84	67,85	125	350
SiO ₄ ⁻ (mg/l)	206,67	107,75	300	180	190	20	30,1	39,57	14,56	36,72	200	500
Cl ⁻ (mg/l)	400	389,58	400	400	400	350	0	19,82	0	5,08	250	600
NO ₃ ⁻ (mg/l)	76,27	2,42	124	6,65	52	1,196	20,22	1,5	26,51	61,69	50	
PO ₄ ⁻ (mg/l)	5,9	13	11	31	3	1	2,92	13,32	49,54	102,44	200	
P ⁻ (mg/l)	1,96	4,26	3,6	10,1	1	0,5	0,9	4,29	46,33	100,87		
Fe ⁺ (mg/l)	1,04	0,61	9,4	1,28	0,14	0,17	2,64	0,31	251,8	49,78	0,3	
Al ⁺ (mg/l)	0,18	0,45	0,86	1,4	0	0,06	0,24	0,43	130,8	93,68	0,2	
Cu ⁺ (mg/l)	1,15	2,16	4,8	6,4	0,1	0,44	1,27	1,63	110,6	75,32	2	
Mn ⁺ (mg/l)	0,007	0,009	0,02	0,018	0,004	0,002	0,01	0,005	74,76	59,87	0,4	
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,047	19,17	0,29	85,5	0,001	0,54	0,08	33,69	171,1	175,68	0,1	
NO ₂ ⁺ (mg/l)	0,85	1,003	3,46	5,23	0,014	0,05	1,18	1,73	138,6	172,19	0,1	
Si(OH) ₄ ⁻ (mg/l)	5,86	13,28	6,78	36,61	4,4	0,14	0,73	8,43	12,4	63,53	10	

Moy : moyenne arithmétique, σ : écart type, Cv : coefficient de variation en %, Min : valeur minimale, Max : valeur maximale.

La conductivité électrique (CE) dans les eaux du lac varie de 977 à 1358 μs/cm avec moyenne de 1104,58 μs/cm en saison humide par contre elle varie entre 1943 et 2760 μs/cm avec une valeur moyenne de 2183 μs/cm durant la période sèche ; durant la saison sèche tous les point

dépassent la norme de l'OMS qui est de 1000 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Le point R5 représente la valeur la plus élevée. **La salinité ou la TDS** est très élevé dans la période sèche dépassent la norme de l'OMS elle présente des valeurs entre 1010 à 1470 mg/l (moyenne de 1146 mg/l) et des valeurs varie entre 522 à 747 mg/l avec moyenne de 593,25 mg/l dans la période humide.

La dureté totale (TH) en CaCO_3 varie de 370 à 552 mg/L avec une valeur moyenne de 445,75 mg /L en période humide et se range entre 320 et 720 mg /L avec une valeur moyenne de 473,33 mg /L durant la période sèche, ce qui indique que les eaux du lac du barrage sont, aussi, très dure. **La turbidité** varie de 1,66 à 93,5 NTU avec valeur moyenne de 43,68 NTU en période humide et de 101 à 1066 NTU avec une moyenne de 321,6 NTU en période sèche ; ce qui indique que la majorité de ces eaux ont des turbidités élevées dans les deux saisons et dépassent la norme recommandée par l'OMS qui est de 10 NTU.

Les concentrations en Ca^{2+} varie entre 95 et 175 mg /L avec une moyenne de 136,58 mg /L durant la saison humide et entre 44 et 165 mg /L avec moyenne de 96,25 mg /L en saison sèche. Le contenu en Mg^{2+} se range entre 44 et 75 mg /L avec moyenne de 53,83 mg /L en période humide et varie entre 46 et 75 mg /L avec moyenne de 57,58 mg /L en période sèche. Pour le K^+ , il varie entre 242 et 259,15 mg /L avec moyenne de 257,72 mg /L durant la période humide et entre 25 et 125 mg /L avec une moyenne de 59,08 mg /L en période sèche. Les concentrations en Na^+ varient entre 242 et 259 mg /L avec valeur moyenne de 257 mg /L en période humide et se rangent entre 197 et 225 mg /L avec une moyenne de 219 mg /L en période sèche ; La majorité des échantillons dans les deux saisons humide et sèche présentent des valeurs supérieures à la norme de l'OMS qui est de 200 mg /L. Les Principaux cations des eaux du lac du Barrage sont dominés par le Na^+ et le Ca_2^+ durant les deux saisons via ($\text{Na}^+ > \text{Ca}_2^+ > \text{Mg}_2^+ > \text{K}^+$) pendant la saison humide et ($\text{Na}^+ > \text{Ca}_2^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}_2^+$) pendant la saison sèche comme pour les eaux des oueds.

Le HCO_3^- varie entre 188 et 276 mg/L avec une moyenne de 255,6 mg/L dans les eaux de l'oued durant la période humide ; alors qu'il se range entre 141 et 764 mg/L avec une moyenne de 296 mg/L en période sèche. La majorité des eaux du lac ne dépassent pas la valeur maximale admissible (MPL) recommandée par l'OMS qui est de 350 mg/L à l'exception pour les points L1, L2, L11, L12

Les concentrations de CO_3^- varient entre 10 et 56 mg/L avec une valeur moyenne de 37,66 mg/L en période humide et entre 0 et 58 mg/L avec une moyenne de 29 mg/L en période sèche ; des concentrations largement inférieures à la valeur désirable (DL) de 125 recommandée par l'OMS. Le SO_4^- varie entre 190 et 300 mg/L avec une moyenne de 206,66 mg/L en la période humide et se range de 20 à 180 mg/L avec moyenne de 107,75 mg/L durant la période sèche.

Pour le Cl^- , les concentrations oscillent aux alentours de 400 mg/L en période humide et entre 350 et 400 mg/L avec une moyenne de 389,85 mg/L durant la période sèche.

Le nitrate NO_3^- varie entre 52 et 124 mg/L avec une moyenne de 76,26 mg/L durant la période humide et se range entre 1,20 et 6,65 mg/L avec une moyenne de 2,42 mg/L en période sèche ; l'ensemble des échantillons ont des teneurs dépassant la limite autorisée de 50 mg/L durant la saison humide.

Les Principaux anions des eaux dans le lac sont dominés par le Cl^- et le HCO_3^- durant les deux saisons via ($\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{CO}_3^-$) pendant la période humide et ($\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{CO}_3^- > \text{NO}_3^-$) pendant la période sèche.

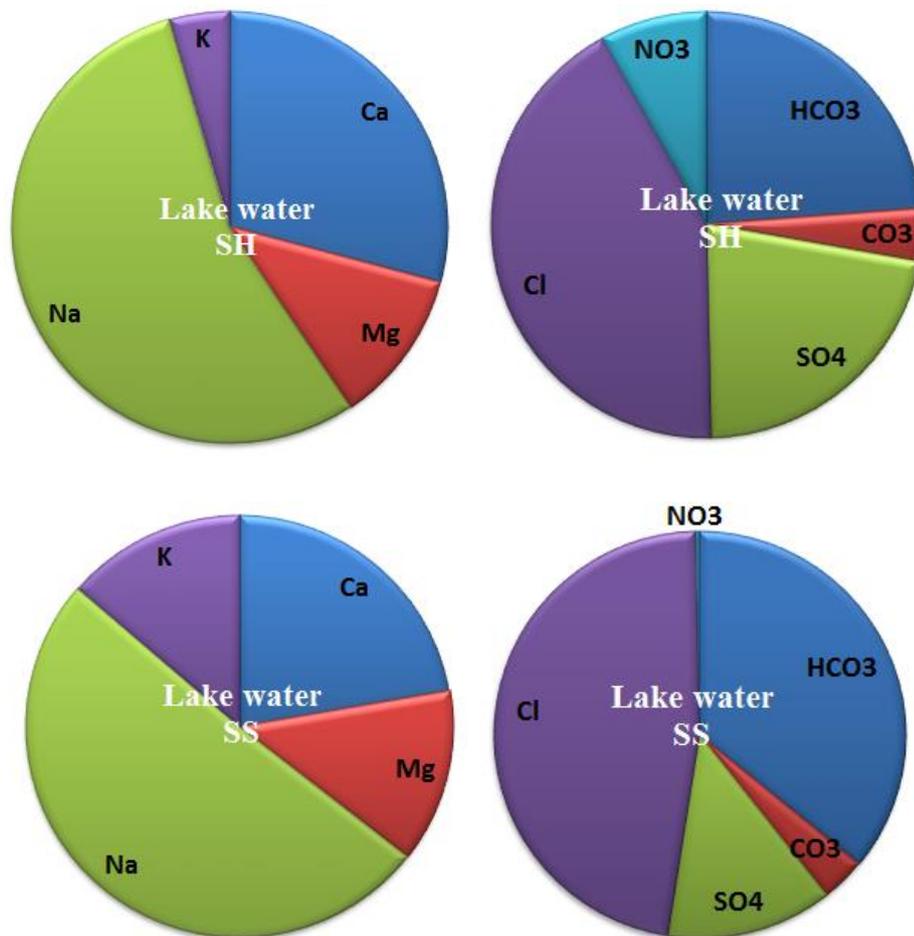


Figure 24 : Pie diagramme des valeurs médianes des principaux ions dans les eaux du lac durant la saison humide et la saison sèche.

Les teneurs en $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}^-$ varient entre 3 – 11 mg/l et 1- 3,6 mg/L avec des moyennes 1,96 et 1,04 mg/L respectivement en période humide et varient entre 1 - 31 et 0,5 – 10,1 mg/L avec des moyennes de 13 et 4,25 mg/L respectivement dans la période sèche.

Les teneurs en Fer (**Fe⁺**) dans l'eau du lac se rangent entre 0,14 et 9,4 mg/L avec une moyenne de 1,04 mg/L en période humide et entre 0,17 et 1,28 mg/L avec une valeur moyenne de 0,61 mg/L durant période sèche. Les concentrations en Fe⁺ des eaux dépassent la limite autorisée pour l'eau potable qui est de 300µg/L, aux points L2, L3, L5 et L11 en période humide et dans la majorité des points en période sèche sauf en L11 et L12. L'Aluminium **Al³⁺** varie de 0 à 0,86 mg/L avec une moyenne de 0,18 mg/L en période humide et de 0,006 à 1,4 mg/L avec une moyenne de 0,45 mg/L durant la période sèche ; la majorité des points enregistrent des valeurs supérieures aux limites admissibles (200 (µg/L) en période sèche. Le cuivre **Cu²⁺** varie entre 0,1 et 4,8 mg/L avec une moyenne de 1,15 mg/L en période humide et entre 0,44 et 6,4 mg/l avec une moyenne de 2,16 mg/L en période sèche. Les points L2, L5 en période humide et L2, L3, L4, L5, L8, L9 et L10 en période sèche présentent des concentrations supérieures aux normes de l'OMS (2000 µg/L).

Les concentrations en manganèse (**Mn²⁺**) varient de 4 à 24 µg/L avec une moyenne de 7 µg/L en période humide et entre 2 et 18 µg/L avec une moyenne de 9 µg/L en période sèche tous les échantillons ont des valeurs largement inférieures à la limite autorisée par l'OMS qui est de 400 µg/L.

Les valeurs dépassant les limites autorisées pour Fe, Cu et Al sont surtout dues aux rejets industriels et des eaux usées dans les affluents secondaires de la ville de Chelghoum Laid ainsi que des rejets sauvages à l'intérieur des eaux du lac du barrage.

L'Ammonium **NH₄** varie entre 0,001 et 0,28 mg/L avec une moyenne de 0,047 mg/L en période humide et de 0,54 à 85,5 mg/L avec une valeur moyenne de 19,17 mg/L en période sèche. Le nitrite **NO₂** varie de 0,014 à 3,45 mg/L avec une moyenne de 0,85 mg/L durant la période humide et de 0,05 à 5,93 mg/L avec une moyenne de 1,003 mg/L en période sèche. Les teneurs en silicium **SI(OH)₄⁻** varient entre 4,40 et 6,77 mg/L avec une moyenne de 5,86 mg/L en période humide et de 0,13 à 36,61 mg/L avec une moyenne de 13,27 mg/L en période sèche.

La variabilité des éléments en solution, exprimée par l'écart-type est importante pour la majorité des ions analysés (Tableau 10) et indique que ces eaux présentent une différence de qualité chimique d'un point à autre dans les deux saisons. Cependant, la variabilité spatiale du Mg, Na, K, éléments trace et nutriments en saison humide et celle du Mg, Na, NO₃, éléments trace et nutriments (sauf NH₄ et PO₄) en saison sèche, reste faible. Les coefficients de variation les plus élevés, correspondent à la variation des nutriments et éléments trace correspondant fort probablement à une pollution anthropique.

Pour la majorité des eaux analysées et d'après la dureté totale TH (°F), leur qualité est moyennement dure à dure.

2.2. Variations et répartitions des paramètres physiques des eaux :

Dans la période sèche le volume d'eau et diminue à cause de la sécheresse et certain points de barrage sont devenue dans la rivière L1, L2, L11 et L12

Les prélèvements des stations R1, R2, R3, R4 et R6, n'ont pas pu être réalisés durant la saison sèche car le cours d'eau était à sec.

La température (T) :

La température des eaux est un paramètre physique important pour les réactions chimiques et biochimiques principalement dans l'eau de réservoir. Elle agit sur le pH, la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, en particulier celles de l'oxygène et du CO2 et sur le développement et la croissance des organismes vivants dans l'eau et surtout les microorganismes (W.H.O, 1987 ; Bremond et Perrodon, 1979 ; Rodier, 2005). L'élévation de la température s'accompagne d'une diminution de la densité, d'une réduction de la viscosité, d'une augmentation de la tension de vapeur saturante à la surface et d'une diminution de la solubilité des gaz favorisant, ainsi, l'autoépuration et l'accroissement de la vitesse de sédimentation (Loup, 1974) ; par contre une température inférieure à 10 °C ralentit les réactions chimiques dans les différents traitements des eaux (Rodier, 2005).

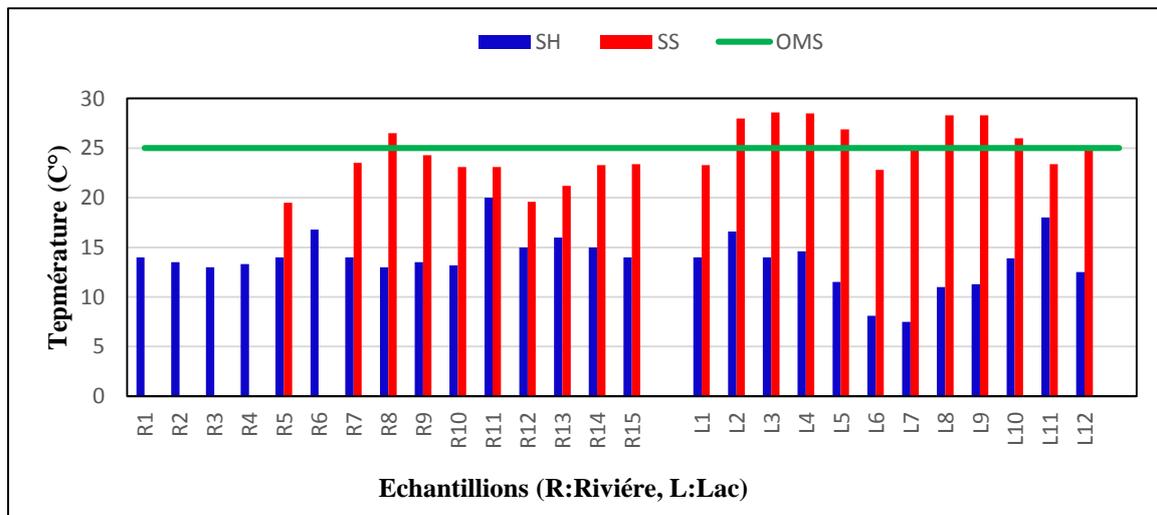


Figure 25 : Graphes des valeurs moyennes du T(C°) pour les eaux deux sites au cours de deux saisons

Les températures mesurées in situ des eaux de surface, au niveau de l'Oued que du lac, varient peu d'un point à l'autre en périodes humide et en période sèche avec une moyenne de 14.55°C et 22.67 °C pour les eaux de l'oued et de 12.75 C et 26.17 °C pour les eaux du lac respectivement (Tableau. 9 et 10). Des coefficients de variation modérés de l'ordre de 12.84 % et 9.91 % sont enregistrés en période humide et en période sèche respectivement. D'après le graphe de la figure (Tableau. 8). Les températures enregistrées dans l'Oued et le lac sont dans

la norme de l'OMS (25°C) en période humide ; par contre en période sèche, elles sont élevées et dépasse proportionnellement les normes dans les eaux du lac. Cependant, ces variations de température suivent celles du climat de la région et les légères variations spatiales observées sont, surtout, dues au fait que les prélèvements sont effectués avec un décalage horaire journalier entre les différents points.

Le potentiel hydrogène (pH)

Le pH, lié à la concentration des ions $[H^+]$ et $[HO^-]$ de l'eau, est une mesure importante, car il conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques et intervient avec d'autres paramètres comme la dureté, l'alcalinité et la température (Rodier, 1984). Le pH régit la plupart des réactions d'interaction entre l'eau et la roche. Il contrôle plusieurs types de réactions acide-base telles que la mesure du CO_2 et l'alcalinité. Il détermine, aussi, la forme chimique sous laquelle se trouvent les éléments chimiques dans l'eau ainsi que le passage d'une forme à une autre. Des pH faibles augmentent le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Par contre un pH élevés augmente les concentrations d'ammoniac (De villers, Squilbin., Yourassowsky, 2005). Les valeurs du pH des eaux naturelles sont comprises entre 6 et 8,5 (Chapman et Kimstach, 1996), ils diminuent en présence de la matière organique et augmentent en saison sèche, quand l'évaporation est élevée (Meybeck et al. 1996).

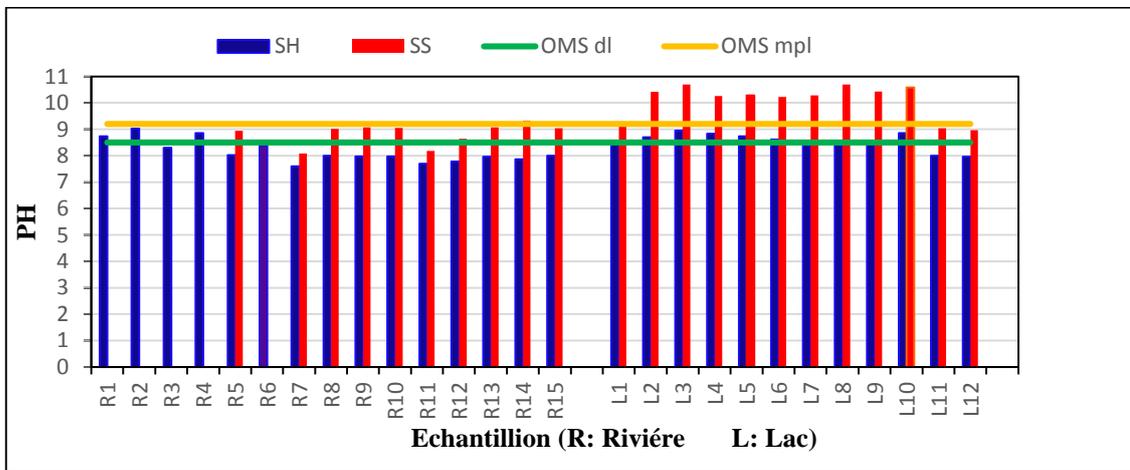


Figure 26 : Graphes des valeurs moyennes du pH pour les eaux deux sites au cours de deux saisons.

Dans l'ensemble des eaux échantillonnées, les pH mesurés sont modérément élevées et basiques ; ils augmentent de l'amont (oueds) vers l'aval (lac) du bassin pour les deux saisons. Les valeurs du pH sont plus élevées pendant la saison sèche que durant la saison humide que ce soit pour les eaux des oueds ou du lac (Fig. 26). Cependant, la majorité des points d'eau dans les oueds dépassent la limite désirable (LD) de 8,5 mais ne dépasse pas la limite maximale permmissible de 9,2 recommandées par l'OMS; alors que pour les eaux du lac, seuls 50% des

échantillons sont dans la limite désirable durant la période humide et que 75% des points dépassent la limite maximale permmissible en saison sèche ce qui indique que la majorité des eaux étudiées, surtout en saison sèche, sont de mauvaise qualité. L'augmentation du PH dans l'eau s'explique par une diminution de la quantité d'eau due à la diminution des précipitations et à l'évaporation conduisant à une l'augmentation des concentrations des ions dans l'eau et par conséquent à l'augmentation de la salinisation ou minéralisation des eaux (voire graphes de la CE (Fig. 25) et du TDS (Fig. 26).

L'analyse des paramétré physique montre qui les eaux de rivière et le lac de faible alcalinité, avec un moyenne de PH dans les marge de 8 à 10.

La Conductivité électrique (EC)

La conductivité électrique est la mesure de la capacité d'une eau (solution aqueuse) à conduire un courant électrique ; elle est due à la présence dans le milieu d'ions mobiles dans un champ électrique. La CE est reliée à la concentration et à la nature des substances dissoutes dans l'eau, donc directement liée à la force ionique qui découle des formations traversées par cette eau dans le bassin hydrogéologique ainsi qu'à son temps de séjour dans le réservoir. Elle est liée à la quantité des sels minéraux (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} et Cl^-) dans les eaux et donne ainsi une bonne appréciation sur la minéralisation globale des eaux et permet de mettre en évidence le degré de leur pollution. En effet, une eau est d'autant plus conductrice qu'elle est plus minéralisée (Rejsek, 2002 ; Ngaram, 2011). Donc, la CE dépend de la température de la concentration des ions présents dans l'eau, de leur mobilité et de la nature géologique du terrain.

Le **TDS** (Total Dissolved Solids) signifie la totalité des solides dissous ou encore la concentration totale des substances dissoutes (inorganiques et organiques) dans l'eau dont la conductivité électrique (CE) est directement liée.

L'analyse des graphes (Fig 27,28) montre que les eaux de l'Oued et du lac sont caractérisées par une CE et un TDS moyens en saison humide ce qui reflète d'après Rodier et al. (2009) une minéralisation très important à excessive ($\text{CE} > 1000 \mu\text{S}/\text{cm}$), mais ne dépassant pas limite maximale permmissible (LMP) recommandée sauf pour les points R3 et R8 ($1990 \mu\text{S}/\text{cm}$ et $2040 \mu\text{S}/\text{cm}$) ; ces deux points correspondent à deux petits affluents. Par contre en période sèche, ces deux paramètres (CE et TDS) montrent des valeurs plus élevées et dépassent Les normes de l'OMS ($\text{CE} = 1400 \mu\text{S}/\text{cm}$) surtout dans l'oued où on a enregistré la grande valeur au niveau du point R5 ; au niveau de ce point, le débit du cours d'eau est très faible avec un ralentissement de sa vitesse d'écoulement ce qui explique cette salinité élevée qui peut être due indique un apport supplémentaire en ions par rejets urbains sauvages dans cet affluent.

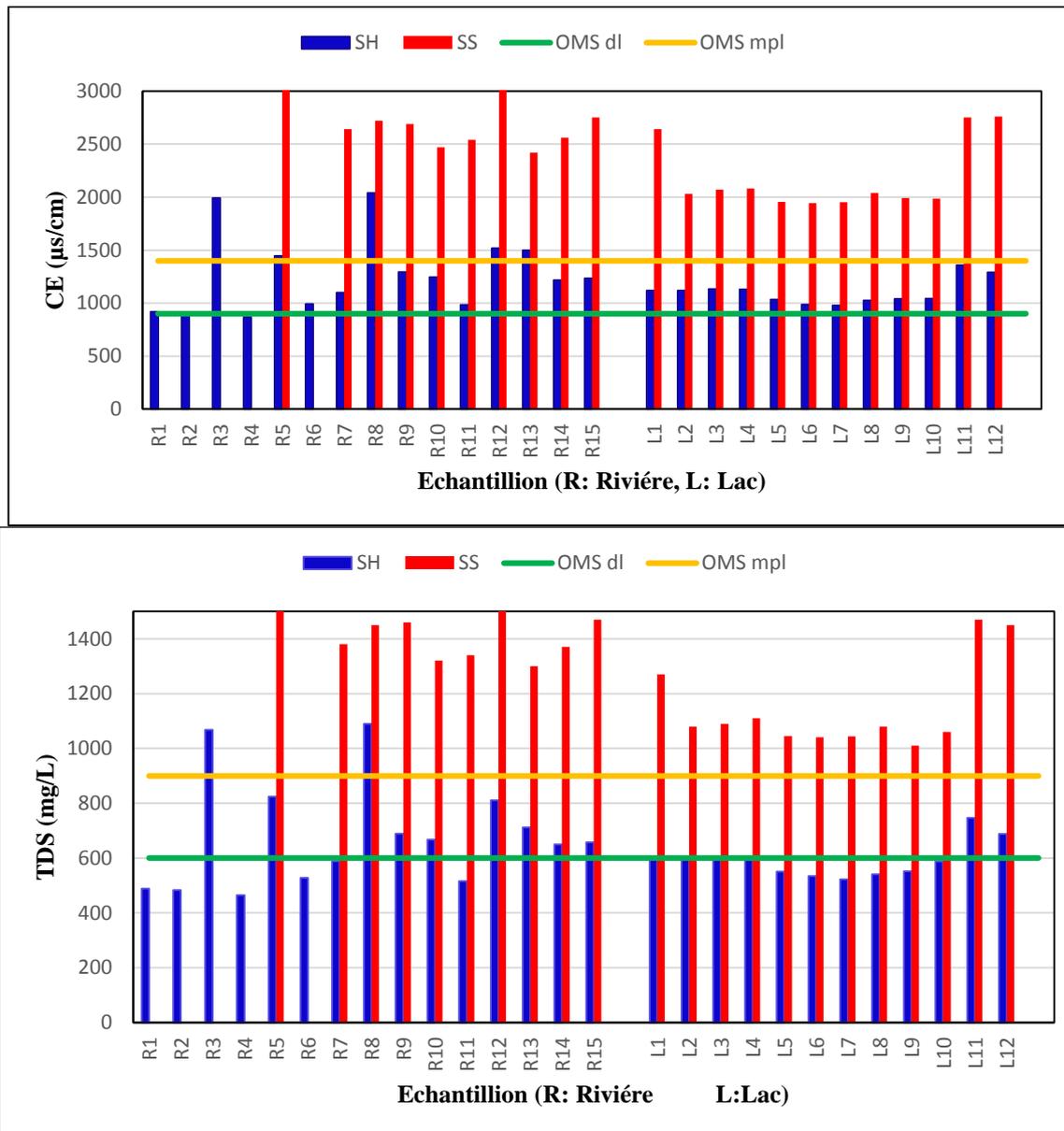


Figure 27 et 28 : Graphes des valeurs moyennes de la CE et du TDS pour les eaux étudiées durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS).

D'une manière générale, La CE et le TDS sont plus élevées dans l'Oued que dans le lac du barrage durant les deux saisons (Fig 27 et Fig 28)

La répartition de la conductivité électrique des eaux étudiées montre une diminution pendant la période pluvieuse. Ceci pourrait être expliqué par la dilution des eaux durant la saison humide. L'augmentation de la température pendant la saison sèche favorise l'évaporation, et provoque l'augmentation de la concentration des ions dissous et donc l'augmentation de la conductivité. Deux échantillons d'affluents (R3 et R8) sont classés comme eau saumâtre selon les directives de l'OMS.

Tableau 12 : Relation entre la minéralisation et la conductivité électrique (Rodier et al., 2009).

Conductivité électrique	Taux de minéralisation
CE < 100 $\mu\text{s/cm}$	minéralisation très faible
100 < C.E < 200 $\mu\text{s/cm}$	minéralisation faible
200 < C.E < 333 $\mu\text{s/cm}$	minéralisation moyenne
333 < C.E < 666 $\mu\text{s/cm}$	Minéralisation moyenne accentuée
666 < C.E < 1000 $\mu\text{s/cm}$	Minéralisation importante
C.E > 1000 $\mu\text{s/cm}$	Minéralisation élevée

La salinité (SAL) :

L'évaluation de la salinité des sols et celles des eaux d'irrigation est en général définie par leurs conductivités électriques (CE) à 25 °C.

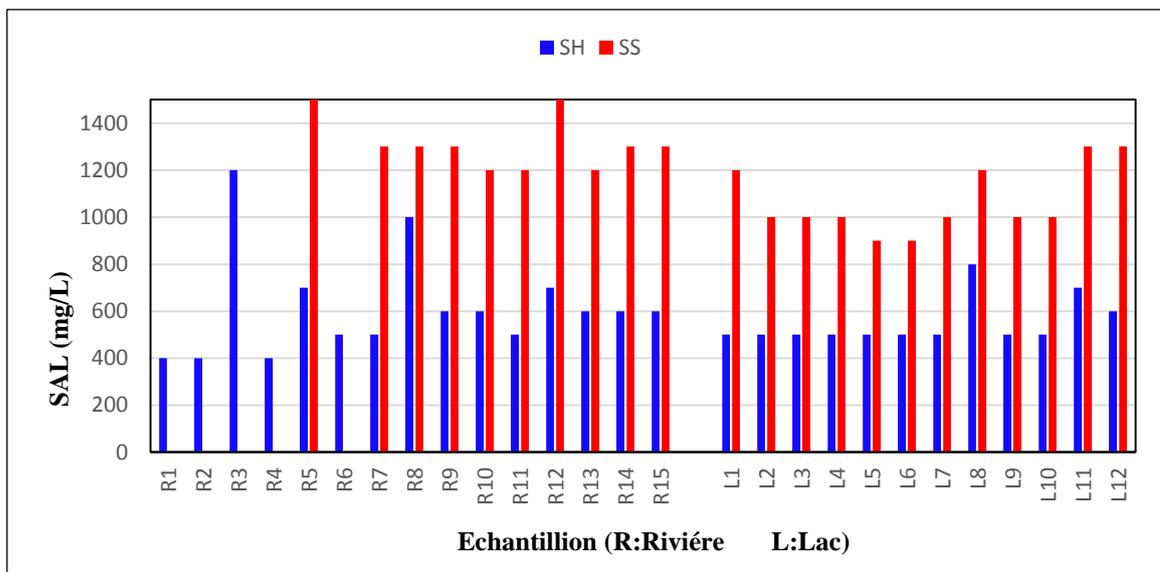


Figure 29 : Graphe des valeurs moyennes de la Salinité pour les eaux étudiées durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS).

L'analyse de ce graphe montre que les valeurs de la salinité sont largement plus élevées en période sèche qu'en période humide, le même résultat obtenu pour la CE et le TDS, l'augmentation de la salinité en période sèche liée à l'évaporation des eaux qui conduit à l'augmentation de la concentration des ions dissous et donc l'augmentation de la salinité.

Dureté totale (TH) :

La dureté totale représente la teneur de l'eau en sels dissous des éléments alcalino-terreux (calcium, magnésium, strontium et baryum) ; cependant comme, le strontium et le baryum sont souvent présents dans l'eau sous forme de traces, la dureté totale d'une eau se réduit à sa concentration en ions calcium et magnésium, exprimés en milli-moles par litre ou en milli-

grammes par litre (mg/l) ou encore en degré français (°F) ou $1^{\circ}\text{F} = (\text{mmol/l}) / 10$ (Morette, 1964 ; Mc Neely et al., 1979).

L'analyse du graphe de la Figure 30 montre que les valeurs de la dureté totale sont plus élevées pendant la période sèche où les valeurs les plus élevées ont été enregistrées, surtout, au niveau de l'oued dépassant la limite maximale permmissible de l'OMS surtout dans les points R5, R12 et R15 ainsi qu'en L1 et L11 ; notant que le point L1 s'est retrouvé au prolongement de l'embouchure après la diminution de la surface inondé du lac en saison sèche. Alors que durant la période humide, les valeurs de la TH sont dans la limite permmissible de l'OMS à l'exception du point R3 et L7.

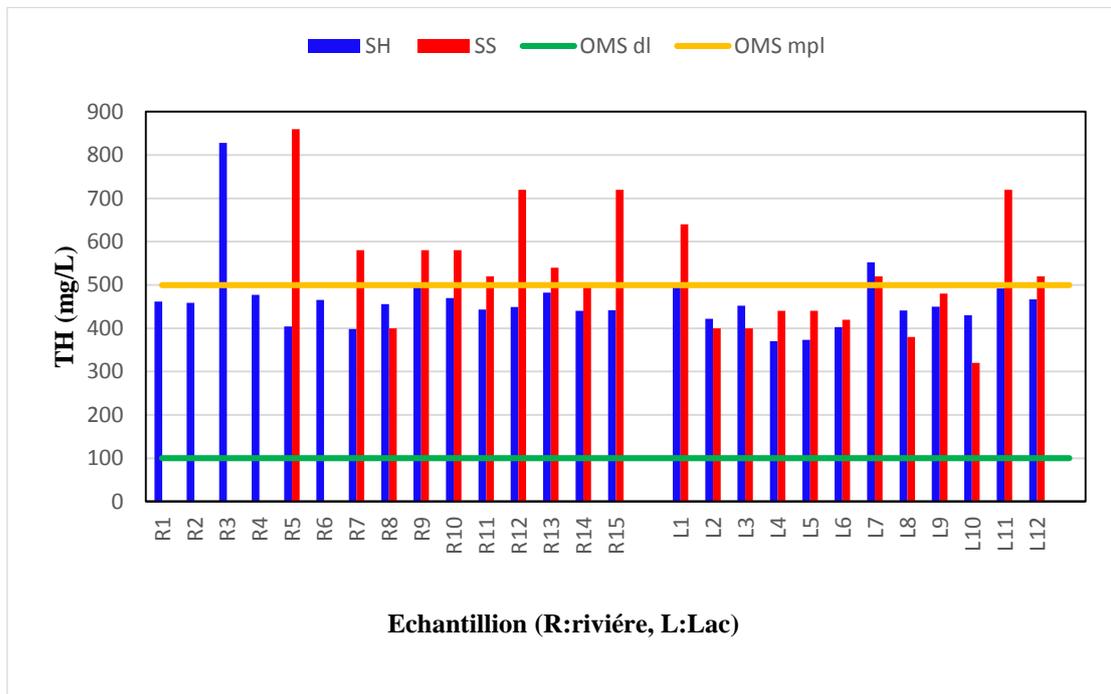


Figure 30 : Graphe des valeurs moyennes de la dureté totale pour les eaux étudiées durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS).

Alcalinité totale :

L'alcalinité ou titre alcalimétrique (TA) d'une eau correspond au taux de présence des hydrogénocarbonates, des carbonates (CO_3^{2-}) et des hydroxydes ; donc le TA est la mesure de la teneur de l'eau en hydroxydes libres et en carbonates. Alors que le titre alcalimétrique complet (TAC) prend en compte la concentration d'une en bicarbonates (HCO_3^-) autrement dit son alcalinité totale. Quand le pH augmente, les bicarbonates se transforment en carbonates dont leurs transformations dépendent de l'équilibre du pH et de la pression du CO_2 (Nelson et al, 1959). L'alcalinité d'une eau est fortement liée à sa dureté et donc à son caractère corrosif et à sa capacité d'entartrage des canalisations.

D'après le graphique de la Figure 31 on remarque que les valeurs de l'alcalinité totale augmentent en saison sèche dans les eaux d'Oued où on enregistre des valeurs très importantes alors que pour les eaux du lac, elle n'augmente que dans les points L1, L11 et L12. Ces trois points, en saison sèche, sont devenus des points appartenant à l'oued qu'au lac par retrait de la surface inondée du lac. L'alcalinité totale dans les eaux étudiées est plus importante dans l'oued que dans le lac pour les deux saisons.

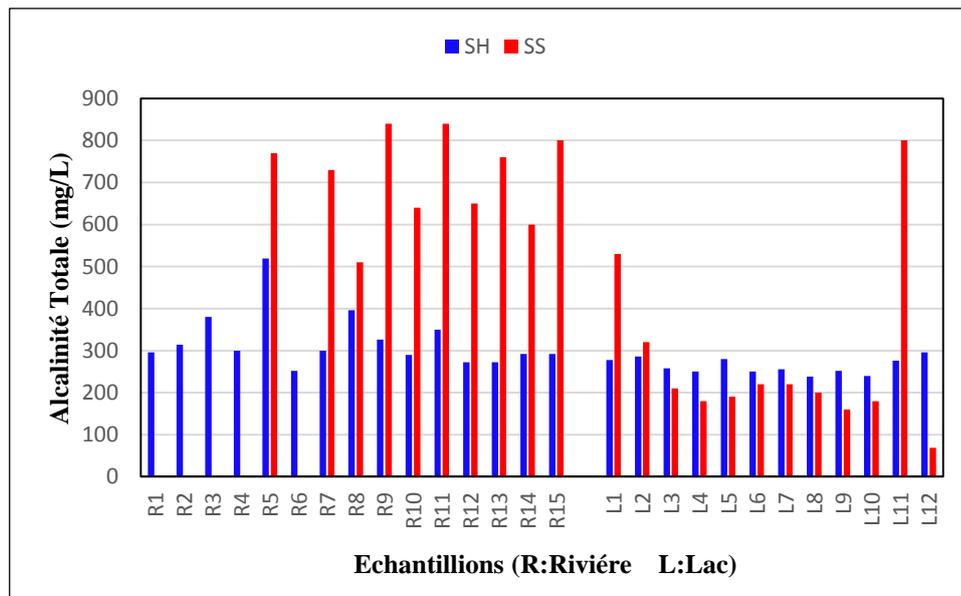


Figure 31 : Graphes des valeurs moyennes de l'alcalinité totale pour les eaux étudiées durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS).

Turbidité :

La turbidité définit l'aspect plus ou moins trouble des eaux et elle est due à la présence de matière non dissoute dans l'eau (Lanteigne, 2003) ; ainsi, elle exprime la quantité des matières en suspension (microorganismes, algues, macromolécules organiques) qui sont à l'origine du trouble de l'eau (Beaux, 1997). La turbidité est d'autant plus élevée que la densité des particules contenues dans l'échantillon d'eau est forte (Ngaram, 2011).

Le graphique de la Figure 32 montre que les valeurs de la turbidité, pour l'ensemble des échantillons analysés, dépassent les limites maximales permises recommandées par l'OMS (10 NTU) pendant les deux saisons. Les valeurs sont plus élevées pendant la période sèche et surtout dans le lac au point L2 ; ce point appartenant au lac en période humide se déplace dans l'oued suite au retrait de la zone inondée. Cependant il est à noter que toujours la turbidité est plus élevée en lac que dans l'oued pour les deux saisons.

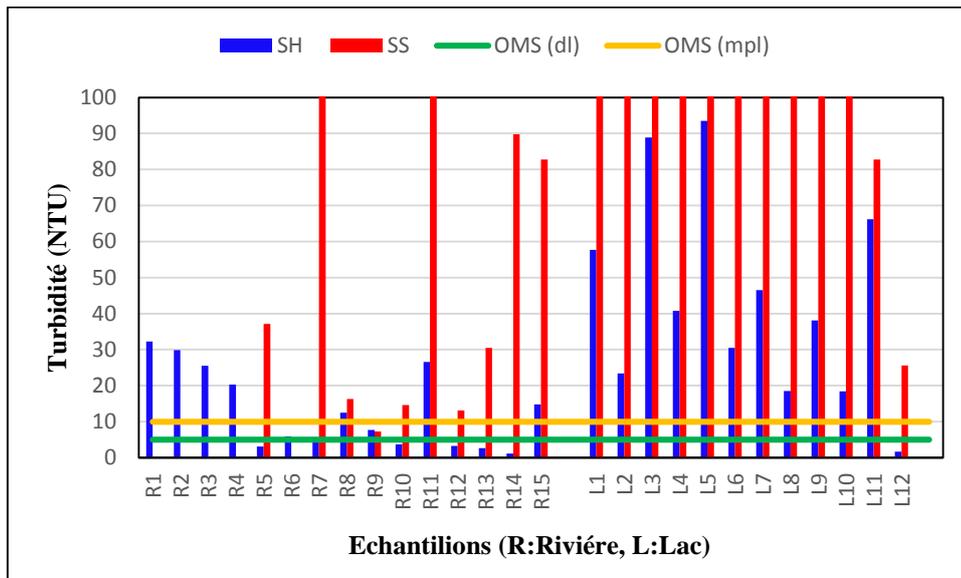


Figure 32 : Graphes des valeurs moyennes de la turbidité pour les eaux étudiées durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS).

2.3. Qualité chimique et répartition des ions des eaux :

Calcium (Ca⁺²) :

Le calcium, métal alcalino-terreux, est extrêmement répandu dans la nature et en particulier dans les roches calcaires sous formes de carbonates. Il est le composant majeur de la dureté de l'eau. Il existe surtout à l'état d'hydrogencarbonates et en quantité moindre, sous forme de sulfates ou chlorure ; on le trouve aussi dans les minéraux argileux sous forme de Ca-montmorillonite (Hem, 1985 ; Berne et Jean, 1991). Les concentrations en Ca⁺² pour l'ensemble des points d'eau du lac sont comprises entre 112 et 175 mg/l. Les fortes concentrations sont rencontrées au niveau de lac en période humide et au niveau de L'oued en période sèche (Fig 33) ; elles peuvent être en partie liées à la dissolution du gypse, contenu dans les formations carbonatées.

Les résultats montrent que les valeurs moyennes du calcium dépassent la limite désirable (75 mg/l) mais ne dépassent pas la limite maximale permmissible (200mg/l) recommandées par l'OMS pendant les deux saisons que ce soit dans les eaux des oueds ou du lac. Les concentrations moyennes en Ca²⁺ des eaux globalement comparables et ne présentent pas de différences notables dans toute la région d'étude. Cependant, il est à noter que, les teneurs en Ca²⁺ dans les eaux des oueds sont plus importantes pendant la période sèche sauf pour les points R5, R12, R14 et R15 ; par contre elles diminuent proportionnellement dans les eaux du lac en période sèche à l'exception du point L12.

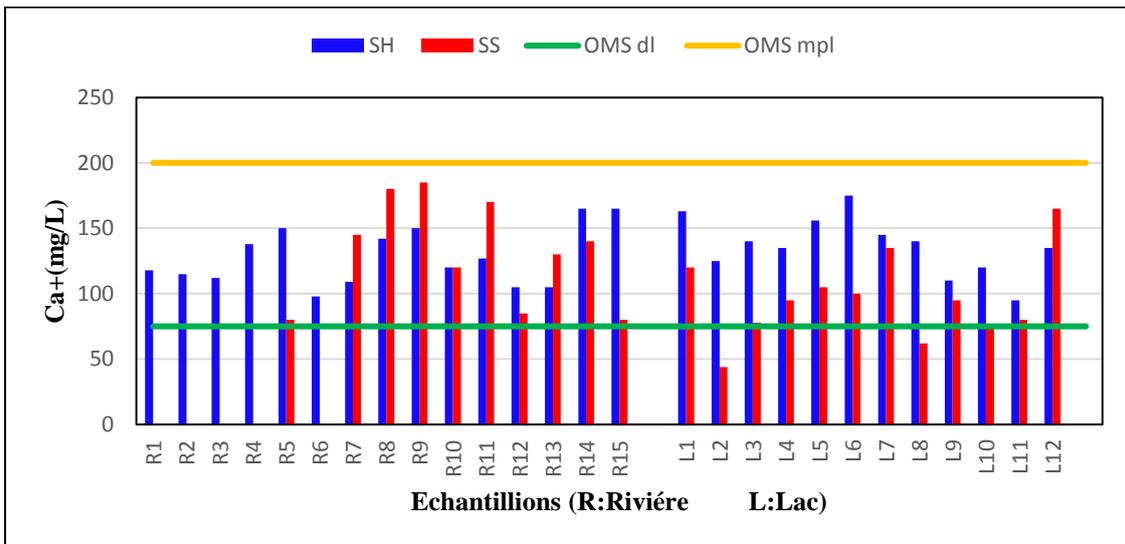


Figure 33 : Valeurs moyennes du calcium des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite)

Le magnésium (Mg²⁺) :

Le magnésium, élément indispensable à la vie jouant un rôle important dans la respiration, provient, comme le calcium de la dissolution des roches carbonatées magnésiennes surtout les dolomies ou encore des argiles et roches magmatiques basiques essentiellement les basaltes ou encore des rejets industriels tels que l'industrie de la potasse de cellulose, brasserie,... (Drever, 1997 ; Kemmer, 1984). Aussi, le magnésium constitue le deuxième élément de la dureté totale après le calcium.

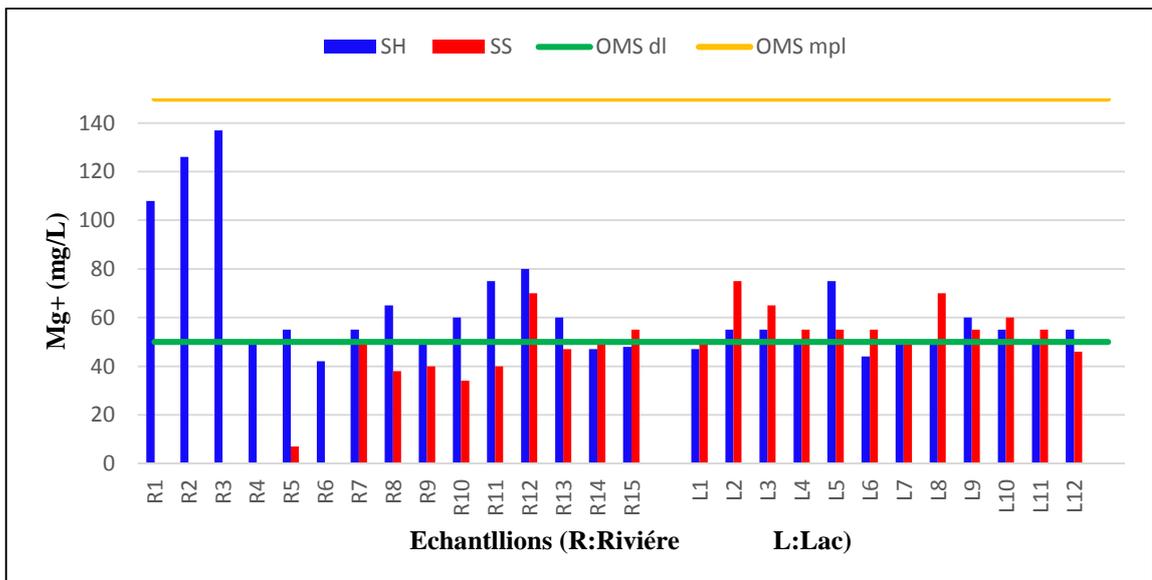


Figure 34 : Valeurs moyennes du magnésium des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).

L'analyse du graphe de la figure 34 montre que les concentrations en Mg²⁺ des eaux étudiées sont largement en dessous de la limite maximale permissible (MPL) de l'OMS qui est de 150

mg/L et sont largement proche de la limite désirable dans la majorité des points que ce soit en saison humide que sèche. Cependant, les valeurs maximales de Mg^{+} sont enregistrées durant la période humide dans les eaux de l'Oued au niveau des points R1, R2 et R3 correspondant à des petits affluents temporaires car en saison sèche ces affluents étaient à sec ; aussi une diminution des concentrations en Mg^{2+} sont enregistrées en période sèche au niveau de l'oued. Dans les eaux du lac, les concentrations en Mg^{2+} sont proches pour les deux saisons.

Le sodium (Na^{+}) :

Le sodium est rarement à l'état natif, est souvent associé à d'autres éléments chimiques, tels que les chlorures et les sulfates ; il se rencontre surtout dans les formations évaporitiques sont il est l'élément principal des sels principalement, du sel gemme ou halite ($NaCl$). Il provient du lessivage des dépôts sédimentaires riches en $NaCl$ et également des eaux usées d'origine industrielle ou domestique ou des terrains agricoles fertilisées. Les eaux très riches en Na^{+} deviennent saumâtres, prennent un goût désagréable et ne peuvent pas être consommées (Tardat Henry, 1992 ; Rodier, 2005).

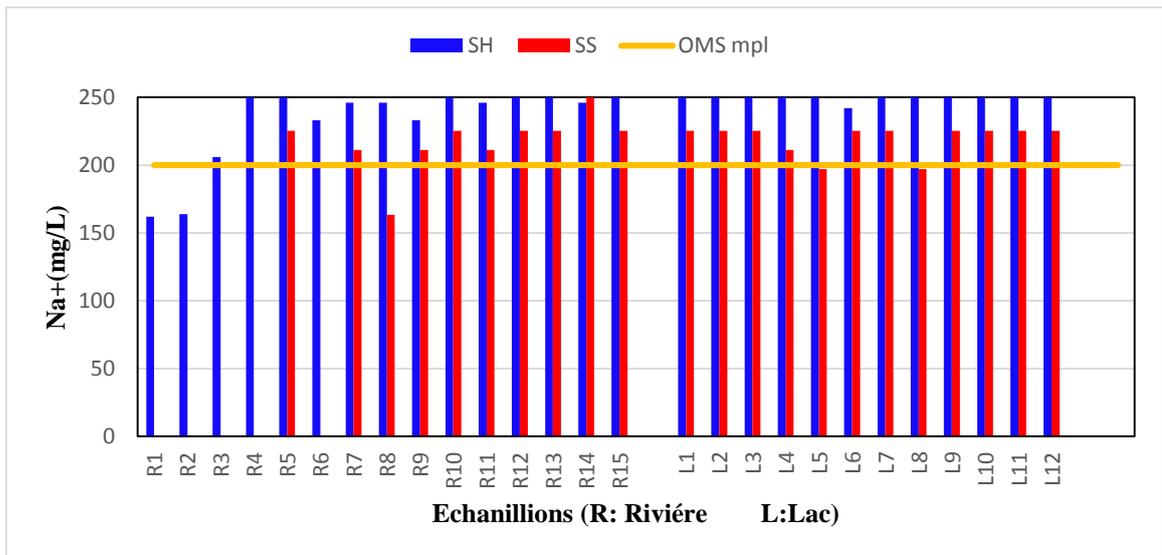


Figure 35 : Valeurs moyennes du sodium des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DL : désirable Limite).

D'après le graphique de la figure 35, on remarque que les valeurs du sodium dépassent la limite maximale permmissible (200 mg/l) en oued et en lac surtout durant la saison humide dans la majorité des points à l'exception des points R1 et R2 en période humide et R8, L5 en période sèche. Aussi, les concentrations en Na^{+} diminuent en période sèche dans tous les points sauf le point R14 qui a enregistré une valeur maximale de 296 mg/L.

Le potassium (K^{+}) :

Le potassium, moins répandu dans la nature mais capital, est étroitement rattaché au sodium à tel point qu'il est rarement analysé comme un constituant à part dans les eaux. C'est un

élément important pour le corps car il règle la teneur en eau à l'intérieur des cellules (Mercier, 2000). Sa présence est moins répandue dans la nature (Kemmer, 1984).

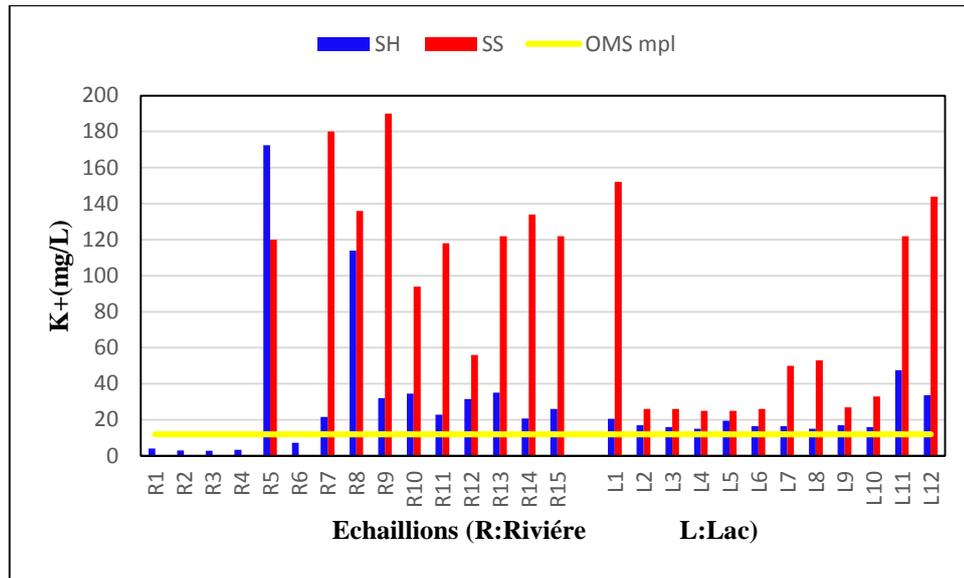


Figure 36 : Valeurs moyennes du potassium des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite).

D'après le graphique de la Figure 36, on remarque que les valeurs du potassium dépassent les limites désirable de l'OMS (12mg/l) en oued et en lac dans la majorité des points à l'exception des points R1, R2, R3, R4 et R6 en période humide (Les prélèvements de ces points, n'ont pas pu être réalisés durant la saison sèche car le cours d'eau était à sec). Les valeurs les plus élevées ont été mesurées pendant la saison sèche particulièrement dans les eaux des oueds et Les points L1, L11 et L12 ces points se relient à la rivière en période sèche par retrait des eaux du lac des terres immergées pendant la saison humide.

Bicarbonate (HCO_3^-) :

Le bicarbonate ou hydrogénocarbonate de calcium, présent dans les eaux calcaires est l'une des causes de l'alcalinité de l'eau. Il est instable en solution dans l'eau et tend à se transformer en carbonate de calcium (calcite) pour former du tartre incrustant. La stabilité du bicarbonate est liée à la température de l'eau et à la présence de gaz carbonique dissous (Labiode, 2010). Ils résultent de l'équilibre physico-chimique entre la roche, l'eau et le gaz carbonique selon l'équation générale suivante : $\text{HCO}_3^- (\text{roche}) + \text{CO}_2 + \text{H}_2 \rightleftharpoons \text{X}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$

Le graphique de la figure 37 montre que les teneurs en HCO_3^- dans la rivière pendant la saison sèche sont plus élevées par rapport à celles enregistrées pendant la saison humide où on enregistre des valeurs très importantes dépassant largement la limite maximale permmissible de l'OMS (350 mg/l) ; aussi, les concentrations en bicarbonate sont plus élevées dans les eaux des oueds que dans celles du lac pour les deux saisons..

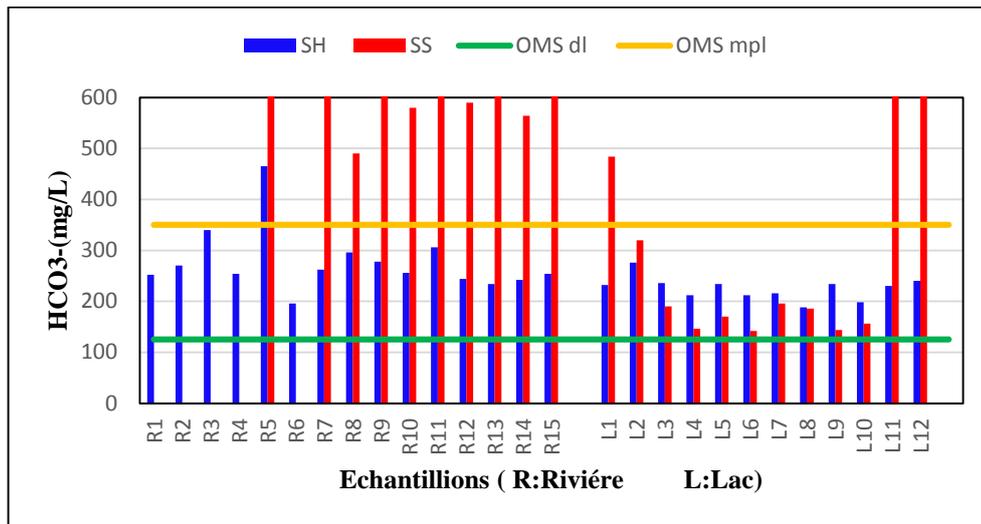


Figure 37 : Valeurs moyennes du bicarbonate des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DL : désirable Limite).

Dans les eaux du lac, le HCO_3^- augmente seulement dans les points L1, L2, L11 et L12 ; ces points se relient à la rivière en période sèche par retrait des eaux du lac des terres immergées pendant la saison humide. Ces variations en bicarbonate sont semblables à celles enregistrées pour l'alcalinité

Carbonate (CO_3^{2-}) :

Comme le bicarbonate, le CO_3^{2-} est un ion déterminant de l'alcalinité des eaux et résulte surtout de la dissolution des roches carbonatées (calcaires et dolomies).

Les résultats de graphe de la figure 38 montre que les valeurs du carbonate sont largement inférieures au limite maximal permissible (LMP) de l'OMS (350 mg/l). et ne dépassent pas la limites désirable (LD) dans les deux compartiments (rivière et lac) durant les deux saisons; cependant, le CO_3^{2-} augmente particulièrement dans les points R5, R7, R9, R10, R12, R13 et L6 en saison sèche, par contre, il diminue dans l'ensemble des autres points (dans le point L2 il atteint la limite non détectable). La variation du carbonate est, étroitement, liée aux variations du bicarbonate et de l'alcalinité dans les eaux.

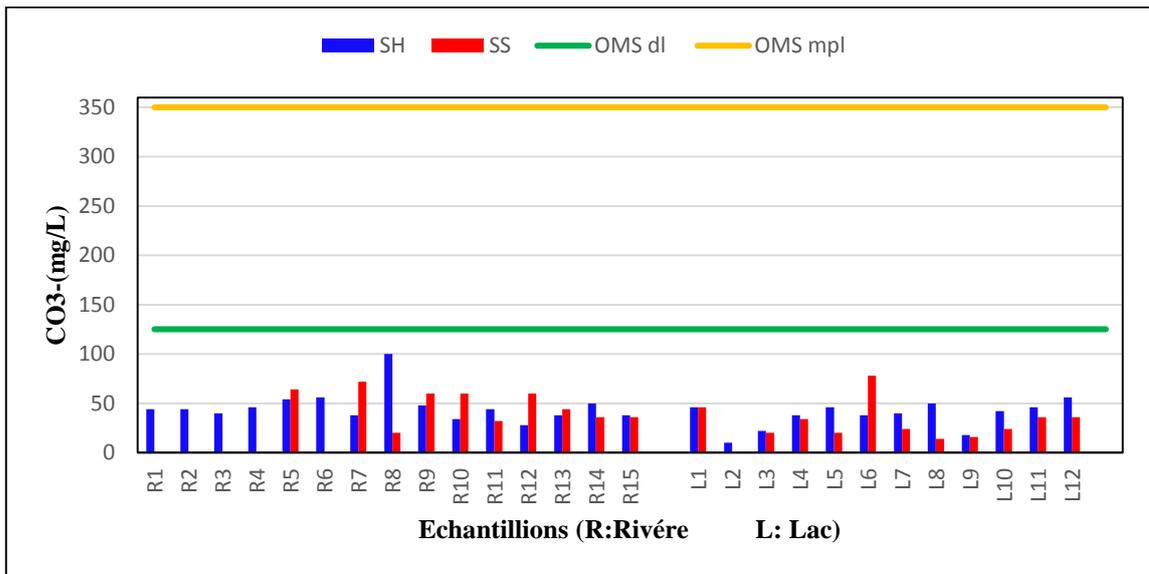


Figure 38 : Valeurs moyennes du carbonate des échantillons d’eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).

Le sulfate (SO₄) :

Les sulfates sont des composés naturels des eaux et sont liés aux cations majeurs tels que le calcium, le potassium et le sodium. Ils proviennent surtout de la dissolution du gypse et de l’anhydride ou de l’oxydation des minéraux sulfureux (Bremon et Vuichard, 1973 ; Rodier, 1984). Une autre source de sulfates peut être attribuée à l’infiltration de sulfure utilisé comme fertilisant ou comme pesticide.

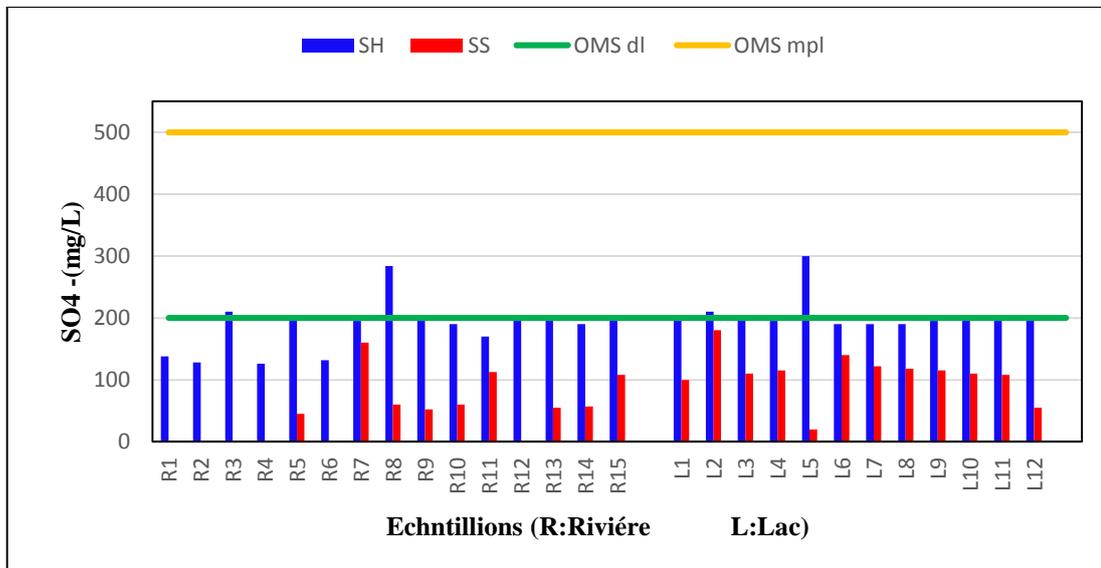


Figure 39 : Valeurs moyennes du sulfate des échantillons d’eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).

Le graphe de la figure 39 montre que les valeurs de Sulfate sont largement inférieures à la limite maximale permise de l’OMS (500 mg/l) durant les deux saisons et pour les deux compartiments surtout en saison sèche où tous les points sont inférieures à la limite désirable;

en saison humide, les valeurs sont dans la limite désirable à l'exception des deux point (R8 et L5) qui dépassent les 250 mg/l. de faibles variations des concentrations en SO₄ sont enregistrées surtout en saison humide.

Les chlorures (Cl⁻) :

Les teneurs en chlorures des eaux sont liées principalement à la nature des terrains traverses par dissolution lessivage des sels des terrains salés (Rodier, 1984) ; Elles peuvent, aussi, mprovenir de la contamination par les eaux usées d'origine domestique et industrielle ; ainsi, le Cl⁻ est un bon traceur des activités anthropiques (Bakalowicz, 1996 ; Plagnes et Bakalowicz, 1997 ; Mihoubi, 2009). Une présence excessive des chlorures dans l'eau d'alimentation, la rend corrosive pour les réseaux de distribution et nocive pour les plantes et de fortes fluctuations des teneurs en chlorures des eaux dans le temps peut être considérée comme indice de pollution anthropique (Berne, 1972).

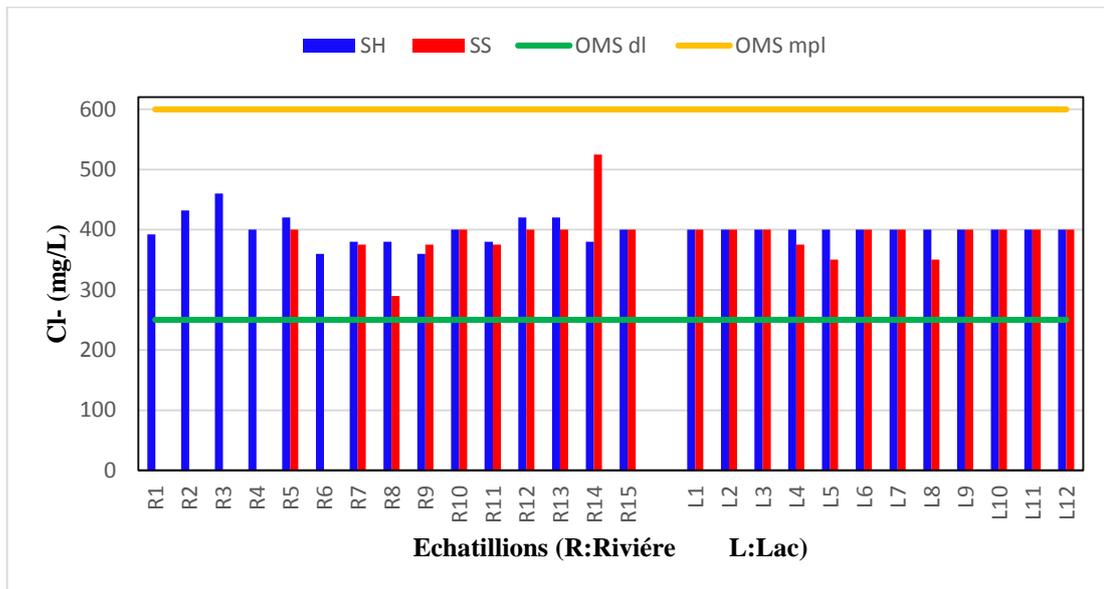


Figure 40 : Valeurs moyennes du chlorure des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DL : désirable Limite).

D'après le graphique de la figure 40, on remarque qui n'y a pas une grande différence de concentrations en chlorure pour les deux compartiments dans les deux saisons sauf au niveau de point R14 dont la concentration est la plus élevée en saison sèche. Cependant, toutes les valeurs durant les deux saisons dépassent la limite désirable (250 mg/l) mais ne dépassent pas la limite maximale permmissible (600mg/l).

Les nitrates (NO₃⁻) :

Les nitrates se trouvant naturellement dans les eaux, proviennent en grande partie de l'action de l'écoulement des eaux sur les sols constituant le bassin versant (Bremond, Vuichard. 1973) suite à la décomposition naturelle, par des microorganismes, de matière organique azotée telle

que les protéines (végétales et animales) et les excréments animaux en ion ammonium qui est ensuite oxydé en nitrates par oxydation ou nitrification. Et donc, la présence des nitrates dans l'environnement est une conséquence naturelle du cycle de l'azote (Schuddeboom, 1993).

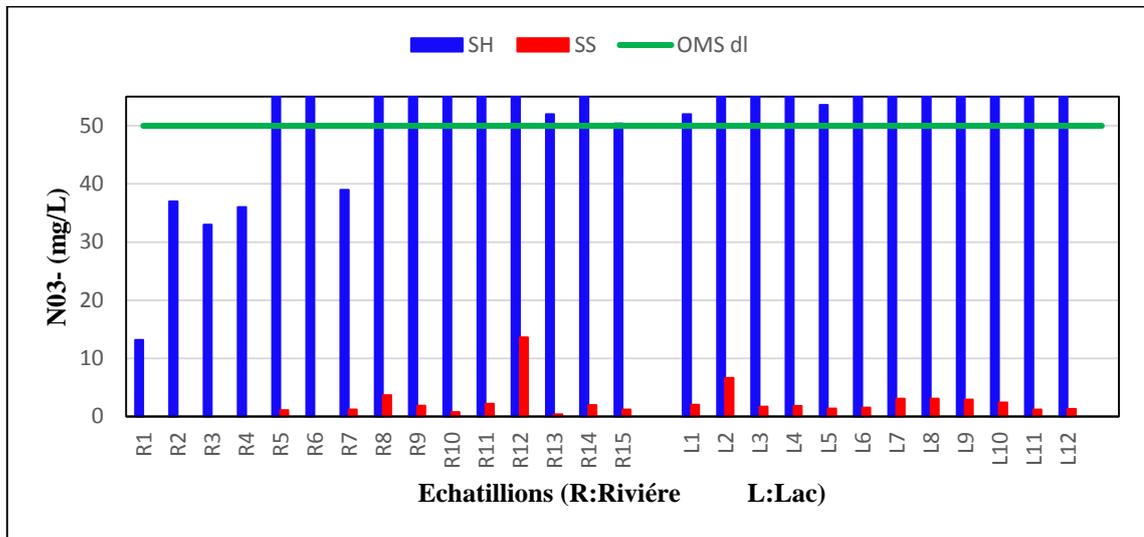


Figure 41 : Valeurs moyennes du nitrate des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, Dl : désirable Limite).

D'après le graphique de la figure 41, on remarque une grande diminution des concentrations des eaux en nitrate durant la saison sèche par rapport à celles de la saison humide. Les concentrations sont largement inférieures à la limite désirable qui est de 50mg/L en saison sèche alors qu'en humide environ 78% des valeurs sont supérieures à la limite désirable sauf pour les point R1, R2, R3, R4 et R7. La diminution des concentrations en nitrates des eaux, en période sèche, est surtout due à diminution plantation en été et donc le non utilisation des engrais au niveau de tout le bassin versant. Ceci, implique que les nitrates dans ces eaux proviennent essentiellement de l'activité agricole dans le bassin et l'utilisation excessive des fertilisants en automne.

Phosphates (PO_4^{2-}) :

Les ions phosphates contenus dans les eaux de surface que souterraines peuvent être d'origine naturelle (décomposition de la matière organique, dissolution et lessivage des minéraux) ou entropique (rejets domestiques ou industriels (agroalimentaire, détergents) ou encore agricoles (engrais et pesticides...) (Tardat, 1992). Les phosphates sont généralement responsables de l'accélération du phénomène d'eutrophisation dans les lacs ou les rivières et quand ils dépassent les normes de qualité, sont considérés comme indice de contamination fécale entraînant une prolifération des germes, du goût et de la coloration (Gaujous, 1995, Rodier, 2005).

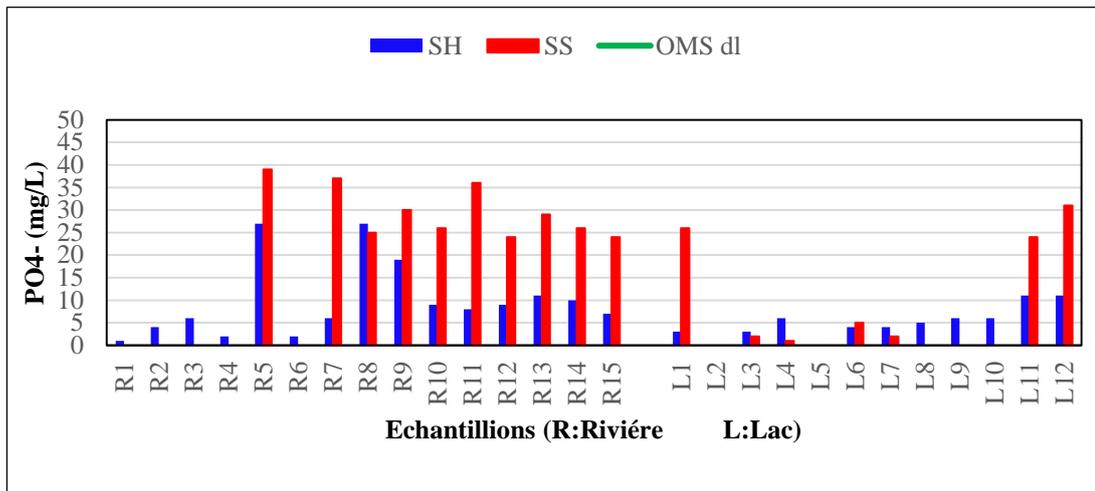


Figure 42 : Valeurs moyennes des phosphates des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DL : désirable Limite).

D'après le graphique de la figure 42, on remarque que les valeurs du phosphate sont largement inférieures à la limite désirable de l'OMS (200mg/l) et sont plus importantes dans les eaux des cours d'eau que dans celles du lac pendant les deux saisons. Au niveau des oueds, les concentrations en PO_4^- augmentent proportionnellement en saison sèche par rapport à la saison humide ; alors qu'au niveau du lac, les concentrations diminuaient en devenant indétectables en saison sèche. Cependant, leur augmentation aux points L1, L11 et L12 s'explique par le retrait du lac et ces points deviennent prolongement de l'oued.

Phosphore (P^{4+}) :

Le phosphore, largement répandu dans la nature, se combine à plusieurs éléments pour former un grand nombre de minéraux, tels que les phosphates et les fluorophosphates d'aluminium, de calcium, de fer ou de manganèse. Le phosphore entre dans la composition de toutes les cellules des organismes et microorganismes dont le matériel génétique des organismes vivants est constitué par les acides nucléiques (ADN et ARN) qui contiennent du phosphore. Il entre également dans la composition des protéines (Wang et Pant, 2011). Bien que dans ses formes les plus courantes le phosphore ne soit pas toxique ou nocif pour l'être humain, une quantité excessive dans les eaux de surface peut être dommageable pour l'environnement (Stone et English, 1993).

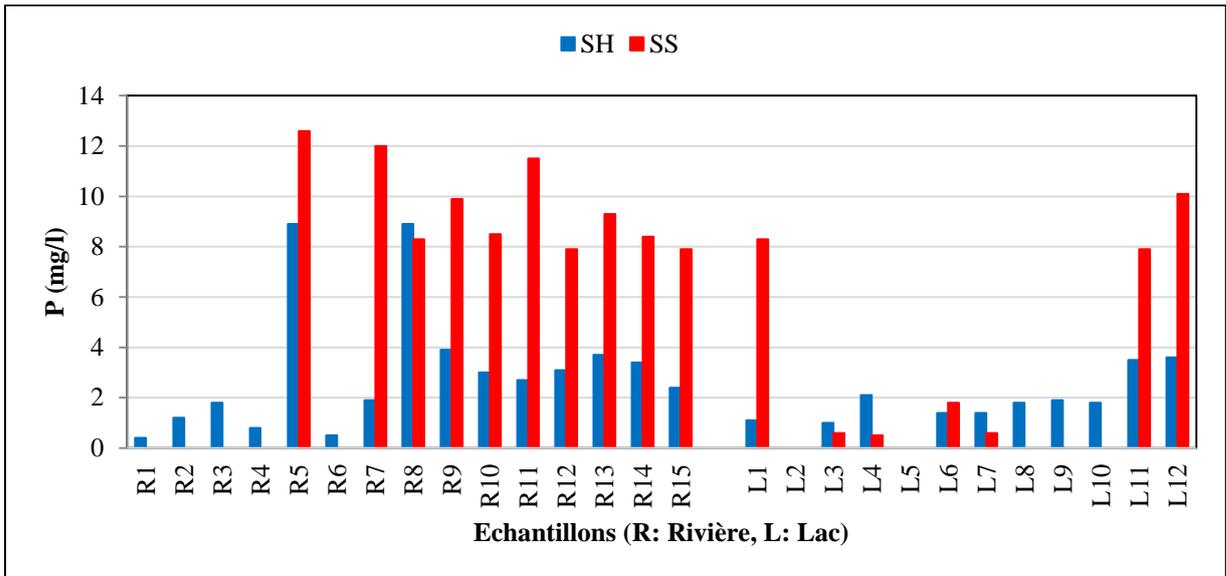


Figure 43 : Valeurs moyennes du phosphore des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : Saison Sèche).

Le graphique de la figure 43 montre que les concentrations de (P) sont plus élevées au niveau des oueds qu'au niveau du lac dans les deux saisons, mais plus importantes en période sèche qu'en période humide.

Ammonium (NH₄⁺) :

L'azote ammoniacal, soluble dans l'eau, constitue un des maillons du cycle complexe de l'azote dans son état primitif. Il existe en faible proportion, inférieure à 0,1mg/l dans les eaux naturelles et constitue un bon indicateur de la pollution des cours d'eau par les effluents urbains. Il provient essentiellement, de la matière organique azotée et des échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère ; dans les eaux superficielles, Il provient de l'excrétion des organismes vivants et de la réduction et la biodégradation des déchets, sans toutefois négliger les apports d'origine domestique, agricole et industrielle (Chapman et al, 1996).

De la figure 44, on remarque que les concentrations en ammonium des eaux étudiées sont inférieures à la norme de l'OMS (0,1mg/l) pendant la saison humide mais elles sont largement supérieures à celle-ci pendant la saison sèche. Les plus basses valeurs de NH₄⁺ sont enregistrées durant la saison humide dans les eaux des oueds ainsi que dans celle du lac à l'exception du point L9 et dans les eaux de lac en période sèche. Cependant, leur augmentation aux points L1, L11 et L12 s'explique par le retrait du lac et ces points deviennent prolongement de l'oued. Les concentrations en NH₄⁺ augmentent en saison sèche essentiellement dans les eaux des oueds, Où des différences avec celles enregistrées en période humide sont très importantes.

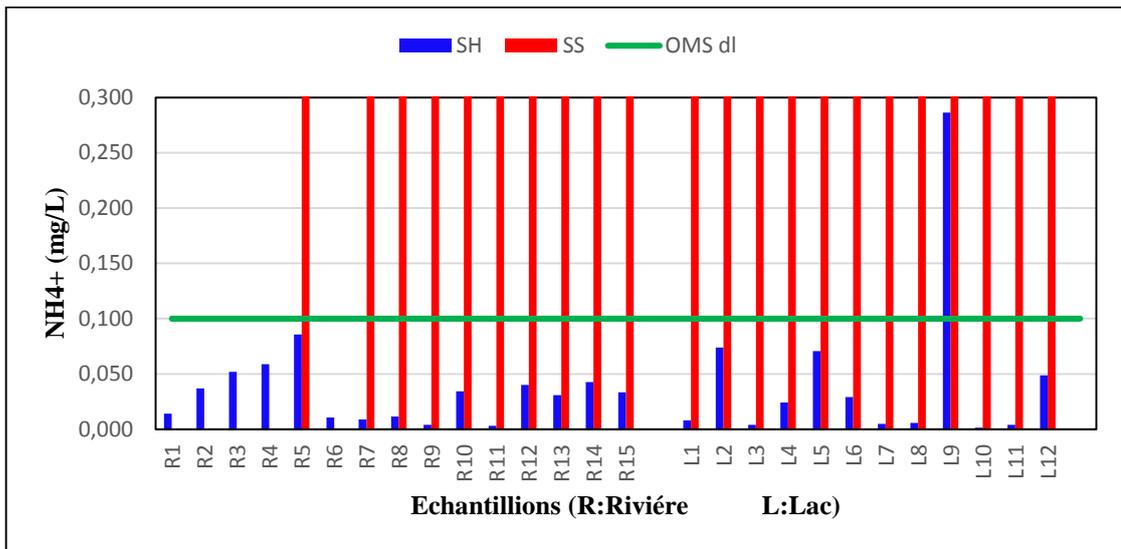


Figure 44 : Valeurs moyennes de l'ammonium des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, DL : désirable Limite).

Nitrite NO₂⁻ :

Les nitrites sont considérés comme étant des ions intermédiaires entre les nitrates et l'azote ammoniacal, ce qui explique leurs faibles quantités rencontrées en milieu aquatique.

Les graphes de la figure 45 montrent que pour la majorité des points et durant les deux saisons, les teneurs en nitrites dépassent la limite désirable de l'OMS (0,1mg/l) ; seuls les points R6, L1, L2 et L10 montrent des teneurs faibles réperandant à la norme. Les teneurs les plus élevées sont enregistrées dans Oued Rhumel avec des valeurs maximales aux points R15, L11 et L12 pendant la saison sèche (L11 et L12 forment en saison sèche, le prolongement de l'Oued par retrait du lac).

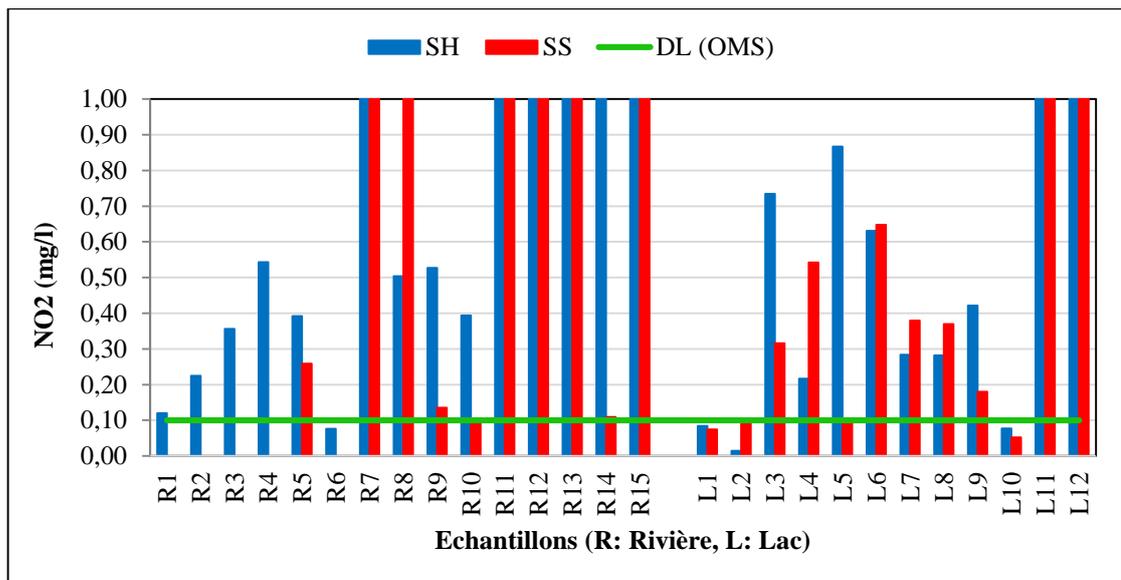


Figure 45 : Valeurs moyennes de nitrite des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, DL : désirable Limite).

Spatialement, elles présentent des variations importantes d'un point à l'autre avec une augmentation de l'amont en aval de l'Oued Rhumel surtout pendant la saison sèche alors qu'au niveau du même point, on n'observe que de faibles différences de concentrations. La présence en quantité importante de nitrites témoigne d'une contamination résultant du déversement des eaux usées dans l'oued et d'un déficit du milieu en oxygène et/ou d'une réduction des nitrates par la matière organique.

La silice Si(OH)₄⁻:

La silice, oxyde plus répandu à la surface, est l'élément le plus abondant de la croûte terrestre après l'oxygène et se rencontre dans les minéraux sous forme de tétraèdres (SiO₄)₄⁻. la silice se dissout dans l'eau sous la forme de la molécule Si(OH)₄⁻, acide monosilicique ou orthosilicique, peu dissocié (plus faible que l'acide carbonique) selon la réaction de dépolymérisation:



La solubilité de la silice augmente avec la température et ses réactions avec d'autres ions en solution (Al³⁺, Mg²⁺...) peuvent donner naissance à des gels mixtes (par exemple, allophanes) et, dans certaines conditions, à des silicates de néoformation comme ceux des argiles (Chaden ,2012)

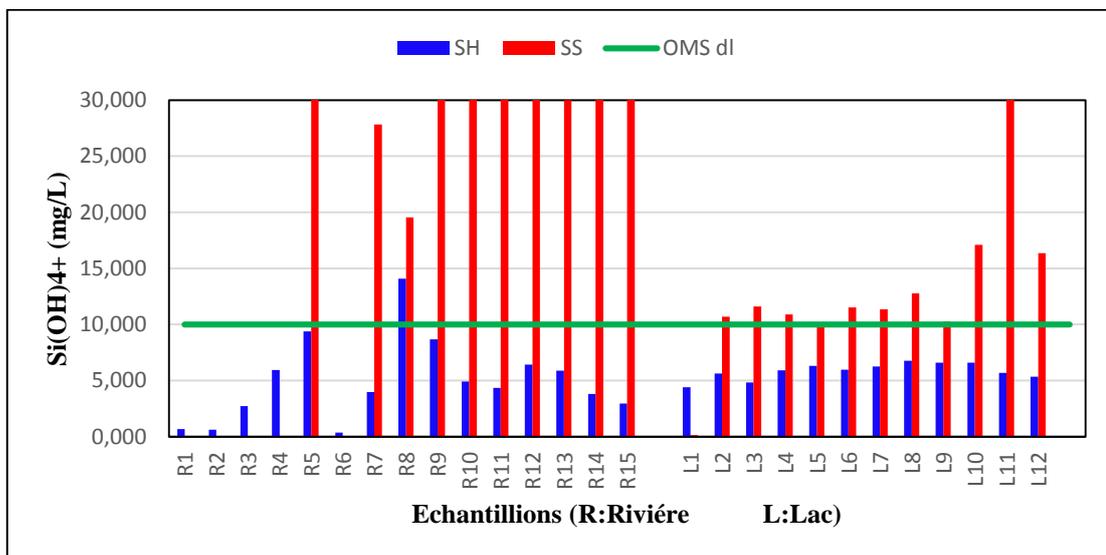


Figure 46 : Valeurs moyennes de la silice des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, DL : désirable Limite).

D'après les résultats de graphique en remarque que les fortes concentrations sont observées plus particulièrement en saison sèche que ce soit dans les oueds ou le lac. De même, on note que dans toute la zone étudiée, les concentrations de silicium est beaucoup plus importante au niveau des oueds que dans le lac. Aussi, les concentrations en silicium sont inférieures à la

norme recommandée de 10 mg/L en période humide par contre en période sèche elle dépasse cette norme.

2.4. Traces métalliques ou métaux lourds :

Un métal lourd, de poids atomique élevé et de poids spécifique supérieur à 5 g/cm³, est un bon conducteur de chaleur et d'électricité et ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité importantes (Minear et Keith, 1982) ; il se combine aisément avec d'autres éléments pour former des alliages. Les métaux lourds sont présents en faibles teneurs (à l'état de traces, souvent moins de 0.1%) dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (Alloway et Ayres, 1997 ; Callender, 2003).

Cependant, afin d'évaluer l'impact d'un métal lourd dans l'environnement, la seule présence n'est pas suffisante. Cet impact est potentiel si le métal donné se trouve à des niveaux des concentrations anormalement élevées par rapport au contenu hydrogéochimique. (Alloway et Ayres, 1997). Le degré dans lequel un métal est absorbé ou précipité dépend notamment de ses propriétés intrinsèques (état(s) d'oxydation, rayon atomique, etc.), des paramètres physico-chimiques de l'environnement (pH et potentiel d'oxydoréduction), de la nature de l'absorbant (charge dépendant du pH, type de complexes ligands, surface spécifique), des autres métaux (ou d'autres cations majeurs) présents et de leurs concentrations (Alloway et Ayres, 1997 ; Sigg et al, 2000).

Les éléments en traces métalliques (ETM) se retrouvent dans tous les compartiments de l'environnement, dans les roches drainées par les eaux de surface et les nappes aquifères. Suite aux modifications menées par l'action humaine, l'exploitation des gisements de métaux, la dissémination et l'amplification de ces derniers a été alarmante vue leurs teneurs élevées dans les différents écosystèmes de la biosphère. De ce fait, il est à distinguer deux sources d'éléments en trace : source naturelle et source anthropique.

- Origine naturelle des ETM : Les métaux sont naturellement présents dans tous les compartiments de l'environnement, l'air, l'eau, les sols, dans les roches et dans les gisements minéraux mais en quantité très faibles (en traces) sans constituer un danger pour l'environnement. Cependant, L'érosion de l'écorce terrestre est susceptible d'enrichir les cours d'eau en éléments métalliques ainsi, l'érosion des roches et les sédiments, le lessivage des sols par des agents atmosphériques que ce soient mécanique et chimique amène des concentrations non négligeables des éléments métalliques vers les cours d'eau (Lacoue-Labarthe, 2007). En effet, les métaux fixés dans les roches sous forme d'oxydes ou de silicates sont peu altérables chimiquement et peuvent être libérés de la roche par érosion et transportés sous forme de particules. Par contre, les métaux présents dans les roches sous forme de sulfures et de

carbonates sont facilement attaqués chimiquement et très dissous dans l'eau. (Blanquet et al, 2004).

- **Origine anthropique des ETM** : du fait de leurs propriétés physiques intéressantes, Les métaux sont largement utilisés par l'homme. Cependant, si cette utilisation n'a apporté aucun changement pour la quantité de métaux présents dans la terre, elle modifie très significativement leur répartition et les formes chimiques sous lesquelles ils sont présents dans l'environnement (Madi, 2010) ; aussi, les activités agricoles sont également à l'origine d'une contamination des eaux. Certains engrais, fabriqués à partir de minerais riches en phosphates, peuvent aussi avoir de fortes concentrations en cadmium présent en impureté ; les boues des stations d'épuration et les composts d'ordures ménagères utilisés pour amender les surfaces agricoles sont également susceptibles d'être contaminés par les métaux. D'autres activités agricoles sont également à l'origine d'une contamination, comme le sulfate de cuivre utilisé pour traiter les arbres fruitiers (Commission européenne, 2009). Néanmoins, l'industrie et l'activité minière restent toujours responsables de la majorité des rejets directs des métaux lourds dans l'eau. Selon Sigg (2000), l'industrialisation et les activités humaines sont à l'origine de l'accélération des cycles biogéochimiques de nombreux éléments traces métalliques.

2.4.1. Les catégories des métaux lourds :

Les organismes vivants exercent une sélectivité à l'égard de la charge métallique de leur corps. Certains métaux sont même essentiels aux processus biologiques. Les éléments métalliques ont la propriété de se fixer sur des protéines et ainsi de modifier la structure moléculaire et le mode d'action de ces changements, qui peuvent être essentielles à la bonne fonctionnalité de certaines protéines. Ou au contraire induire un effet toxique en les inactivant ; les organismes sont capables dans une certaine mesure d'utiliser et de réguler les concentrations en métaux qui leur sont essentiels (Devez, 2004 ; Tireche, 2006) du fait, les métaux sont généralement classés en deux catégories selon leur caractère essentiel ou non pour les êtres vivants :

- **Des éléments essentiels (oligo-éléments)** : C'est le cas du fer (Fe), cuivre (Cu), zinc (Zn), cobalt (Co), manganèse (Mn), chrome (Cr), nickel (Ni), Vanadium (V), Titane (Ti), Arsenic (As). Leurs concentrations dans les organismes doivent répondre aux besoins métaboliques de ces derniers car ces éléments constituent des enzymes et protéines qui sont très importantes dans les processus métaboliques des organismes (Alloway et Ayres, 1997). Dans le cas contraire, une carence ou un excès de ces éléments essentiels peut induire des effets délétères.

- **Des éléments non essentiels** : Ils ne sont pas nécessaires à la vie, ils sont toxiques même en faible quantité, comme le plomb (Pb), le cadmium (Cd), l'antimoine (Sb) et autres (Chiffolleau et al. 2001 ; Casas, 2005). A titre d'exemple, chez l'homme, le plomb inhibe la synthèse de la vitamine D dès une concentration de 100 µg/l dans le sang (Xavier, 2005). La toxicité des

métaux résulte en grande partie de leur affinité pour les groupements - SH des enzymes qu'ils inactivent après s'y être liés (Davet, 1996).

2.4.3. Traces métalliques et leur répartition dans les eaux :

Fer (Fe²⁺) :

Le Fer est classé au quatrième rang des éléments de la croûte terrestre par ordre d'abondance, sa présence dans l'eau peut avoir diverses origines : lessivage des terrains avec dissolution des roches et des minerais contenus dans le sous-sol ; rejets industriels (pollutions minières, métallurgiques, sidérurgiques) ; corrosion des canalisations métalliques ou existence de dépôts antérieurs. Il a une importance majeure pour les personnes et d'autres formes de vie, mais il est souvent un facteur limitant de la croissance dans l'environnement (Lieu et al, 2001) ; mais Il ne présente pas de toxicité directe pour les êtres vivants (Gaujous, 1995 ; Benguedda-rahah, 2012). C'est un oligo-élément indispensable à tous les êtres vivants, intervient dans les constitutions des molécules d'hémoglobine, des hématies et des myoglobines des muscles.

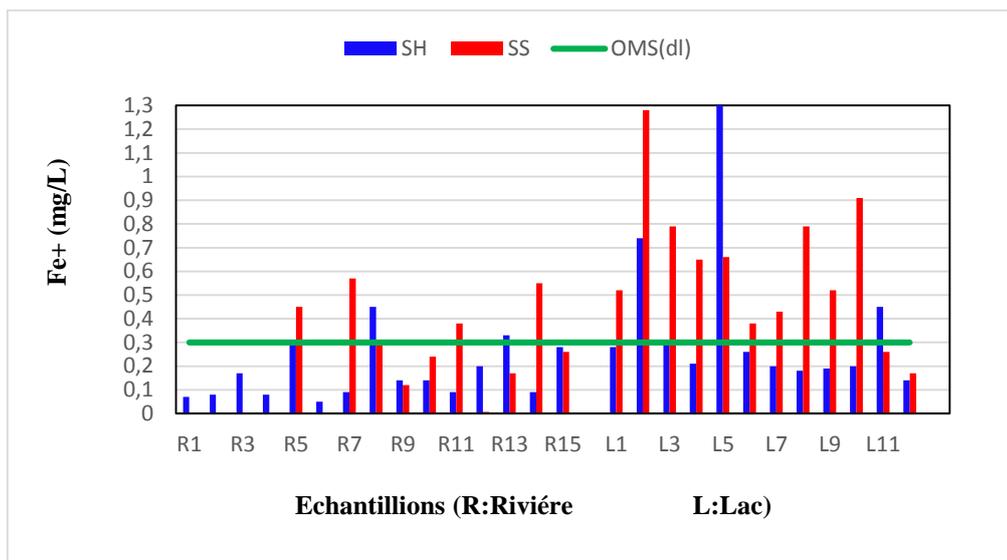


Figure 47 : Valeurs moyennes du fer des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, DI : désirable Limite).

L'analyse du graphique de la figure 47 montre que les valeurs du Fer au niveau de l'oued pendant la saison humide sont inférieures à les limite désirable de l'OMS (0,3mg/l) mais augmentent durant la saison sèche et dépassent la norme dans quelques points (R5, R7, R14). Au niveau du lac, généralement les valeurs sont dans limite de l'OMS en saison humide sauf pour les points L2, L5 qui dépassent la limite tolérée ; ceci s'explique par la présence des rejets contenant lu fer dans cet endroit ; alors que pendant la saison sèche, une importante augmentation en concentrations de fer est observée. Cependant, il est à noter que de manière générale, les valeurs les plus élevés en Fe se manifestent au niveau du lac dans les deux saisons.

Cuivre (Cu+) :

Le Cuivre est un élément essentiel chez l'homme et l'animal (oligo-élément) ; il est impliqué dans de nombreuses voies métaboliques, notamment pour la formation d'hémoglobine et la maturation des polynucléaires neutrophiles. De plus, il est un cofacteur spécifique de nombreuses enzymes et métalloprotéines de structure. Cependant le Cuivre en excès produit des radicaux libres responsables de lésions cellulaires au niveau de l'ADN et d'organites tels que les mitochondries ou les lysosomes (Pichard, 2003). Le Cu^{2+} provient, surtout, de la corrosion des tuyauteries métalliques mais aussi des pollutions industrielle qu'agricole et des rejets d'eaux usées (Fadel et al, 2005). Il se présente dans les systèmes aquatiques sous différentes formes chimiques (ions libres, formes hydratées, sels inorganiques et les cuivre organiquement liés) l'ion Cu^{2+} libre est plus réactif que les formes complexées, sa biodisponibilité est donc plus importante. En effet, la matière organique naturelle, telle les acides fulviques et humiques, sont de forts agents complexant qui affectent la concentration en cuivre bio disponible.

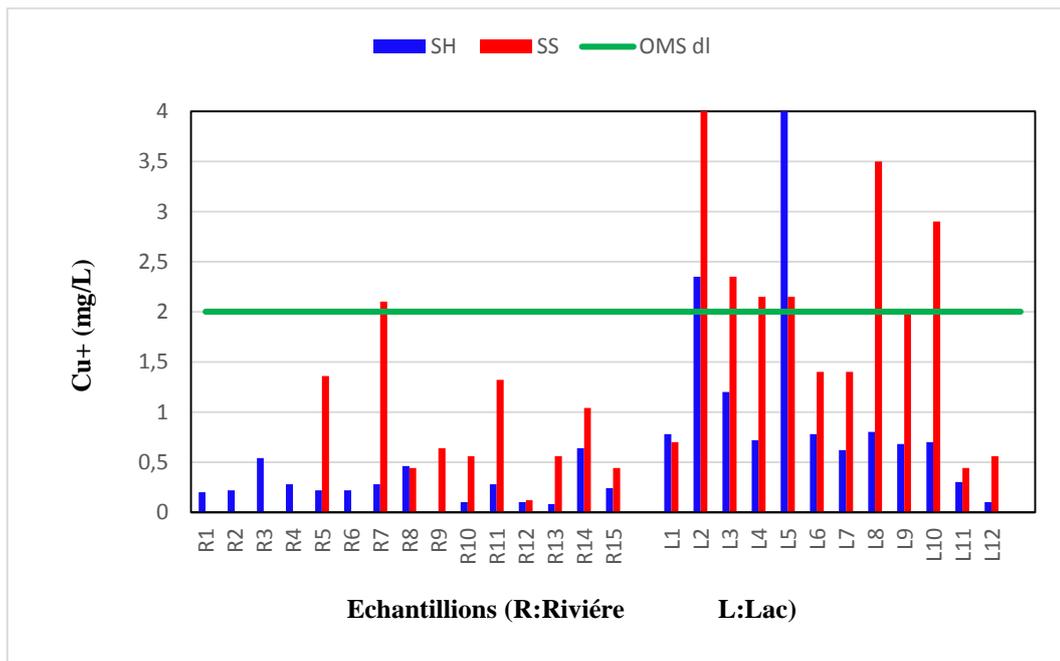


Figure 48 : Valeurs moyennes du cuivre des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, DI : désirable Limite).

Le graphe de la figure 48 montre que les valeurs du cuivre sont plus élevées dans le lac que dans l'oued pour les deux saisons. On remarque que les concentrations ont augmentée en saison sèche dans les oueds et dans le lac. Les valeurs observées ne dépassent pas la limite désirable de l'OMS (2mg/l) au niveau de rivière pour les deux saisons à l'exception du point R7 en période sèche qui a enregistré 2,10 mg/l. Au niveau du lac, deux points (L2 et L5) en saison humide dépassent la norme avec concentrations de 2,35mg/L et de 4,8mg/L ; en saison sèche,

50 des points dépassent la norme et la plus grande concentration (8,6mg/L) est enregistrés au point L2.

Le Manganèse (Mn)

Le manganèse est un élément chimique, de symbole Mn et de numéro atomique 25. Ce nom découle des propriétés magnétiques de la pyrolusite, un minéral qui était déjà connu dans l'Antiquité (Hurlbut ; Klein, 1982). C'est un métal dur et fragile, il fond sans difficulté, mais il est facilement oxydé.

Dans l'eau, le manganèse se trouve à des degrés d'oxydation différents (II, III et IV). Sa solubilité dépend du pH, de l'oxygène dissous, de la présence d'agents complexant. Les eaux de surface en contiennent généralement moins de 0,05 mg/l.

Le manganèse est un minéral indispensable au fonctionnement de bon nombre de familles enzymatiques. Il est nécessaire à l'homme pour la croissance, pour le métabolisme des glucides et des lipides (Rodier et al, 2009) une absorption excessive des composés de manganèse peut affecter plusieurs systèmes organiques chez l'être humain, le plus sensible étant le système nerveux central, mais aussi les systèmes respiratoire, reproducteur et cardiaque. Une exposition à des concentrations très élevées de manganèse, peut causer une grave maladie neurologique clinique appelée «manganisme» qui se manifeste par les changements comportementaux (fatigue, maux de tête, perte d'appétit, irritabilité et agressivité). Selon les résultats d'une étude sur cet oligoélément menée par des chercheurs canadiens une concentration élevée de manganèse dans l'eau potable conduit à la réduction du quotient intellectuel (QI) des enfants (Gunnar, 2007 et al ; Bisson, 2007). Dans l'eau de consommation humaine, le Mn, s'il est présent à des concentrations élevées, peut provoquer une irritation et donne un goût et une couleur métalliques spéciaux (Postawa et al, 2013 ; Sigg et al, 2020).

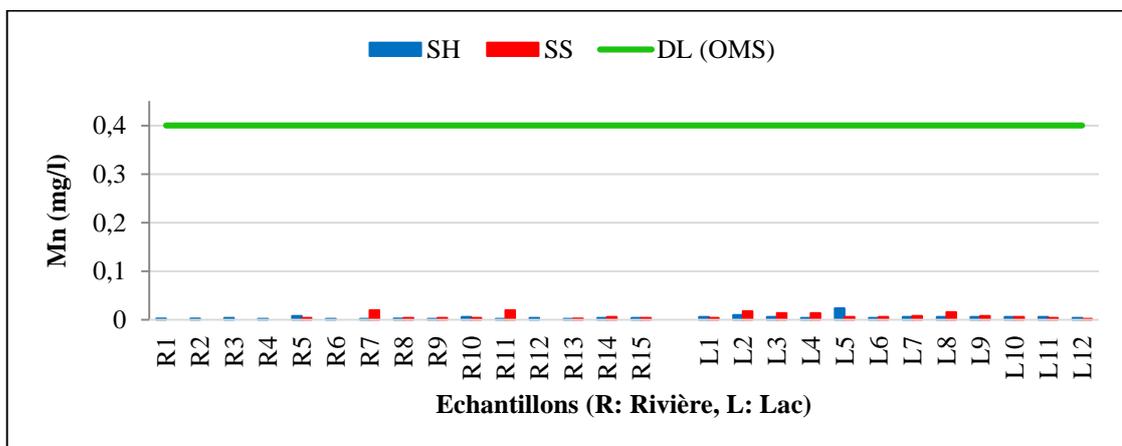


Figure 49 : Valeurs moyennes du manganèse des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, MPL : Maximum Permissible limite, DI : désirable Limite).

D'après le graphique de la figure 49, on remarque que toutes les valeurs du Mn^{2+} dans les eaux étudiées durant les deux saisons sont largement inférieures à la norme de l'OMS (0.4 mg/L). Cependant, il est à noter que ces concentrations augmentent proportionnellement en période sèche.

Aluminium (Al^+) :

L'aluminium, également de multiples utilisations, ses composés sont utilisés comme additifs alimentaires, antiacides et anti-sudorifiques (ATSDR, 1992). Il est utilisé, aussi, dans le traitement de l'eau dont les sels d'aluminium sont utilisés comme coagulants pour diminuer les niveaux de la matière organique, des micro-organismes, de la couleur et de la turbidité (OMS, 2017).

Le graphique de la figure 50 montre que les concentrations en aluminium sont plus élevées dans le lac que dans des oueds pour les deux saisons. Au niveau de l'oued, les valeurs sont très faibles pour la période humide ne dépassent pas la norme recommandée de l'OMS (0,2 mg/l) mais augmente durant la période sèche où elles dépassent la norme dans les points R7 et R11 avec 0,36 mg/l et 0,22 mg/l respectivement. Par contre, au niveau du lac les concentrations sont inférieures à la norme sauf pour les deux point L2 et L5 avec des concentrations de 0,4 mg/l et 0,86 mg/l respectivement en période humide alors qu'en saison sèche, la majorité des points dépassent la norme autorisée par l'OMS.

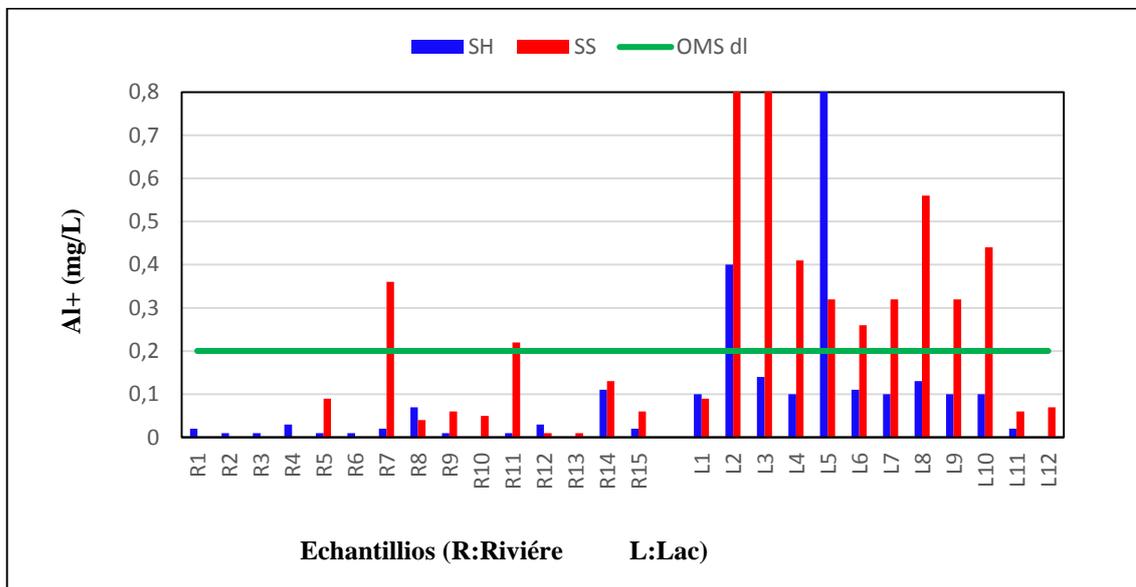


Figure 50 : Valeurs moyennes de l'aluminium des échantillons d'eau analysés (SH : Saison Humide, SS : saison sèche, DL : désirable Limite)

Conclusion :

L'étude hydrochimique a permis de cerner l'influence des paramètres physicochimiques sur le chimisme des eaux.

La confrontation des analyses chimiques des différents points d'eau avec les normes chimiques de L'OMS montre l'existence de différence dans l'espace entre les eaux de rivière et les eaux de barrage réservoir, et durant les deux saisons humide et sèche, la majorité des éléments analysés sont augmentés et dépassés les normes de l'OMS en période sèche, (T(C°), PH, CE, TDS, SAL, TH, Alcalinité, K^+ , HCO_3^- , $Si(OH)_4^-$, NO_2^- , NH_4^+). Sont plus élevés dans la rivière que dans le lac et dépassés les normes de L'OMS en période sèche et humide dans la majorité des points. Le Ca^{2+} , CO_3^{2-} , PO_4^{3-} et P augmentent en période sèche mais ne dépassent pas les normes de l'OMS durant les deux saisons. Par contre le Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ diminue proportionnellement en période sèche et ne dépassent pas les normes de L'OMS.

Le NO_3^- dépasse les normes de l'OMS en période humide par contre il diminue largement en période sèche. Le Fe^{2+} , Cu^{2+} et Al^{3+} sont augmentés en période sèche et sont plus élevés dans le lac que dans la rivière, les mêmes valeurs de Mn^{2+} pour les deux saisons d'étude. Les principaux cations et anions des eaux de notre étude sont dominés par Na^+ , Ca^{2+} et Cl^- , HCO_3^- respectivement pendant la période humide et pendant la période sèche.

CHAPITRE 4
FACIES ET MECANISMES DE SALINISATION
DES EAUX

Introduction :

Le concept de faciès hydrogéochimique a été développé afin de comprendre et d'identifier la composition de l'eau et de visualiser les tendances de la chimie des eaux de surface et son interprétation est utile pour déterminer le modèle d'écoulement, l'origine et l'histoire chimique des eaux (Piper, 1944 ; Nwankwoala et Udom, 2011 ; Srivastava et Parimal, 2015).

Ce chapitre est destiné à la détermination des faciès ou types des eaux du barrage Hammam Grouz (Rivière et Lac) et à la précision des mécanismes ou processus de salinisation de ces eaux à partir de corrélations entre éléments par l'exploitation des résultats des mesures et analyses réalisés durant les deux (02) campagnes d'échantillonnage (saison humide et la saison sèche).

I. Facies ou types chimiques des eaux de surface :

Les faciès ou types chimiques des eaux sont couramment utilisés en hydrochimie pour décrire de la composition des eaux naturelles et les classer. Ainsi, la détermination des faciès chimiques d'eau constitue une des étapes les plus importantes pour toute étude hydrogéochimique visant à comparer des groupes d'eaux naturelles. Cependant, la nécessité d'une comparaison aisée voire une classification des eaux fait appel, surtout, à l'utilisation de représentations graphiques ou diagrammes ; ceci, afin d'identifier et de classer ces eaux. Plusieurs représentations graphiques sont utilisés parmi lesquelles on trouve, le diagramme de Piper (1944), le diagramme de Durov (5.1), le diagramme de Chadha (1999), le diagramme de Schoeller-Berkaloff (6.6.1), le diagramme de Stiff (6.6.1). Le logiciel d'hydrochimie (Diagrammes) version 6.6.1 et Excel ont été utilisés pour tracer ces diagrammes.

1. Diagramme de Piper :

Le diagramme trilinéaire de Piper est considéré comme l'un des diagrammes hydrochimiques les plus utilisés dans la classification des eaux naturelles, ceci en déterminant les similitudes et les différences entre des échantillons d'eau qui se distinguent en ensembles de groupe. Ce diagramme est composé de deux triangles et un losange. Les anions et les cations sont représentés dans deux diagrammes ternaires distincts. Les deux diagrammes ternaires sont projetés dans le losange. Le losange est une matrice de passage du graphique des anions (sulfate + chlorure / total des anions) et des cations (sodium + potassium / total des cations). Le diagramme de Piper permet d'identifier les faciès géochimiques des eaux et leur évolution dans l'espace et dans le temps en se basant sur les calculs des proportions relatives des éléments analysés.

Le report des résultats des analyses chimiques des eaux étudiées pour les deux campagnes, sur le diagramme de Piper montre une variabilité des faciès chimiques des eaux étudiés.

- En période humide : la projection des anions sur le diagramme de piper (Fig. 51) montre une dispersion des échantillons d'eau dans le champ de type eau chlorée. Cependant, tous les échantillons sont projetés dans les champs du type sodium-potassium et du type non dominant pour les cations. La projection des points dans le losange central montre que la majorité des échantillons appartiennent au champ chloruré sodique et potassique ou sulfaté sodique signifiant la dominance des alcalins sur les alcalino-terreux ($\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) et les acides forts anions sur les anions acides faibles. Les échantillons restants sont projetés sous le champ chloruré et sulfaté calcique et magnésien indiquant la dominance des alcalino-terreux sur les alcalins ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+$) et les acides forts sur les acides faibles ($\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$). Ceci révèle la présence de deux principaux types de faciès : le premier de type chloruré sodique – Na-Cl (53,33 % des eaux de rivière, 75 % des eaux de lac) et le deuxième de type mixte – Ca-Mg-Cl-SO₄ (46,67 % des eaux de rivière, 25 % des eaux de lac).

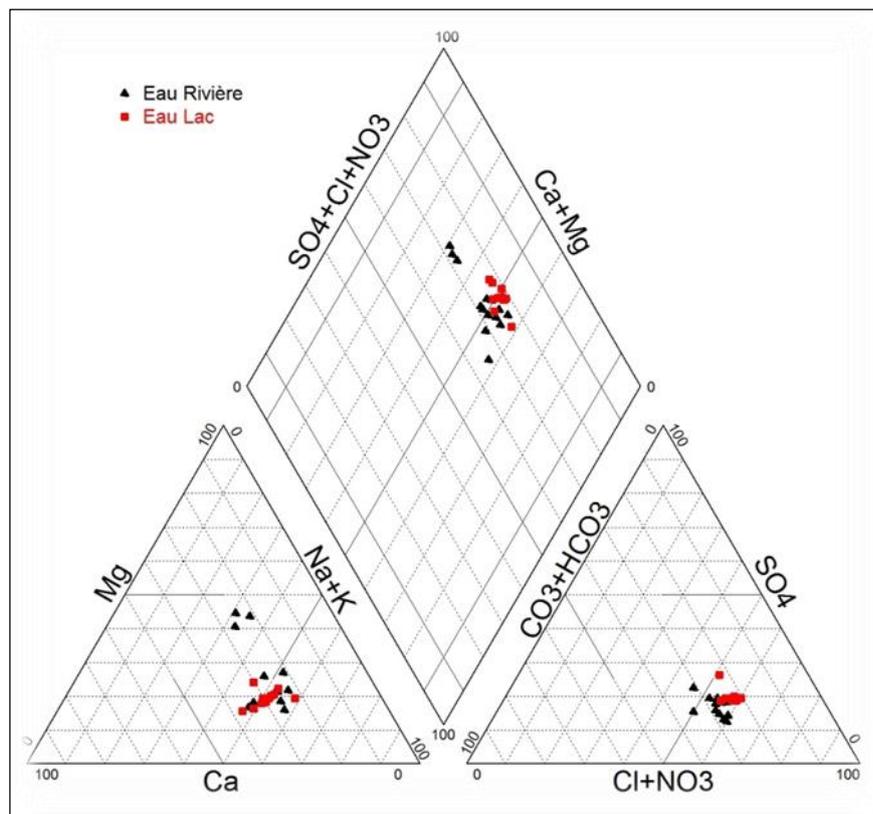


Figure 51 : Diagramme de piper - période humide

- En période sèche : la projection des compositions chimiques des échantillons étudiés sur le diagramme de Piper (Fig 51) montre que, pour les anions, une dispersion de tous les échantillons dans le champ de type eau chlorée pour les eaux du lac et bicarbonatée pour les eaux de rivière, alors que tous les échantillons sont concentrés dans le champ sodium-potassium pour les cations. La projection des points dans le losange central montre que les échantillons

d'eau du lac sont projetés sur trois champs : le premier, le plus dominant, chloruré sodique et potassique ou sulfaté sodique (Na-K-Cl-SO₄) signifiant la dominance des alcalins sur les alcalino-terreux ($\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) et les acides forts sur les acides faibles ($\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$). Le deuxième, L5 et L7, est chloruré et sulfaté calcique et magnésien (Ca-Mg-Cl-SO₄) signifiant la dominance des alcalino-terreux sur les alcalins ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ + \text{K}^+$) et les acides forts sur les anions acides faibles. Le troisième type est se manifeste dans le champ bicarbonaté sodique et potassique contenant les points L11, L12.

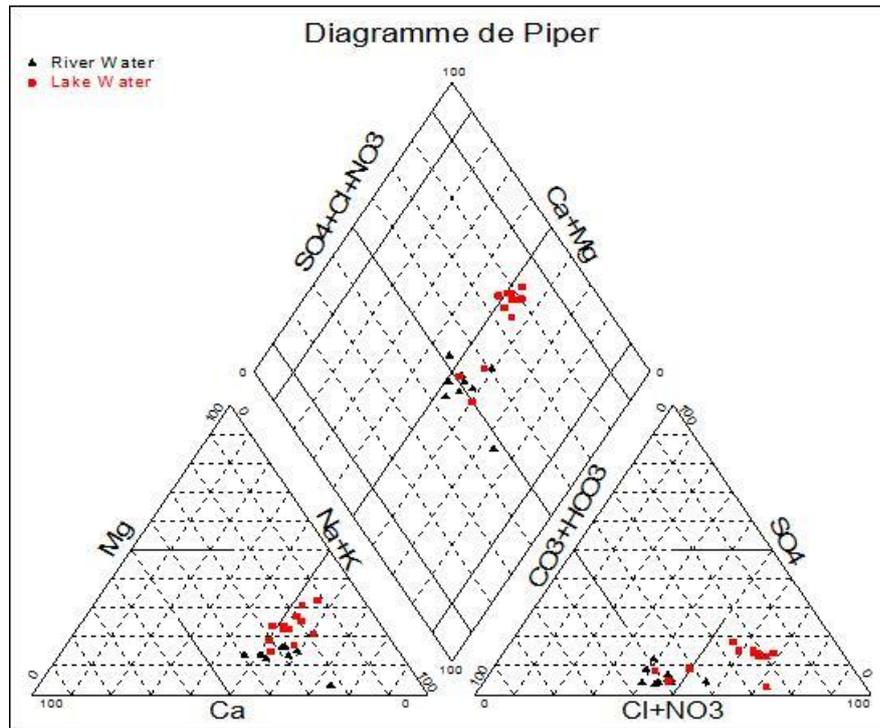


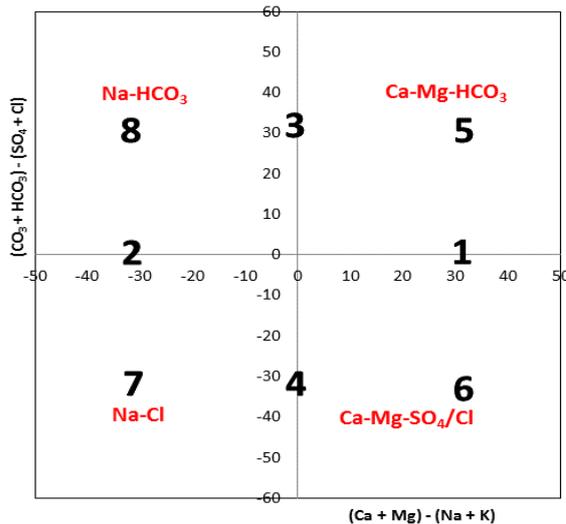
Figure52 : Diagramme de piper - période sèche.

Les échantillons de rivière sont tracés sous le champ Bi/Carbonaté sodique et ($\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) et les anions acides faible sur les anions acides forts ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} > \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$) à l'exception R8 qui classé dans le faciès chlorurée et sulfatée calcique et magnésienne et R14 qui classé dans le faciès chlorurée sodique et potassique ou sulfate sodique.

2. Diagramme de Chadha :

Le diagramme de Chadha (1999) est une version modifiée des diagrammes de Piper et de Durov. Il est proposé dans le but de classer les eaux naturelles et d'identifier les processus hydrochimiques responsable de leur minéralisation. Ce diagramme est différent des diagrammes de Piper et de Durov étendu par le fait que les deux triangles équilatéraux sont éliminés et que la forme du principal domaine d'étude est différente. Ce diagramme est construit à partir de la différence en pourcentage des milliéquivalents entre les alcalino-terreux et les alcalins, exprimés comme des teneurs en réaction en pourcentage, sur l'axe des X, et de la

différence en pourcentage des milliéquivalents entre les anions d'acides faibles et les anions d'acides forts, exprimés aussi comme des teneurs en réaction en pourcentage, sur l'axe des Y. Les différences en pourcentage des milliéquivalents des coordonnées X et Y sont par la suite étendues dans les principaux sous-domaines d'étude du diagramme, qui définit le caractère d'ensemble de l'eau (Chadha, 1999). Il est subdivisé en quatre domaines principaux (Fig.53), afin de déterminer le processus hydrochimique mis en jeu pendant l'acquisition de la minéralisation.



- 2- les alcalins dépassent les alcalino-terreux
- 3- les acides faibles dépassent les acides forts ;
- 4- Les acides forts dépassent les acides faibles,
- 5- Les alcalino-terreux et les acides faibles dépassent respectivement les alcalins et les acides forts,
- 6- Les alcalino-terreux dépassent les alcalins et les acides forts dépassent les acides faibles,
- 7- Les alcalins dépassent les alcalino-terreux et les acides forts dépassent les acides faibles,
- 8- Les alcalins dépassent les alcalino-terreux et les acides faibles dépassent les acides forts.

1-les alcalino-terreux dépassent les alcalins,

Les processus proposés permettent de classer les eaux en quatre groupes ou types ($Ca-HCO_3$, $Ca-Mg-Cl$, $Na-Cl$ et $Na - HCO_3$).

La projection des résultats des analyses sur le diagramme de Chadha, montre une variabilité des faciès selon la période.

- En période humide: la majorité des échantillons (62,96%) se projettent dans le champ 7 (type $Na - Cl$, eaux de type Na dominant le Cl ou de type Cl dominant le Na), ce qui signifie le contact de ces eaux avec des formations salées alors que 37,03 % des échantillons se situe dans le champs 6 (type $Ca - Mg - Cl$, eaux de type Cl à dominante de $Ca - Mg$ ou de type $Ca - Mg$ à dominante de Cl) indiquant un échange d'ions inverse. Ce résultat confirme celui obtenu pour Piper (Fig 53) où les acides forts dépassent les acides faibles (champ 4) et les alcalins dépassent les alcalino-terreux et les acides forts dépassent les acides faibles (champ 7) avec quelques échantillons se trouvant en champ 6 spécifiant que les alcalino-terreux dépassent les alcalins et les acides forts dépassent les acides faibles (Fig 53).

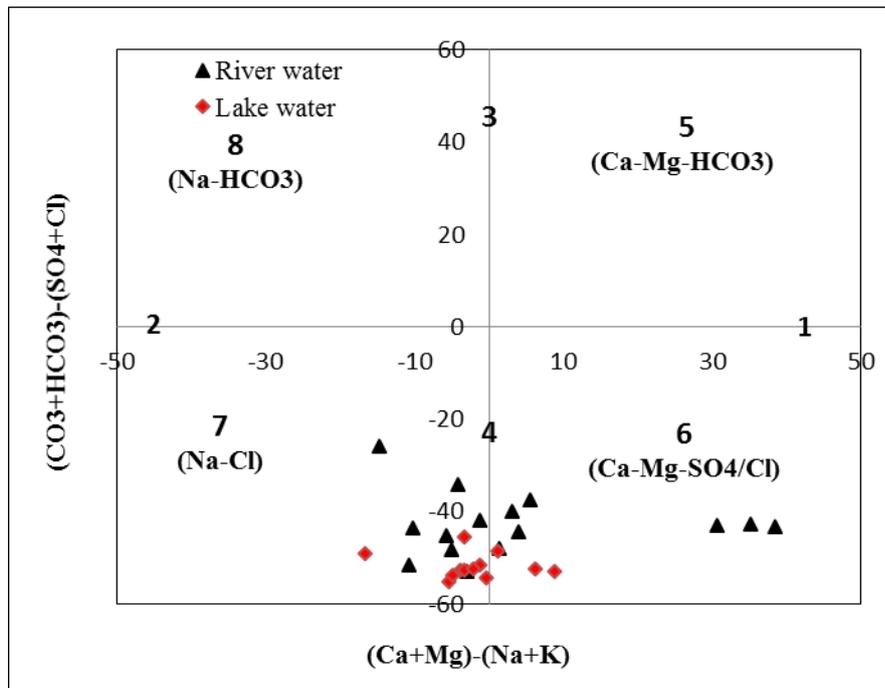


Figure53 : Diagramme de Chadha pour la période humide

- En période sèche : 59,09% des échantillons d'eau sont dispersés dans le champ7 (type Na – Cl, eaux de type Na dominant le Cl ou type Cl dominant le Na) (Fig.54). Ce qui signifie que ces eaux étaient lors de leur parcours, en contact avec des formations salines, alors que 31,18% des échantillons se situent dans le champ8 (type Na-HCO₃, eaux de type Na dominant le HCO₃ ou de type HCO₃ dominant le Na) signifiant un échange ionique de base, et 9,09% des échantillons sont projetés dans le champ 6 (type Ca–Mg–Cl, eaux de type Cl à dominance de Ca–Mg ou de type Ca–Mg à dominance du Cl) indiquant un échange d'ions inverse. L'ensemble des points d'eau se répartissent dans les domaines 2 et 4, ce qui confirme le résultat obtenu pour piper où les acides forts dépassent les acides faibles (champ 4), les alcalins dépassent les alcalino-terreux et les acides forts dépassent les acides faibles (champ 7). Avec quelques échantillons dans le champ 6 dans lequel les alcalino-terreux dépassent les alcalins, pour les eaux du lac ; tandis que pour les eaux de rivière, la majorité des échantillons se projettent dans le champ 2.

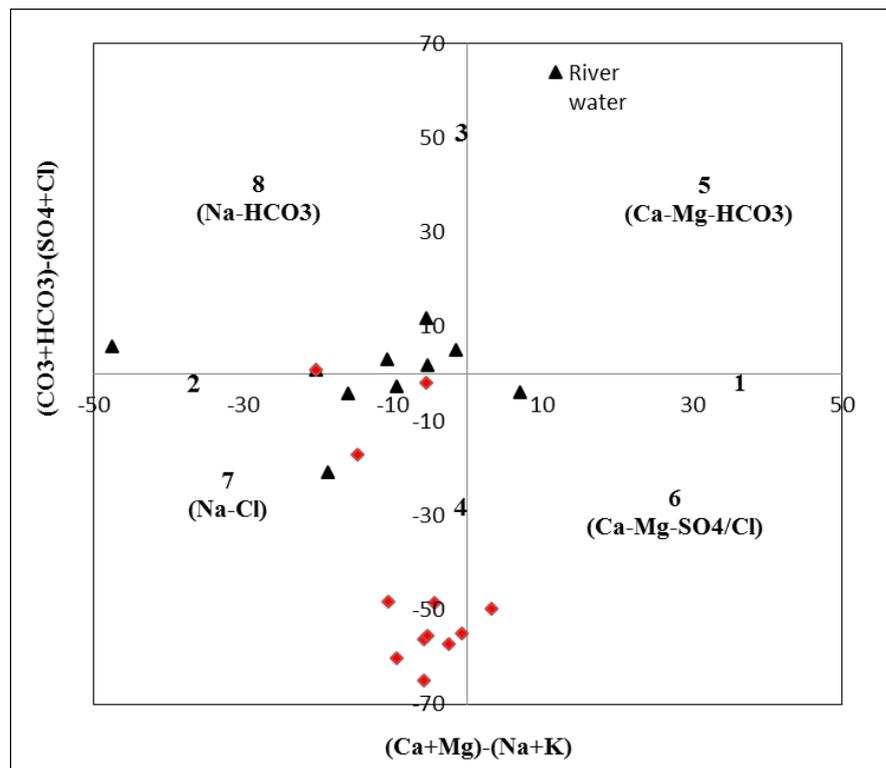


Figure 54 : Diagramme de Chadha en période sèche

3. Diagrammes de Schoeller-Berkaloff :

Le diagramme de Schoeller-Berkaloff, permet aussi de reconnaître les faciès des eaux, où les concentrations en éléments majeurs sont portées en ordonnées (colonnes) à échelles logarithmiques. Il permet de distinguer par simple lecture des échelles des concentrations des ions majeurs et donc de déduire rapidement les différentes familles des eaux, Chaque échantillon est représenté par une ligne brisée. La concentration de chaque élément chimique est figurée par une ligne verticale en échelle logarithmique. La ligne brisée est formée en reliant tous les points figurant les différents éléments chimiques pris en considération. Lorsque les lignes se croisent, un changement de faciès chimique est mis en évidence.

- En période humide : la projection des points d'eaux étudiées sur ce diagramme montre, une dominance des faciès chloruré sodique et potassique dans la majorité des échantillons que ce soit de rivière ou du lac (Fig.55). Cependant, une variation, plus marquée des concentrations entre les différents échantillons de la rivière est enregistrée, ce qui ne pas le cas pour les échantillons du lac.



Figure 55 : Diagramme de Schoeller-Berkaloff pour la période humide dans la Rivière et la Lac

- En période sèche (Fig. 56) : les eaux de rivière montrent la dominance des faciès bicarbonaté sodique et potassique, alors que dans les eaux du lac on différencie deux faciès, le premier chlorure sodique et potassique et le deuxième bicarbonaté chlorure sodique et potassique (points L1, L2, L11etL12) ce qui confirme les résultats de Piper. Au niveau de quelques points (R1, R2, R6, L1, L2, L5, L11et L12), des variations de concentrations sont enregistrées.

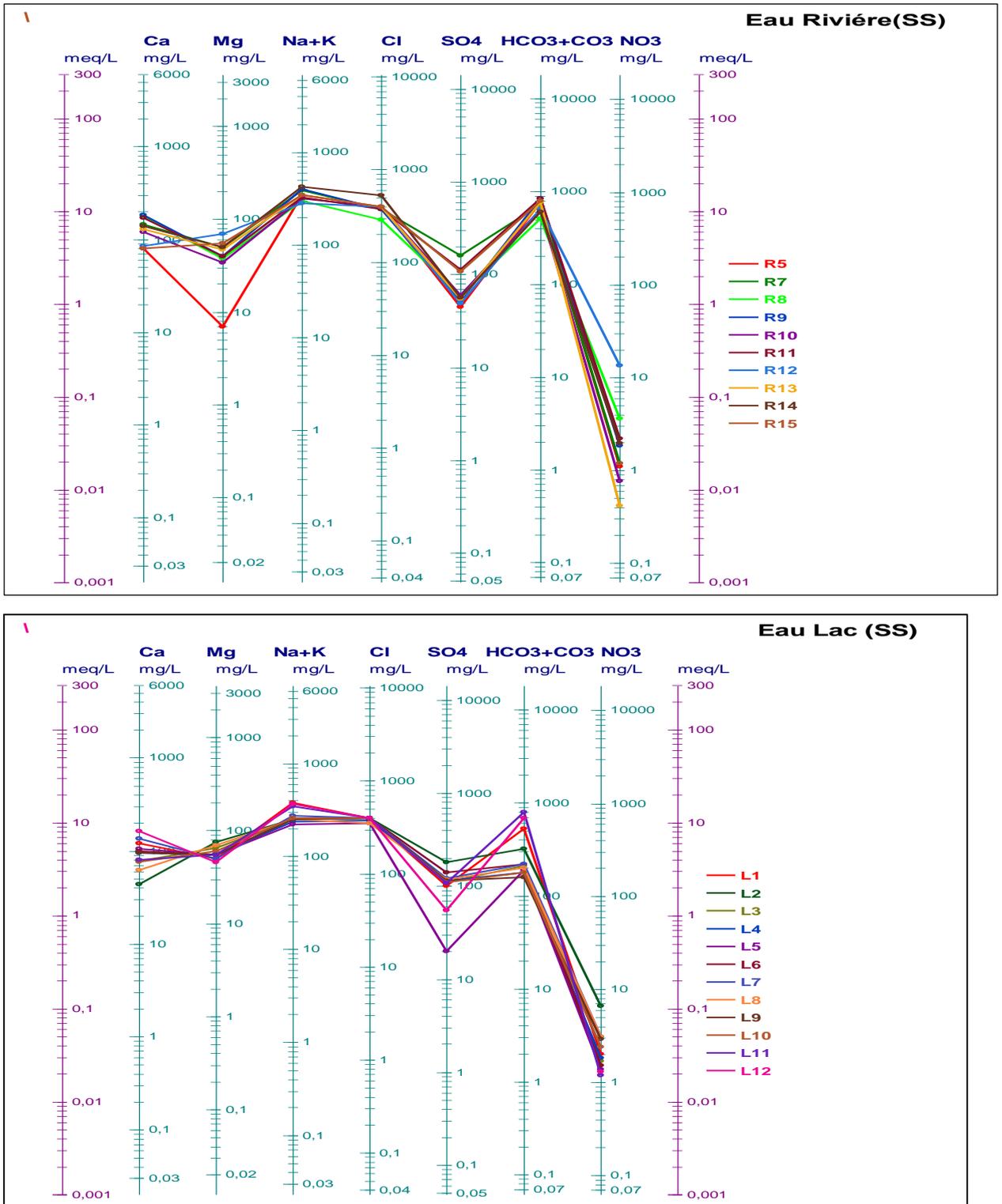


Figure 56 : Diagramme de Schoeller-Berkaloff pour la période sèche dans la Rivière et la Lac

4. Diagramme de Stiff :

Le diagramme de Stiff est comparable à celui de Schoeller-Berkaloff. Il consiste à construire, pour chaque échantillon, un diagramme sous forme de polygone qui prend une forme géométrique selon, la teneur des éléments chimiques considérés (Fig. 57). La distinction entre les échantillons se base sur la géométrie du polygone qui donne une idée sur les espèces

dominantes et leur parenté chimique. Les trois axes du diagramme de Stiff sont respectivement, de haut en bas, Na-Cl, Ca-HCO₃, Mg-SO₄.

- En période humide (Fig 57) : les diagrammes de Stiff confirment les résultats du diagramme de Schoeller, ils montrent que tous les échantillons étudiés sont chlorurés dont deux groupes se distinguent divisent en deux groupes : le premier chloruré sodique et potassique est le type dominant et le second chloruré magnésien (points R1, R2 et R3).

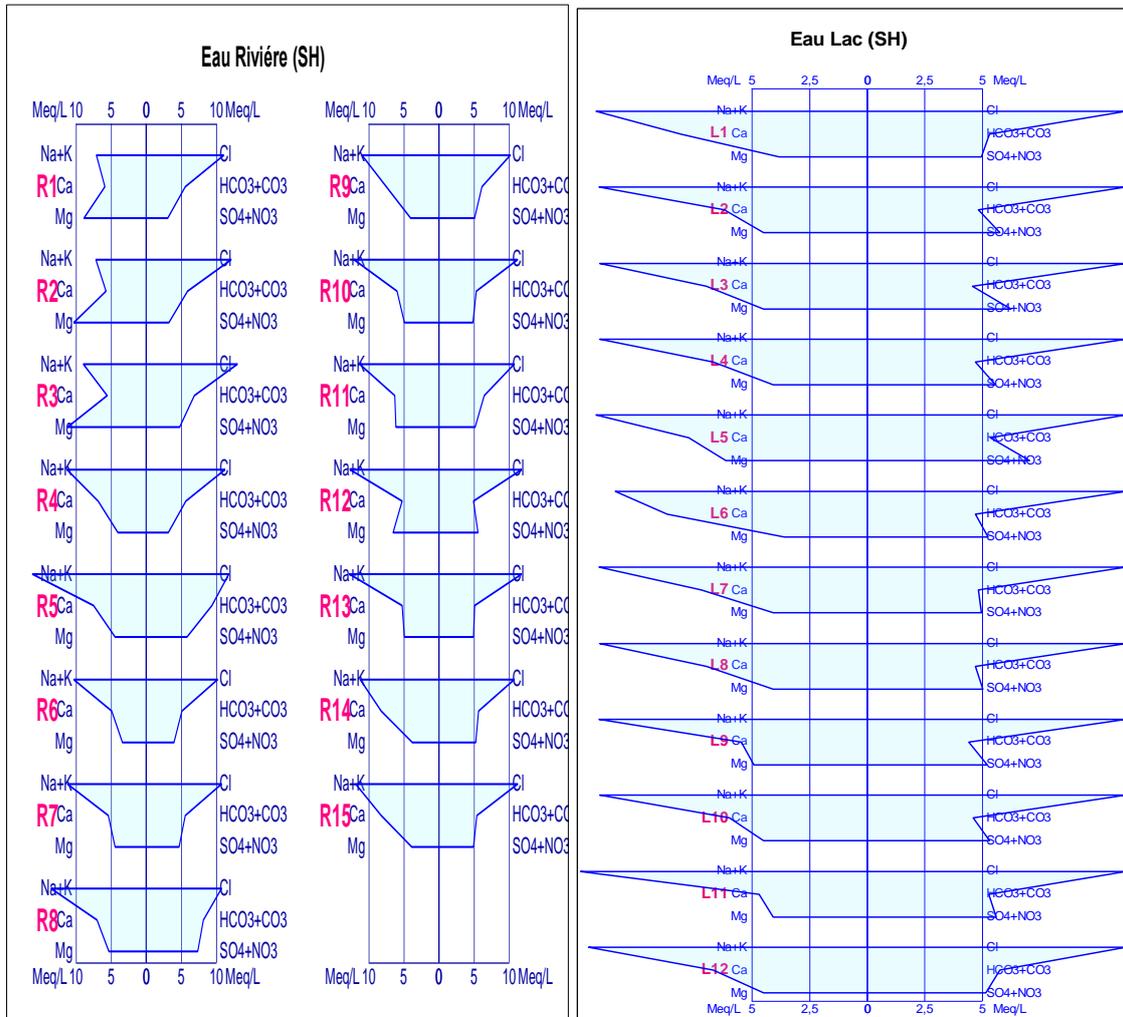


Figure 57 : Diagramme de stiff pour la période humide

- En période sèche (Fig 58) : les résultats de projection des différents échantillons sur le diagramme de Stiff confirme les résultats obtenus pour Piper ; il montre que la majorité des eaux de rivière sont bicarbonatées sodique et potassique à l'exceptions des points R8 et R14 qui sont chloruré-sodiques, alors que et du lac sont chloruré-sodiques sauf pour les points L11 et L12 qui sont bicarbonaté-sodiques.

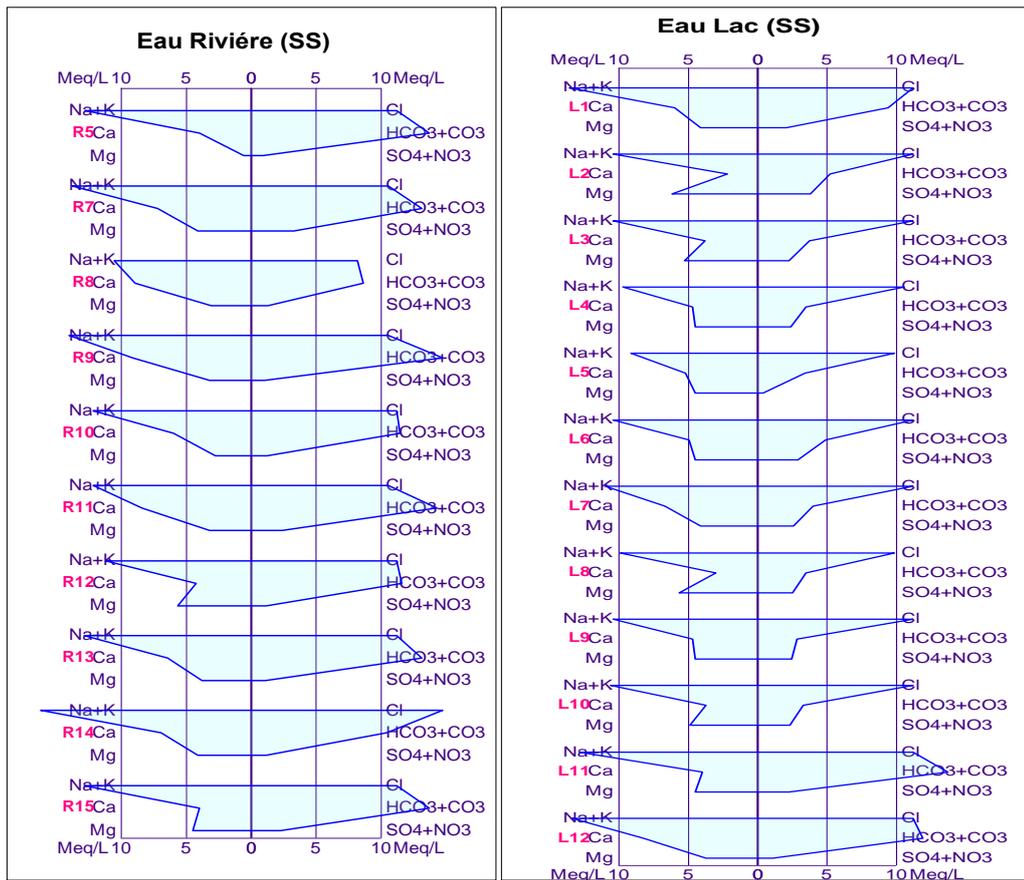


Figure 58 : Diagramme de stiff pour la période sèche

II. Origine ou processus de la salinisation des eaux :

La minéralisation des eaux naturelles (de surface que souterraines) est acquise lors de l'altération et de la circulation des eaux dans les roches et sols des versants et des aquifères où les ions chimiques sont lessivés et dissous dans les eaux (Kundu et Kanti Nag, 2015). Cependant, les formations géologiques, l'interaction eau-roche, la mobilité relative des ions et la pollution anthropique sont les principaux facteurs qui influencent la chimie des eaux. Les réactions entre les eaux et les matériaux des versants et des aquifères, où elles coulent, jouent un rôle important sur leur qualité chimique et sont aussi très importants pour comprendre leur origine. Car, les espèces dissoutes et leurs relations les unes avec les autres peuvent révéler l'origine de solutés et les processus qui ont généré la composition observée dans les eaux. Pour identifier l'origine de la salinisation des eaux naturelles et préciser les processus régissant leur chimie dans la zone d'étude, plusieurs corrélations et rapports caractéristiques entre les ions majeurs ont été utilisés (Kumar et al, 2016 ; Allia et al, 2018) et sont discutés dans ce qui suit.

1. Diagramme de Gibbs :

Le diagramme de Gibbs est utilisé pour différencier les effets des principaux processus de salinisation des eaux naturelles et représenter la relation entre les caractéristiques lithologiques des versants et la composition des eaux de surface (Liu et al, 2015). Il permet d'identifier

l'origine des constituants dissous (altération, dominance des précipitations et de l'évaporation ou la combinaison de ces influences) (Mahaqia et al, 2020).

Dans les régions semi-arides, les processus hydrogéochimiques courants sont la précipitation, l'évaporation et l'interaction roches-eau et la chimie des eaux de surface de la zone dépend généralement de ces processus. Une classification généralisée est possible en traçant un diagramme de Gibbs (Gibbs 1970), Le diagramme de Gibbs permet de distinguer les effets de ces différents processus et représente la relation entre les caractéristiques lithologiques et la composition du bassin versant ou des aquifères et les eaux de surface ou souterraines (Selvakumar et al, 2017).

Les graphiques de Gibbs montrent trois mécanismes de contrôle distincts et sources de composants ioniques tels que les précipitations, la dominance de l'évaporation et la dominance des roches.

-En période humide : Les graphiques de Gibbs (TDS versus $(Na+K) / (Na+K+Ca)$ et (TDS versus $Cl^- / (Cl^- + HCO_3^-)$) (Fig. 59) de notre étude dans la période humide montrent que tous les échantillons sont tracés dans le domaine de l'altération des roches (Fig. 59), indiquant l'interaction l'eau-rock est le principal facteur contrôlant les composants hydrochimiques dissous d'échantillons d'eau. Cela indique que l'eau de surface de la zone d'étude est influencée par altération des roches et des minéraux qui régulent la composition des espèces d'ions en surface eau favorisée par la précipitation atmosphérique qui est une source de pollution de diffusion car elles contiennent des micro et macro-éléments et influencent la chimie de l'eau (Gibbs, 1970).

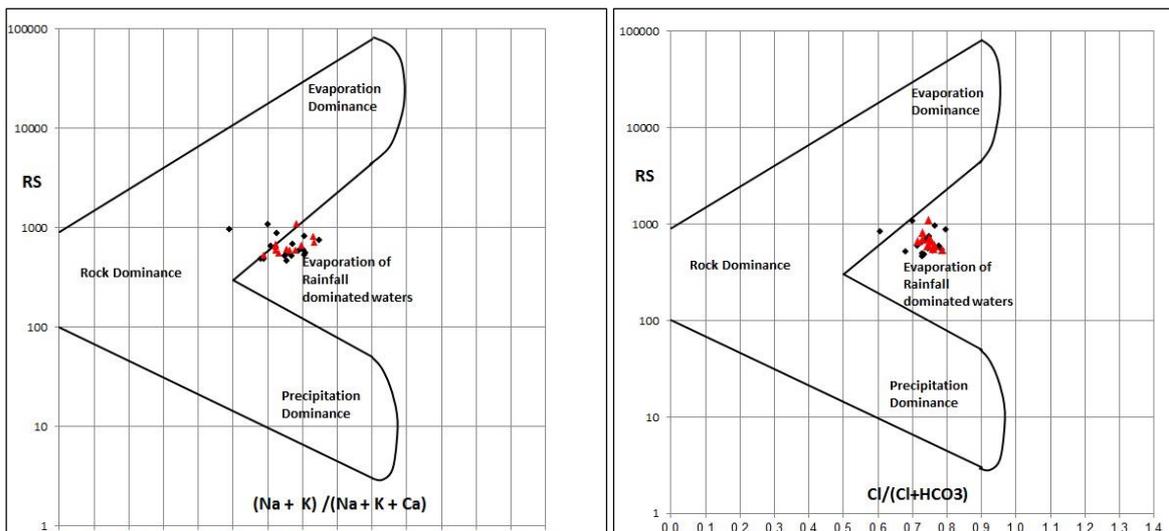


Figure 59 : Mécanismes gouvernant la chimie des eaux de surface dans la zone d'étude (d'après Gibbs, 1970).

- **En période sèche** : D'après le graphique de Gibbs (TDS versus (Na+K)/ (Na+K+Ca)) en période sèche, on remarque deux (02) sources de minéralisation ; l'interaction l'eau-rock au niveau des eaux de rivière et l'évaporation de précipitation au niveau des eaux du lac cause de l'augmentation de la température en été. Le graphique de Gibbs (TDS versus Cl - / (Cl- + HCO₃⁻)) montre que l'évaporation de précipitation est responsable à l'augmentation de minéralisation dans les échantillons des eaux de notre zone d'étude.

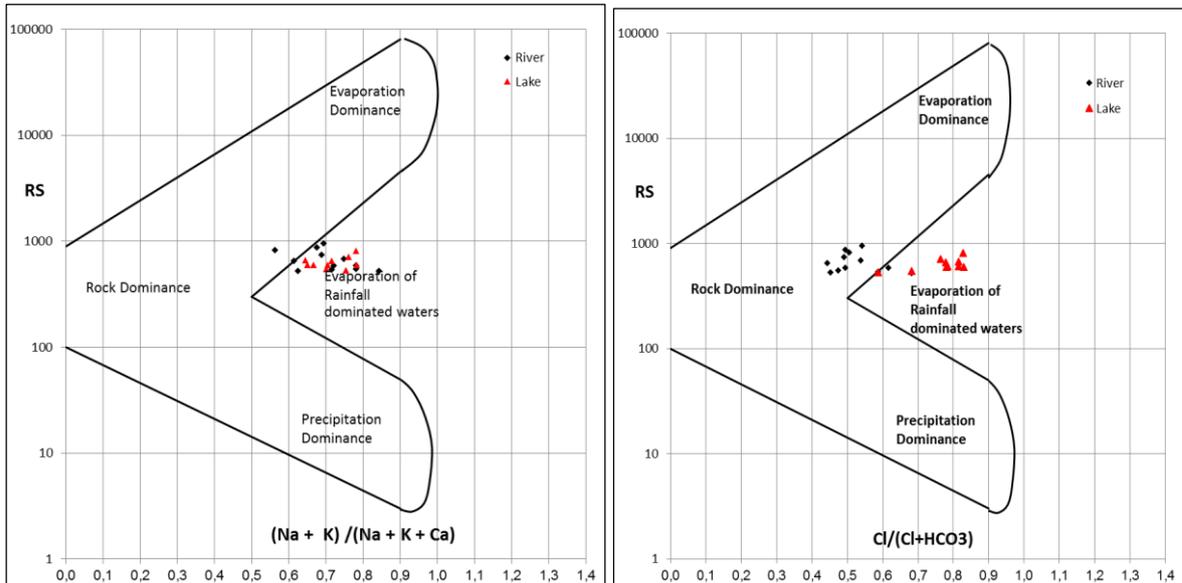


Figure 60 : Mécanismes gouvernant la chimie des eaux de surface dans la zone d'étude en période sèche (d'après Gibbs, 1970).

Afin de comprendre ces processus géochimiques complexes, la chimie des ions majeurs et la géologie locale de la région ont été examinées.

2. Diagrammes binaires et rapports caractéristiques

Plusieurs diagrammes binaires et rapports caractéristiques sont utilisés dans l'identification des processus ou mécanismes de minéralisation des eaux.

2.1. Diagramme (Ca⁺² + Mg⁺²) VS (SO₄⁻² + HCO₃⁻ + CO₃⁻):

Dans les eaux naturelles, les ions Ca⁺², Mg⁺², SO₄⁻² et HCO₃⁻ ou CO₃⁻² proviennent, principalement, de l'altération et de la dissolution des roches carbonatées (calcaire, dolomie, magnésite) des sulfates (gypse anhydride), des sels de calcium et de magnésium ainsi que des minéraux silicatés. Les ions provenant de ces matériaux, après leur dissolution, sont ajoutés au système d'eau par des procédés de lixiviation et de mélange. Cependant, une simple projection des différentes concentrations en milliéquivalents des eaux en ces ions dans le graphique (Ca⁺² + Mg⁺²) versus (SO₄⁻² + HCO₃⁻) pourrait nous donner des informations sur l'importance relative des principaux minéraux contribuant à la minéralisation des eaux en question.

Dans le diagramme ((Ca⁺² + Mg⁺²) versus (SO₄⁻² + HCO₃⁻+CO₃⁻)) :

- les points d'eau qui se projettent le long de la ligne d'équilibre (equiline) 1 : 1 dans ce diagramme $(Ca^{+2} + Mg^{+2}) = (SO_4^{-2} + HCO_3^{-})$, proviennent d'une simple dissolution de la calcite, de la dolomie et du gypse.
- Les points qui se déplacent vers la droite en raison d'un excès de teneur en SO_4^{-2} et HCO_3^{-} indiquent une altération des minéraux silicatés et reflètent la présence d'un échange d'ions (Kundu et KantiNag, 2015 ; Kumar et al, 2015 ; Lalaoui et al, 2020).
- Les points qui se déplacent vers la gauche en raison d'un excès d'ions Ca^{+2} et Mg^{+2} indiquent une altération des roches carbonatées et reflètent la présence d'un processus d'échange inverse d'ions (Kumar et al, 2015 ; Allia et al, 2018).

Les résultats des analyses des eaux de surface dans la zone d'étude ont été projetés sur ces diagrammes (Fig. 61 ; 62).

- En période humide : la majorité des échantillons se projettent le long et en dessous de la ligne d'équilibre 1 : 1 du diagramme $(Ca^{+2} + Mg^{+2}) - (SO_4^{-2} + HCO_3^{-})$. Montrant un excès en Ca^{+2} et Mg^{+2} et indique que les ions Ca^{+2} , Mg^{+2} , SO_4^{-2} et HCO_3^{-} ne proviennent pas seulement de la dissolution de la calcite, de la dolomite et du gypse mais en partie de l'altération des silicates suite à un échange inverse d'ions (Fig. 61).

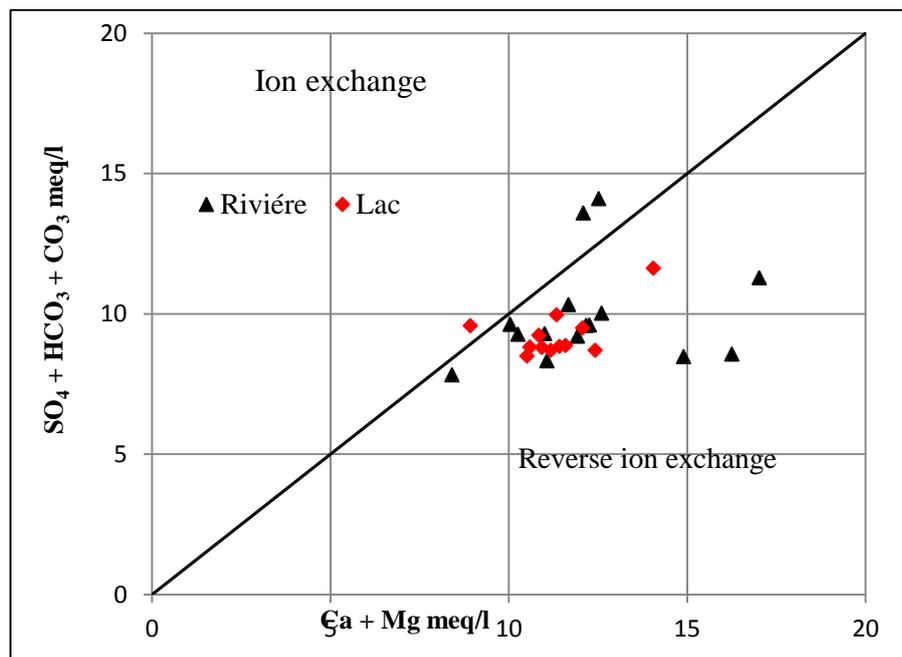


Figure 61 : Diagramme $(Ca^{+2} + Mg^{+2})$ VS $(SO_4^{-2} + HCO_3^{-})$ en période humide.

- **En période sèche :** Le graphique du diagramme $(Ca^{+2} + Mg^{+2})$ versus $(SO_4^{-2} + HCO_3^{-})$ (Fig 62), montre que les points sont projetés autour et de part et d'autre (en-dessous et au-dessus) de la ligne d'équilibre. Les points d'eau se situant le long et autour de la ligne d'équilibre 1 : 1 indique que les ions Ca^{+2} , Mg^{+2} , SO_4^{-2} et HCO_3^{-} proviennent d'une simple dissolution de la calcite, de la dolomie et du gypse. Les six (06) échantillons d'eau du lac placés au-dessous de l'équilibre

reflètent la présence d'un échange inverse d'ions due à un excès en Ca^{+2} et Mg^{+2} par contre sept (07) échantillons de la rivière et un (01) du lac placés au-dessus de l'équilibre reflètent la présence d'échange d'ions induisant un excès en SO_4^{-2} et HCO_3^{-3} due à l'altération des silicates.

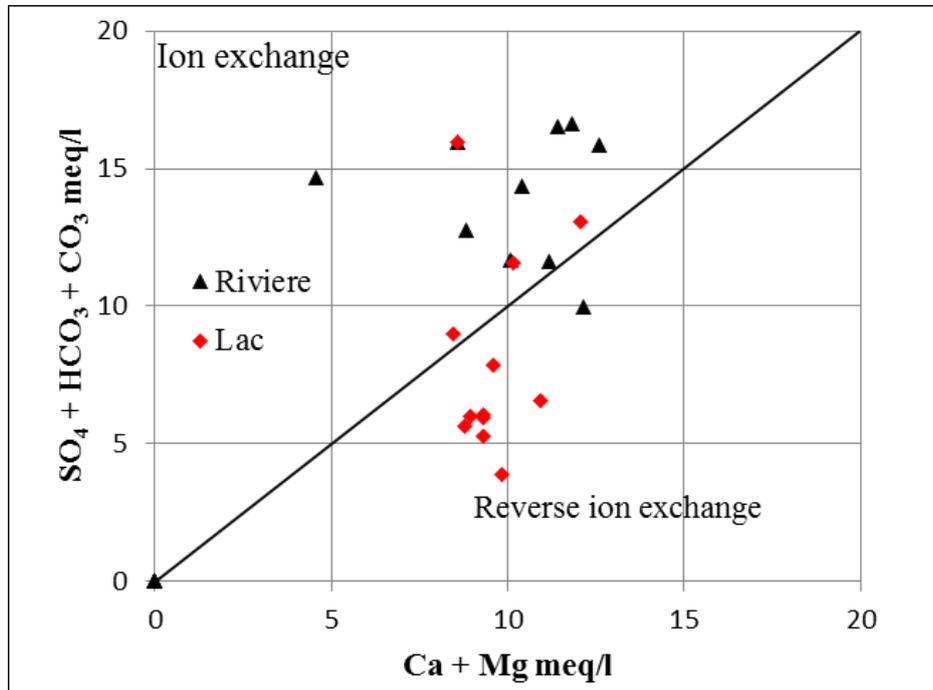


Figure 62 : Diagramme ($\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$) VS ($\text{SO}_4^{-2} + \text{HCO}_3^{-}$) en période sèche.

Afin de vérifier la présence de tels mécanismes d'échange d'ions direct ou indirect (inverse), les résultats des analyses d'eau en question sont de nouveau projetés dans le diagramme : $(\text{Ca}^{+} + \text{Mg}^{+}) - (\text{HCO}_3^{-} + \text{SO}_4)$ vs. $(\text{Na}^{+} + \text{k}^{+} - \text{Cl}^{-})$.

2.2. Diagramme $((\text{Ca}^{+} + \text{Mg}^{+}) - (\text{HCO}_3^{-} + \text{SO}_4))$ vs $(\text{Na}^{+} + \text{k}^{+} - \text{Cl}^{-})$:

Ce diagramme exclut la dissolution de la calcite, de la dolomite et de la halite et mis en évidence une réaction d'échange d'ions en tant que processus géochimique dominant. Lorsque l'échange d'ions est le processus dominant affectant la chimie des eaux, la relation entre $((\text{Ca}^{+} + \text{Mg}^{+}) - (\text{HCO}_3^{-} + \text{SO}_4))$ et $(\text{Na}^{+} + \text{k}^{+} - \text{Cl}^{-})$ devrait être une ligne droite avec une pente de -1 (Fisher et Mullican, 1997 ; Garcia et al, 2001 ; Abid et al, 2011). Cependant, en absence d'échange tous les points représentatifs des échantillons devraient être placés à proximité de l'origine 0.

La figure 63 et 64 montrent la présence d'un échange d'ions dans les eaux étudiées principalement en saison humide ; en période humide l'ensemble des échantillons que ce soit de rivière ou du lac, tombent le long de la droite ($R^2 = 0,82$) d'une pente de - 0,95 ; alors qu'en période sèche, les points se dispersent autour d'une droite ($R^2 = 0,44$) de faible pente (- 0,23). Ceci, suggère un échange d'ions de Ca^{+} et/ou Mg^{+}) et de Na^{+} et/ou K^{+} dans les eaux, ce qui confirme le résultat du diagramme précédent.

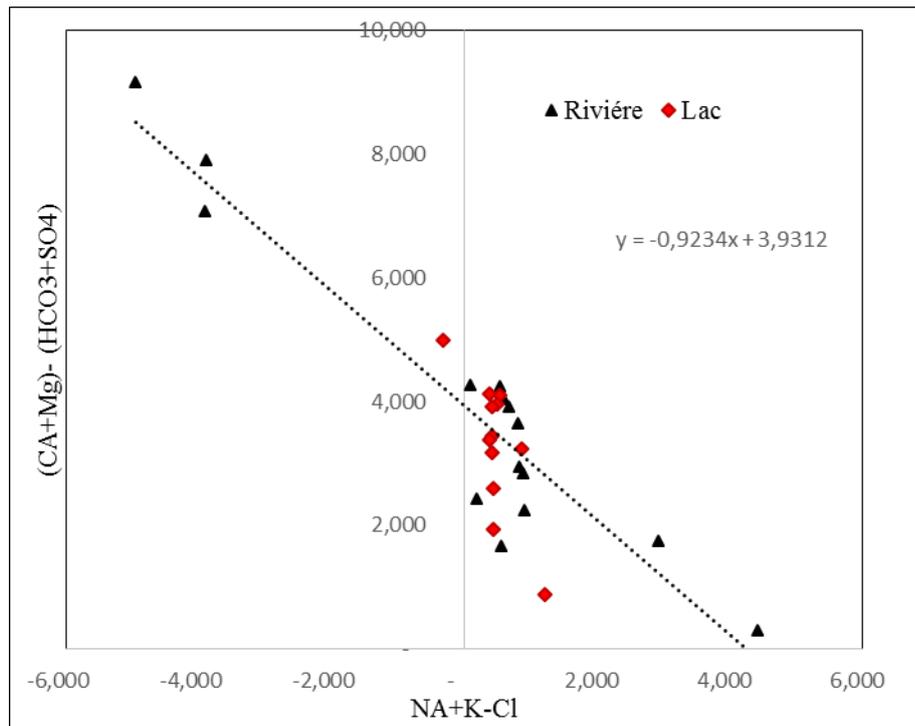


Figure 63 : Diagramme $((Ca^{2+} + Mg^{2+}) - (HCO_3^- + SO_4^{2-}))$ vs $(Na^+ + k^+ - Cl^-)$ en période humide

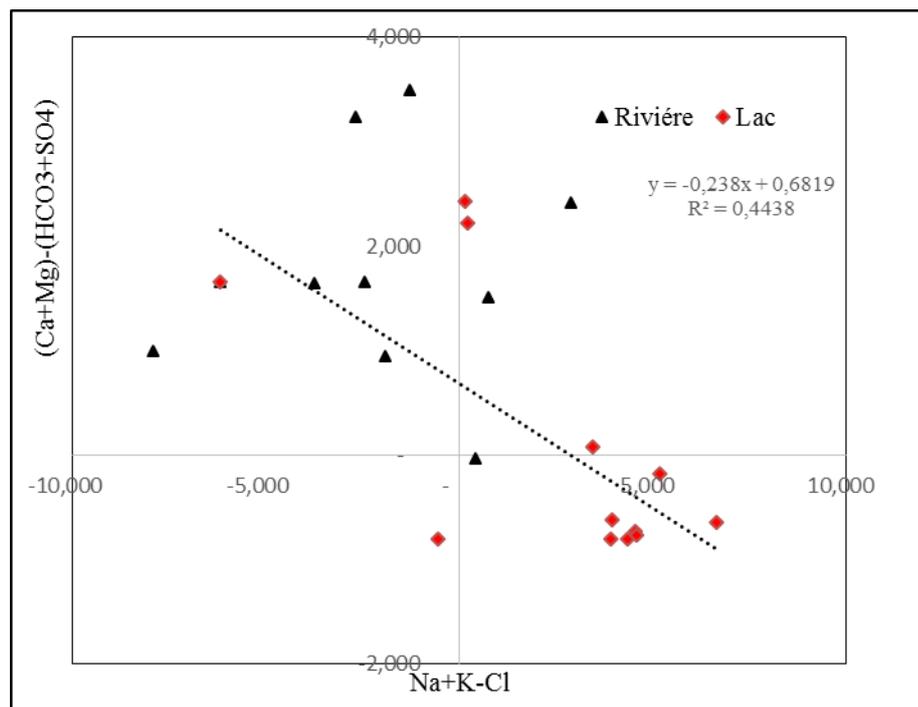


Figure 64 : Diagramme $((Ca^{2+} + Mg^{2+}) - (HCO_3^- + SO_4^{2-}))$ vs $(Na^+ + k^+ - Cl^-)$ en période sèche

En plus de ce diagramme, les indices Chloro-Alcalins ICA 1 et ICA 2 de Schoeller sont largement utilisés pour évaluer les réactions d'échange d'ions entre l'eau naturelles et les matériaux des versants et des aquifères à travers lesquelles ces eaux coulent. Lorsqu'il y a un échange entre le calcium ou le magnésium dans les eaux de surface avec le sodium et le

potassium dans le matériau de l'aquifère, les deux indices sont négatifs par contre, s'il y a un échange d'ions inverse, ces deux indices seront positifs (Schoeller, 1965, 1977).

Les valeurs de CAI négative pour les deux saisons (c.-à-d., CAI1 moyen = -0,16 et CAI2 moyen = -0,17 en période humide) et CAI1 moyen = -6,48 et CAI-2 moyen = -0,51 en période sèche) ont indiqué que le processus dominant dans les eaux de notre étude est l'échange d'ions normale, à l'exception des valeurs de trois point de la rivière durant la période humide qui sont positive donc le processus dominant dans ces trois points est l'échange d'ions inverse .

Donc il y a un échange entre le calcium ou le magnésium dans les eaux de surface avec le sodium et le potassium dans le matériau de l'aquifère mais pour les points positive c'est le contraire, (Figure 65 et 66).

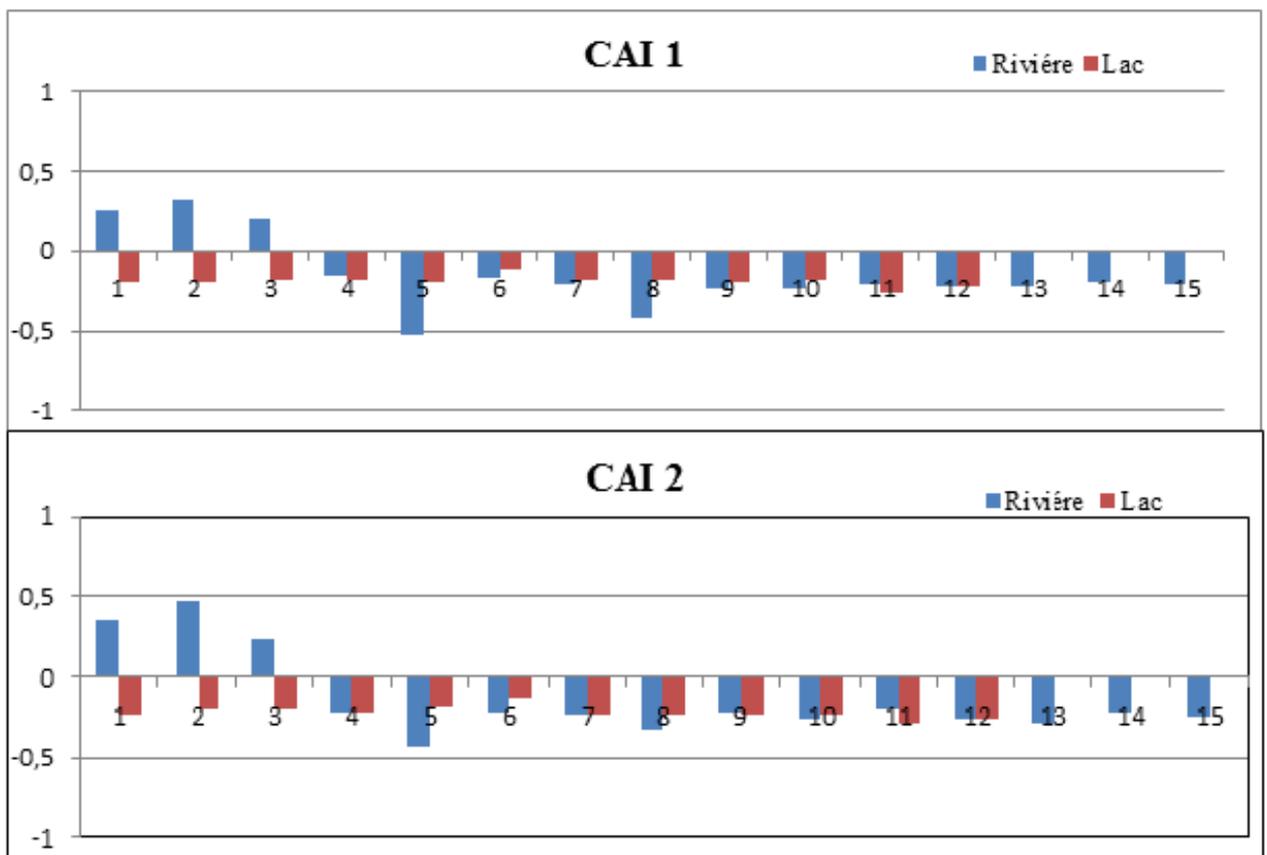


Figure 65 : Indices chloro-alcalins 1 et 2 (CAI 1 et CAI 2) pour les eaux de surface de la zone d'étude en période humide.

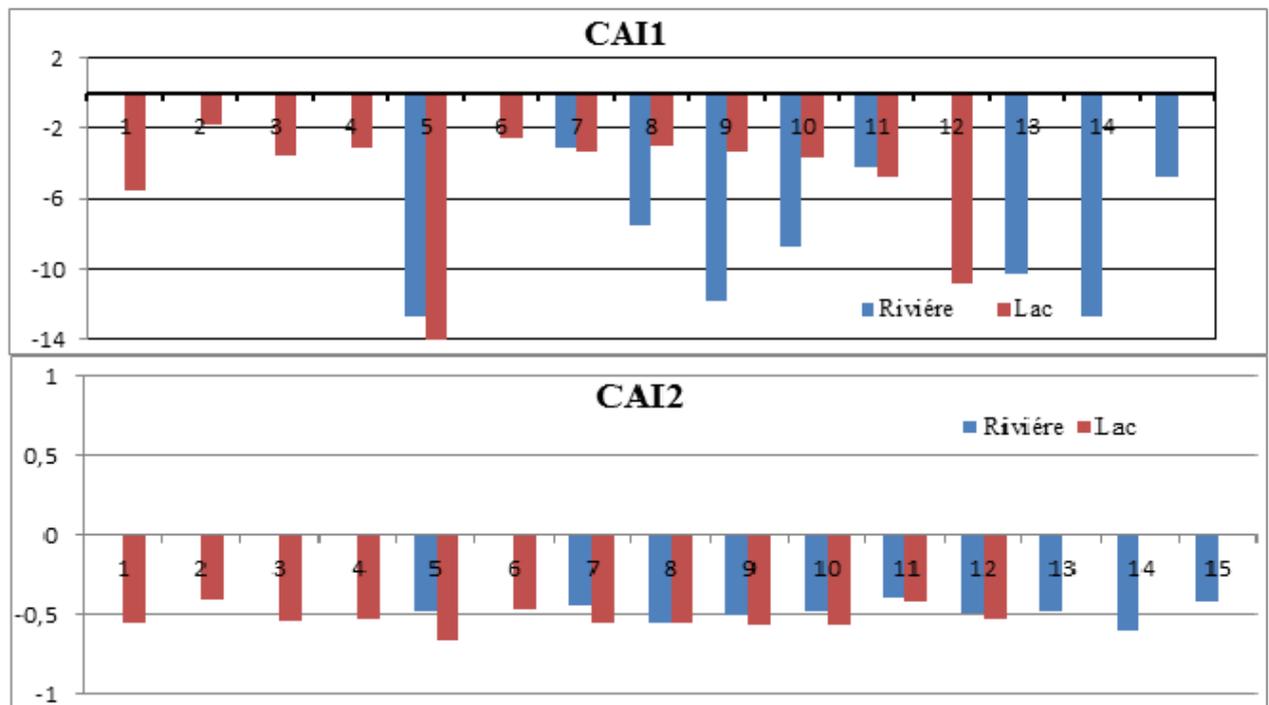


Figure 66 : Indices chloro-alcalins 1 et 2 (CAI 1 et CAI 2) pour les eaux de surface de la zone d'étude en période sèche.

2.3. Les rapports ($\text{Ca}^{+2} / (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-})$) et $((\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}) / (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}))$

Pour déterminer et préciser le processus d'altération dominant affectant les matériaux sources d'ions dans les eaux, les rapports ($\text{Ca}^{+2} / (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-})$) et $((\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}) / (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}))$ des concentrations en ces ions sont calculés. Si, ces rapports sont proches de 0,5, le processus d'altération dominant est la dissolution des carbonates (calcite et dolomite).

Afin de préciser ou clarifier la nature des carbonates dissoute, le rapport $\text{Ca}^{+2}/\text{Mg}^{+2}$ est utilisé (Raghunath, 1987). Si, $\text{Ca}^{+2}/\text{Mg}^{+2} \leq 1$, la dissolution de la dolomite est favorisée ; si, $\text{Ca}^{+2}/\text{Mg}^{+2}$ est entre 1 et 2, ceci qui indique la dissolution de la calcite, par contre si $\text{Ca}^{+2}/\text{Mg}^{+2} > 2$ ceci indique la dissolution des minéraux silicatés, qui apportent du calcium et du magnésium aux eaux de surface et souterraines (Tahoori et al, 2014). Le calcul de ce rapport dans les eaux étudiées montre que :

- En période humide :

Pour les eaux de surface de Hammam Grouz, les valeurs calculées de $(\text{Ca}^{+2} / (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}))$ et $((\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}) / (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}))$ s'étalent entre 0,79 à 1,84 et 1,28 à 2,75 respectivement en période humide sont supérieures à 0,5. Ce qui suggère que le processus dominant n'était pas seulement la dissolution du carbonate mais d'autres processus liés à d'autres sources participaient à la salinisation globale des eaux étudiées (Fig 67).

La majorité des échantillons (74 %) ont un rapport Ca/Mg compris entre 1 et 2 ($2 > \text{Ca}/\text{Mg} > 1$), ce qui indique une altération et donc dissolution de la calcite et de la dolomite. Cependant,

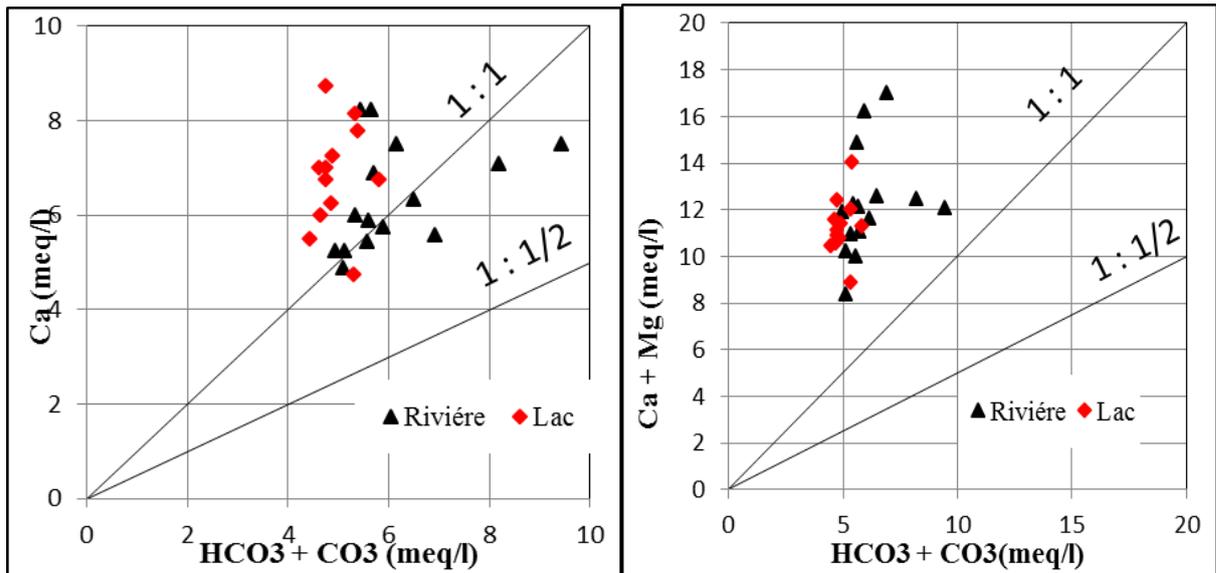


Figure 67 : Les rapports $(Ca^{+2} / (HCO_3^{-3} + CO_3^{-3}))$ et $((Ca^{+2} + Mg^{+2}) / (HCO_3^{-3} + CO_3^{-3}))$ en période humide

Les échantillons ayant un rapport $Ca/Mg > 2$ témoignent d'une altération des minéraux silicatés. La présence des carbonates et des silicates dans les sédiments favorisent le processus d'altération de ces matériaux. Le tracé du diagramme de dispersion Ca/Mg des échantillons d'eau de surface dans la région d'étude en période humide (Fig 68) indique que le processus dominant est la dissolution des carbonates (calcite et dolomite) associée en faible proportion à l'altération des minéraux silicatés.

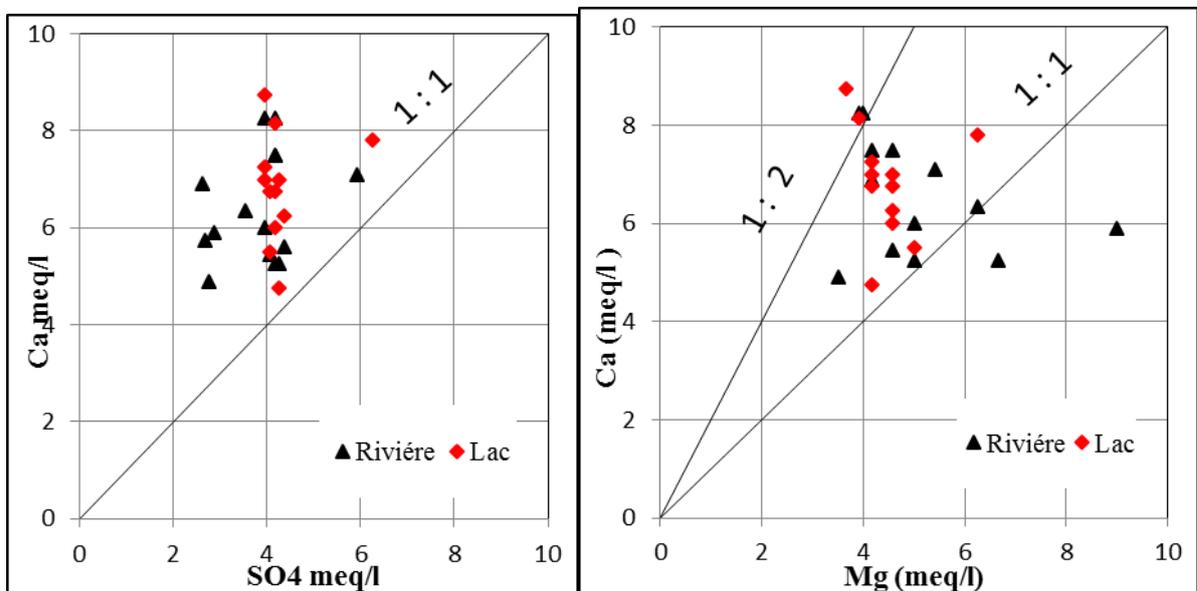


Figure 68 : les rapports (Ca^{+2} / Mg^{+2}) et (Ca^{+2} / SO_4^{-2}) en période humide

De ce qui précédait, il s'avère que l'excès en ions Ca^{+2} et Mg^{+2} n'est pas seulement le résultat de la dissolution des carbonates mais peut-être dû aussi à l'altération des minéraux silicatés ou

encore à d'autres minéraux tels que les sulfates comme le gypse (Mahaqia et al, 2020), vue l'importance du SO_4^{2-} dans ces eaux.

Pour vérifier cette hypothèse, on a calculé le rapport $\text{Ca}^{+2} / \text{SO}_4^{-2}$ dans les eaux. En cas où le Ca^{+2} provient que de la dissolution du gypse, ce rapport sera presque égal à 1 (Garrels et Mackenzie, 1971). Le calcul du rapport $\text{Ca}^{+2} / \text{SO}_4^{-2}$ dans les eaux de surface, dans notre bassin, est bien supérieur à 1 (Fig 68) ; il varie de 1,11 à 2,62, ceci suggère que le Ca^{+2} ne provient pas que de la dissolution du gypse mais, aussi d'autres minéraux (carbonates et silicates) comme il est prouvé plus haut.

-En période sèche : D'après les résultats des graphes (Fig 69), les valeurs de $\text{Ca}^{+2} / (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^-)$ et $(\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}) / (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^-)$ de notre étude dans la période sèche étaient de 0,79 à 1,50 et 0,33 à 3,22 respectivement donc, ils sont proche ou supérieures à 0,5 ce qui montre que le processus dominant n'était pas seulement la dissolution du carbonate mais d'autres processus ont provoqué.

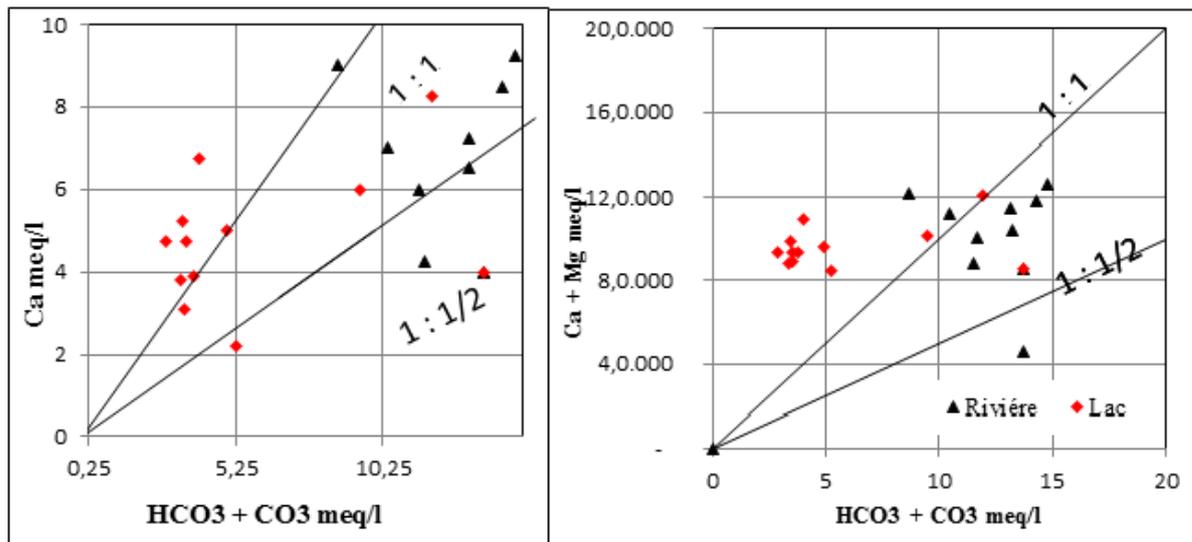


Figure 69 : Les rapports $(\text{Ca}^{+2} / (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^-))$ et $((\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}) / (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^-))$ en période Sèche

Le diagramme de dispersion $\text{Ca}^{2+} / \text{Mg}^{2+}$ (Fig 70) montre que le plus des échantillons avaient un rapport $\text{Ca}^{2+} / \text{Mg}^{2+} < 1$, l'excès de Mg (surtout dans la rivière) peut être lié à la présence d'une autre source de Mg que la dissolution de la dolomite. L'autre source de Mg peut provenir de la dissolution d'aluminosilicates, comme les biotites et les chlorites (Jalali, 2005).

Quelques échantillons avaient un rapport $\text{Ca}^{2+} / \text{Mg}^{2+}$ entre 1 et 2 indiquaient la dissolution de la calcite. Seule un échantillon avait un rapport supérieur à 2, ce qui montrait l'effet des minéraux silicatés qui contribuent au calcium et au magnésium dans les eaux souterraines (Raghnath, 1987).

Donc les sources dominant sont la calcite et la dolomite et aluminosilicates

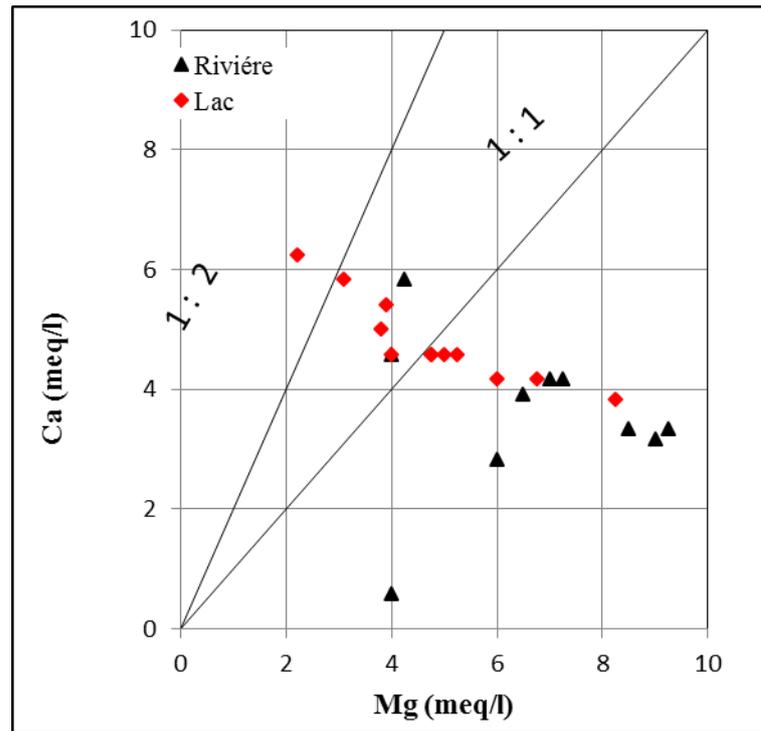


Figure 70 : les rapports ($\text{Ca}^{+2} / \text{Mg}^{+2}$) en période sèche.

3. Diagrammes ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) - $\text{Cl}^- / \text{Cl}^-$ et $\text{Na}^+ / \text{Cl}^-$:

Le diagramme ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) - Cl^- est souvent utilisée pour identifier les mécanismes d'acquisition de la salinité dans les régions semi-arides et arides. Dans ces régions, l'évaporation provoque, en général, une augmentation des concentrations de tous les ions dissouts dans l'eau. Cependant, si le processus d'évaporation est dominant et qu'aucune espèce minérale n'est précipitée dans ces eaux, le rapport ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) / Cl^- reste inchangé (Lalaoui et al, 2020). Par conséquent, la projection des points d'eau considérés sur le diagramme (($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) / Cl^-) - Cl^- donnerait une ligne horizontale indiquant une augmentation des concentrations des eaux en ces éléments par évaporation et transpiration. Aussi, si, les ions Na^+ et K^+ dans les échantillons d'eau proviennent de la dissolution des sels (halite et sylvite), alors le rapport ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) / Cl^- est d'environ 1 ; par contre, si Na^+ et K^+ sont le résultat d'une réaction d'altération de silicates, alors ce rapport est supérieur à 1 (($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) / Cl^-) > 1). (Zhang, 2018).

- **En période humide :** Le rapport ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) / Cl^- dans la plupart des échantillons est d'environ 1 ; il varie de 0,59 à 1,37 avec une moyenne de 1,02. La projection des échantillons d'eau étudiés dans le diagramme ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) - Cl^- (Fig 71), montre que la plupart des échantillons sont situés autour de la ligne de tendance 1: 1 indiquant la dissolution du sel (halite et sylvite). Cependant, les échantillons se trouvant en dessous de la ligne 1: 1 montrent un excès de Cl^- , soulignant que le déficit $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ est due à un processus d'échange d'ions inverse dans les eaux

impliquant un échange de $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ des eaux avec Ca^{2+} et Mg^{2+} des roches. Aussi, nous notons que cet excès en Cl^- peut provenir de rejets ménagers.

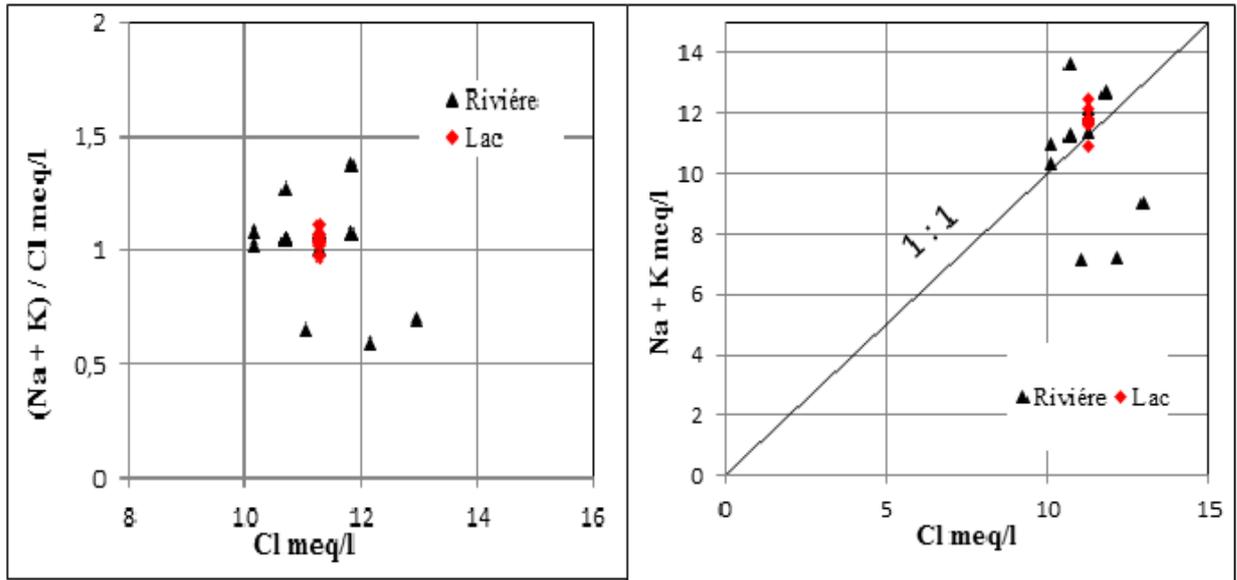


Figure 71 : les rapports $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) - \text{Cl}^- / \text{Cl}^-$ et $(\text{Na}^+ / \text{Cl}^-)$ en période humide

- **En période sèche** : Le rapport $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) / \text{Cl}^-$ des eaux varie de 0,92 à 1,33 avec une moyenne de 1,08. La projection des échantillons d'eau étudiés dans le diagramme $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) - \text{Cl}^-$ (Fig72), montre que la plupart des échantillons sont situés autour de la ligne 1: 1 indiquant la dissolution du sel (halite et sylvite). Cependant, les échantillons se trouvant au-dessus de la ligne 1: 1 montrent un excès de $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ indiquent une participation des feldspaths dans la minéralisation des eaux suite à un échange de base dans les eaux impliquant un échange de Ca^{2+} et Mg^{2+} des eaux avec $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ des roches.

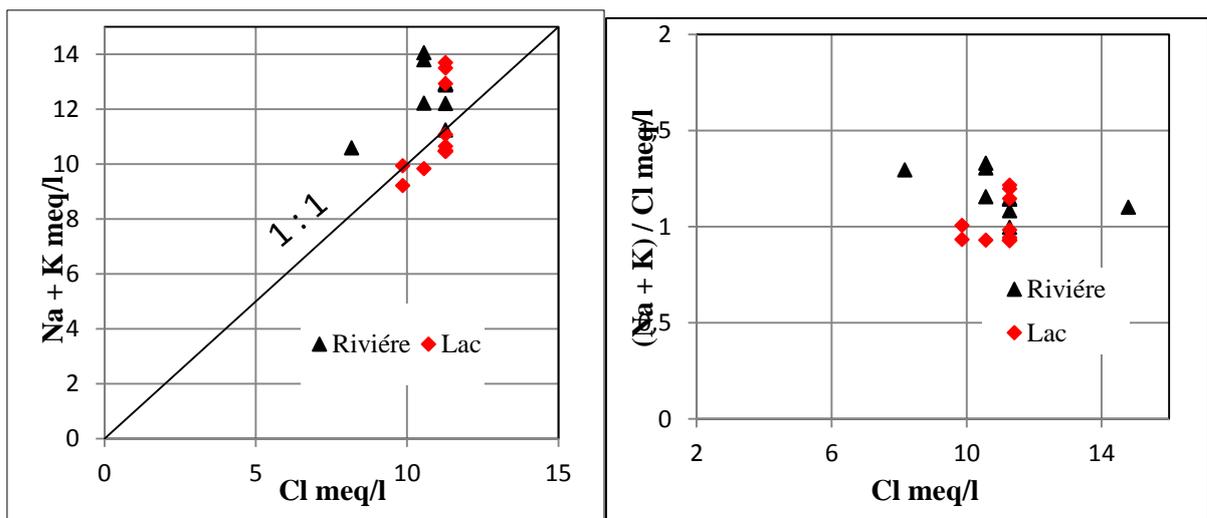


Figure 72 : les rapports $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) - \text{Cl}^- / \text{Cl}^-$ et $(\text{Na}^+ / \text{Cl}^-)$ en période sèche

Conclusion :

La compréhension de la minéralisation des eaux souterraines est nécessaire pour conserver et gérer cette ressource afin qu'elle puisse répondre aux besoins en eau actuels et futurs des utilisateurs. Pour déterminer l'influence des différents paramètres sur la minéralisation des eaux, plusieurs méthodes ont été menées telles que les diagrammes de Piper, Chadha et Schoeller

L'approche hydro chimique montre l'existence de deux faciès durant la période humide : un faciès chloruré sodique et potassique ou sulfaté sodique et un faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien ; alors qu'en en période sèche, trois faciès se distinguent : un faciès chloruré sodique et potassique ou sulfaté sodique, un faciès chloruré et sulfaté calcique et magnésien pour les eaux de lac et un autre bicarbonaté sodique et potassique pour les eaux de la rivière.

Le diagramme de Gibbs montre que l'origine de minéralisations des eaux en période humide est principalement l'interaction l'eau-roche ; cependant en période sèche, c'est l'interaction l'eau-roche qui domine pour les eaux de rivière, par contre, au niveau des eaux du lac c'est surtout le phénomène d'évaporation qui diminue.

L'étude de l'origine des principaux éléments majeurs présents dans les eaux révèle que :

- les Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{-2} et HCO_3^- proviennent d'une simple dissolution de la calcite, de la dolomie et du gypse, avec une participation de silicates pour Ca^{2+} ; alors que le Na^+ et le Cl^- proviennent majoritairement de la dissolution de l'halite.

- le processus d'échange ionique dominant dans les eaux étudiées est l'échange normal d'ions, où un échange entre le calcium ou le magnésium dans les eaux de surface avec le sodium et le potassium dans les matériaux du bassin versant.

CHAPITRE 5
APTITUDE DES EAUX A L'USAGE DOMESTIQUE ET
L'IRRIGATION

Introduction :

Ce chapitre traite de l'évaluation de la qualité des eaux du barrage Hammam Grouz (Rivière et Lac) et leur aptitude à l'usage domestique (AEP) et l'irrigation par l'exploitation des résultats des mesures et des analyses des différents paramètres physico-chimiques réalisés durant les deux (02) campagnes d'échantillonnage (Saison humide et Saison sèche) à l'aide de l'utilisation de diverses méthodologies et indices de qualité appropriés.

1. Adéquation de l'eau de surface à la consommation :

L'adéquation des eaux de surface à l'usage domestique ou à la consommation humaine est directement liée à la présence de substances et/ou paramètres bio-physico-chimiques et leurs concentrations dans ces eaux. Les problèmes de santé et les maladies liés à la contamination de l'eau potable constituent un fardeau majeur pour la santé humaine et donc, l'évaluation et le suivi régulier de la qualité de l'eau potable demeure l'une des plus grandes priorités à entreprendre pour éviter ces problèmes (OMS, 2017). Les caractéristiques physiques et les contenus en substances chimiques et biologiques dans l'eau destinée à la consommation humaine (AEP) ne doivent pas dépasser les normes (valeurs limites) recommandées par l'OMS pour la qualité de l'eau potable. Cependant, l'aptitude de l'eau à être potable pour l'utilisation humaine peut être évaluée ou déterminée par de multiples méthodes. La comparaison des valeurs des paramètres physico-chimiques des eaux étudiées avec les normes de potabilité (normes OMS ou locales (normes algériennes) (Annexe 8), l'indice de la qualité de l'eau (IQE), l'indice de pollutions des eaux par les éléments traces métalliques souvent nommés métaux lourds (HPI), le facteur de contamination (FC) et la pollution organique (IPO) ont été utilisés afin d'évaluer la qualité de l'eau de surface à la consommation humaine dans la présente étude.

1.1. Les caractéristiques des paramètres physico-chimiques des eaux et leur aptitude à l'AEP (usage domestique) :

Les résultats analytiques des paramètres physiques et chimiques des eaux de surface du Barrage Hammam Grouz pour les deux campagnes d'échantillonnage ont été comparés aux normes ou valeurs guides recommandées par l'OMS pour la consommation humaine et à des fins de santé publique (tableau 9, tableau 10). Les concentrations d'ions, tels que Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- et SO_4^{2-} sont inférieures aux limites maximales admissibles pour la consommation humaine durant les deux périodes (saison humide et saison sèche), par contre, 92,6% et 86,36% des échantillons dépassent les limites maximales admissibles pour Na^+ en période humide et sèche respectivement. Les concentrations en NO_3^{2-} des eaux varient de 13,2 à 124 mg/L en période humide dont seuls 18,52% des échantillons d'eau de rivière ont un niveau de nitrate ne dépassant pas la limite maximale admissible pour l'eau potable (50 mg.l-1). Par contre les contenus en NO_3^{2-} des eaux sont inférieurs aux limites maximales admissibles en période sèche ; ceci

indique que l'eau de surface dans la région d'étude est impropre à la consommation et pose des problèmes de santé publique en période humide en raison de son contenu élevé en NO_3^{2-} . Alors que, les concentrations en phosphate et en phosphore (PO_4^{-3} , P) des eaux sont très inférieures aux limites maximales autorisées pour des eaux de consommation durant les deux périodes (tableau1).

Pour les éléments traces, les teneurs en Fe^{total} , Al^{3+} , Cu^{2+} et Mn^{2+} dans les échantillons d'eau se situent dans les limites admissibles de l'OMS pour 78,78%, 92,6%, 92,6% et 100% du total des échantillons analysés en période humide ; et pour 50%, 45,45%, 54,54% et 100% durant la période sèche respectivement.

Pour les nutriments NH_4^- , NO_2^- , $\text{Si}(\text{OH})_4^-$, les concentrations des eaux en ces ions, en période humide, se situent dans les limites admissibles recommandées par l'OMS pour 96,29%, 14,81% et 96,26 % respectivement. Par contre, en période sèche, leurs concentrations dépassent les limites admissibles pour 100%, 86,36% et 95,45% des échantillons analysés. Les eaux de surface sont donc impropres à la consommation et à la santé publique durant la période sèche à cause de l'élévation du nutriment donc la présence d'une pollution.

La CE et le TDS des eaux de surface, en période humide, sont inférieures aux limites maximales permises pour les eaux de consommation qui est de 2000 $\mu\text{s}/\text{cm}$ et 900 mg/l respectivement, dans la plupart des échantillons d'eau (96,3 %) et (92,59 %) respectivement. Par conséquent, les valeurs du TDS et de la CE, dans les eaux de surface étudiées, sont considérées satisfaisantes et ces eaux peuvent être utilisées pour usage domestique sans aucun risque en tenant compte de ces deux paramètres. Par contre, en période sèche, une grande augmentation de ces deux paramètres dont 77,27 % des échantillons d'eau dépassent les valeurs maximales permises pour la CE et le TDS (2000 $\mu\text{s}/\text{cm}$ et 900mg/l). Donc, les eaux de surface en période sèche sont impropres à la consommation et posent des problèmes de santé publique.

La projection du TDS en fonction du TH montre que :

- En période humide le graphique TDS - TH (Fig 73) montre que la plupart des échantillons d'eau de surface dans ces bassins versants sont des eaux dures et douces. Échantillons d'eau de remorquage (R3 et R8) avec un TDS élevé ($> 1000 \text{ mg l}^{-1}$) et TH ($> 400 \text{ mg l}^{-1}$) sont classés comme eau saumâtre très dure. TH d'eau est causée principalement par la présence de cations tels que le calcium et le magnésium et d'anions tels que sous forme de carbonate, de bicarbonate mais n'a pas d'effets indésirables connus.

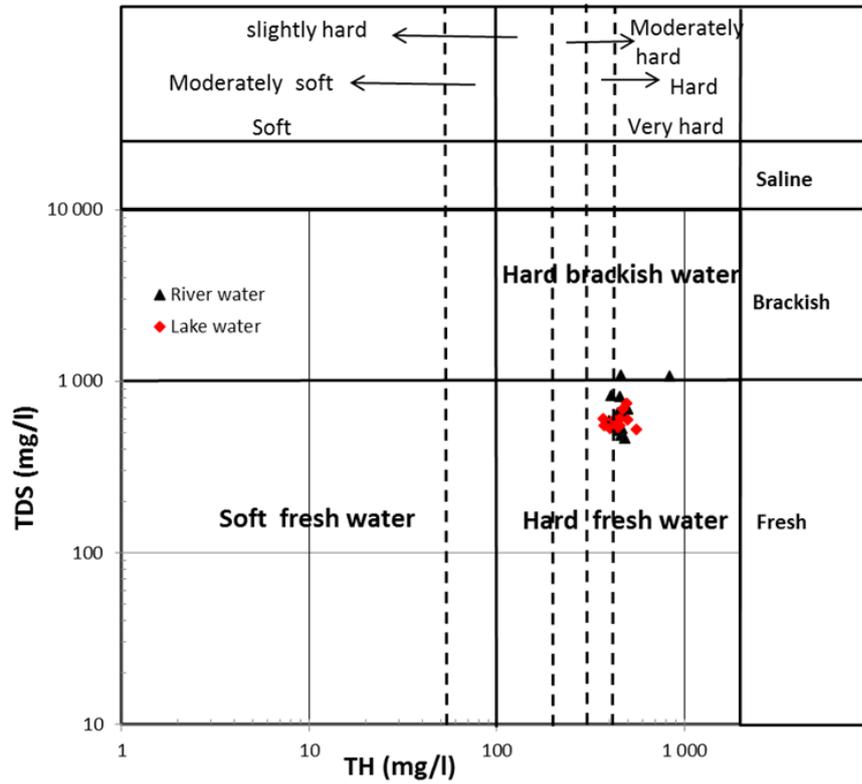


Figure 73 : le graphique TDS – TH en période humide.

- En période sèche le graphique TDS - TH (Fig74) montre que tous les échantillons d'eau de surface dans ces les bassins versants sont classés comme des eaux saumâtres dures.

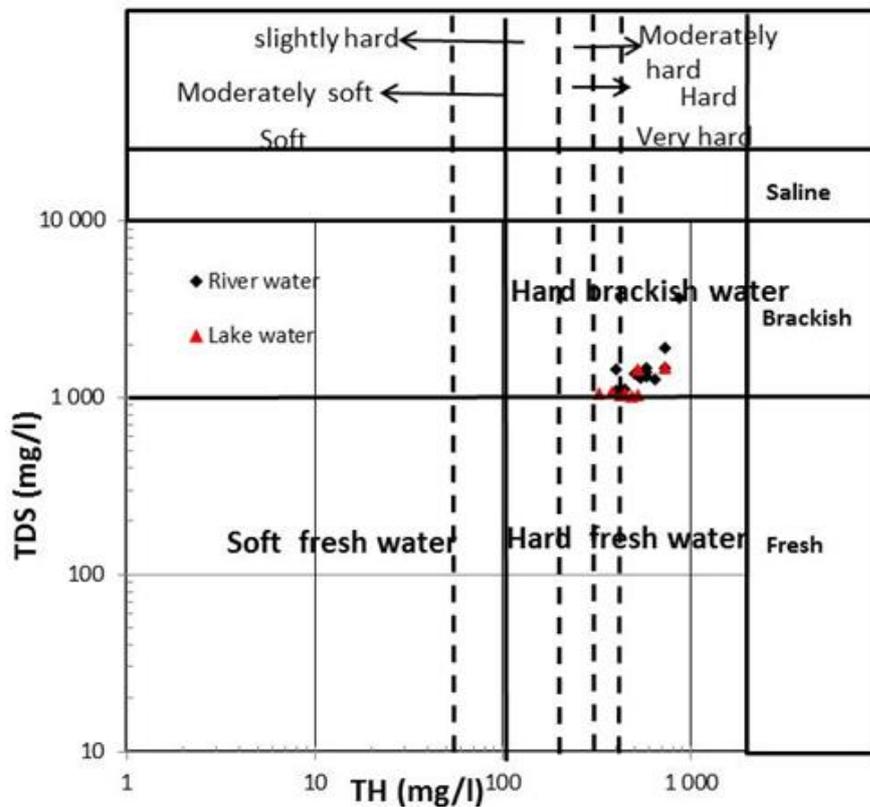


Figure74 : le graphique TDS – TH en période sèche

La dureté des eaux étudiées varie de 370 à 828 mg/l et 320 à 860 en période humide et sèche respectivement ; ceci indique que ces eaux appartiennent à la catégorie des eaux très dures (dureté > 300 mg/L en CaCO_3) (Haritash et al, 2008).

Quand, au pH, en période humide, toutes les valeurs des échantillons d'eau de surface se situent sont en dessous de la limite maximale permise qui est de 9.5 pour l'eau potable, où seulement 33,33 % des échantillons étudiés (20 % eau de rivière, 50 % eau du lac) dépassent les limites désirables pour l'eau de consommation. Par contre, en période sèche, tous les échantillons d'eau dépassent les limites permises sauf en deux points (R7 et R11) ; donc, ces eaux sont impropres à la consommation en période sèche.

Les valeurs de turbidité varient entre 1,11 et 234 NTU ; 50 % des de rivière et 91,66 % des eaux du lac en période humide et 95,45 % de notre échantillon d'eau en période sèche dépassent les limites maximales admissibles (10 NTU). Donc cette eau ne peut pas être utilisée à des fins domestiques à l'état brut durant les deux saisons.

En conclusion, les eaux de surface dans la zone d'étude sont impropres à la consommation et aux usages domestiques durant les deux saisons humide que sèche, en raison principalement des concentrations élevées de nitrates (en période humide), des éléments traces et nutriments (en période sèche) et de certains paramètres de qualité comme la turbidité. Dans cette région, les eaux de surface sont polluées par les rejets urbains directement dans les cours d'eau et les activités humaines principalement agricoles.

1.2. L'Indice de la Qualité de l'Eau (IQE) :

L'évaluation de la qualité de l'eau a été, aussi, réalisée à l'aide de l'Indice de Qualité de l'Eau (Water Quality Index) ; c'est une méthode très appréciée et largement utilisée dans l'évaluation de la qualité de l'eau potable. L'indice de qualité de l'eau (IQE) reflète l'influence composite des différents paramètres de qualité de l'eau sur sa potabilité et permet de décrire l'état global de la qualité de l'eau en un seul terme qui repose sur la comparaison des différents paramètres de qualité de l'eau avec les normes internationale ou nationales recommandées. Le WQI a été initialement conçu par Brown et al. (1970). Puis modifié par Backman et al, (1998). Selon les rapports de l'OMS(2004), l'utilisation de l'IQE aiderait à clarifier l'effet combinatoire de chaque paramètre ainsi que tous les paramètres qualitatifs sur la qualité de l'eau potable (Abbasnia et al, 2018). Le WQI a été largement appliqué pour surveiller la qualité de l'eau au cours des dernières années et est en fait une méthode pratique tenant compte des variables environnementales critiques, qui représentent les conditions de pollution d'un plan d'eau à un certain endroit (Hoseinzadeh et al, 2014 ; Effendi, 2016 ; Rabeiy, 2018; Zhang, 2019). La valeur

de chaque paramètre qualitatif est déterminée en fonction des normes recommandées et corrélée à d'autres paramètres.

Dans notre étude, le IQE est calculé en utilisant la méthode de l'indice arithmétique pondéré (Brown et al, 1970 ; Brown et al, 1972 ; Chatterji et Raziuddin, 2002 ; Yidana et Yidana, 2010, Talhaoui et al, 2020). Dans cette approche, Une valeur numérique appelée poids (wight), comprise entre 1 et 5, est attribuée à chaque paramètre, reflétant son degré d'influence sur la qualité de l'eau selon l'impact du contaminant sur la santé humaine (Rabeiy, 2018 ; Zhang et al, 2019). Les poids attribués aux différents paramètres physico-chimiques sont présentés dans le tableau12.

Trois étapes ont été suivies pour le calcul WQI. Dans la première étape c'est le poids relatif (Wi) de chaque paramètre qui a été déterminé à l'aide de l'équation (1) :

$$W_i = w_i / \sum w_i \quad (1)$$

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

La deuxième étape consiste au calcul de l'échelle de notation de la qualité (qi) à l'aide de l'équation (2) : $q_i = (C_i/S_i) \times 100$ (2)

Où qi : échelle de notation de la qualité, Ci : la concentration de chaque paramètre en mg/l et Si : la norme de l'OMS de chaque paramètre en mg/l.

Quand à la troisième étape au calcul du Sous-Indice de qualité (SIi) (équation 3) qui est le premier indice à déterminer pour calculer l'Indice de la Qualité de l'Eau à partir de la somme des Sous Indices de chaque paramètre ce qui permet de déterminer l'IQE de chaque échantillon (équation 4):

$$SI_i = W_i \times q_i \quad (3)$$

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

Tableau 13 : Poids des paramètres physico-chimiques

Paramètres chimiques	Norme de l'OMS (2008)	Facteur de poids (wi)	Poids relative (Wi)
PH	8,5	3	0,068
T	25	4	0,091
CE	900	3	0,068
TDS	600	3	0,068
Turb	5	2	0,068
TA	200	3	0,068
TH	100	3	0,045
Ca ⁺	75	2	0,045
Mg ⁺	50	2	0,045
Na ⁺	200	2	0,045
K ⁺	12	2	0,045
SO ₄ ²⁻	200	3	0,091
Cl ⁻	200	4	0,068
HCO ₃ ⁻	125	3	0,068
NO ₃ ⁻	50	5	0,114

Selon les valeurs des IQE, on classe les eaux naturelles en cinq types principaux (Ramakrishnaiah et al, 2009 ; Zhang, 2019), Tab 13.

Tableau 14 : Classification de l'eau selon l'IQE

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

Dans notre étude, l'Indice de qualité d'eau est calculé en tenant compte de quinze (15) paramètres physico-chimiques importants (pH, T°C, CE, TDS, TH, TA, Turbidité, Ca⁺, Mg⁺,

Na⁺, K⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, NO₃⁻) afin d'évaluer la qualité globale des eaux de surface du bassin Hammam Grouz durant les deux saisons (humide et sèche) de l'année 2020.

Durant la période humide, l'IQE calculé varie de 134,52 à 567,41 avec une valeur moyenne de 207,47 ce qui suggère que la qualité de l'eau de surface dans la région d'étude est de mauvaise à très mauvaise qualité avec trois (3) échantillons d'eau du lac qui sont impropres à la consommation. Au niveau des eaux de rivière, 80 % d'échantillons sont de mauvaise qualité et 20% de très mauvaise qualité ; alors qu'au niveau de lac, 25 % des échantillons sont de mauvaise qualité, 50 % de très mauvaise qualité et 25 % sont impropres à la consommation (Fig. 75). Cependant, on note que les valeurs de l'IQE les plus élevées et les points d'eau impropres à la consommation sont enregistrés dans le réservoir du barrage (lac) ; la pollution accentuée dans certains points du lac est due à des déversements sauvages de déchets observés sur site.

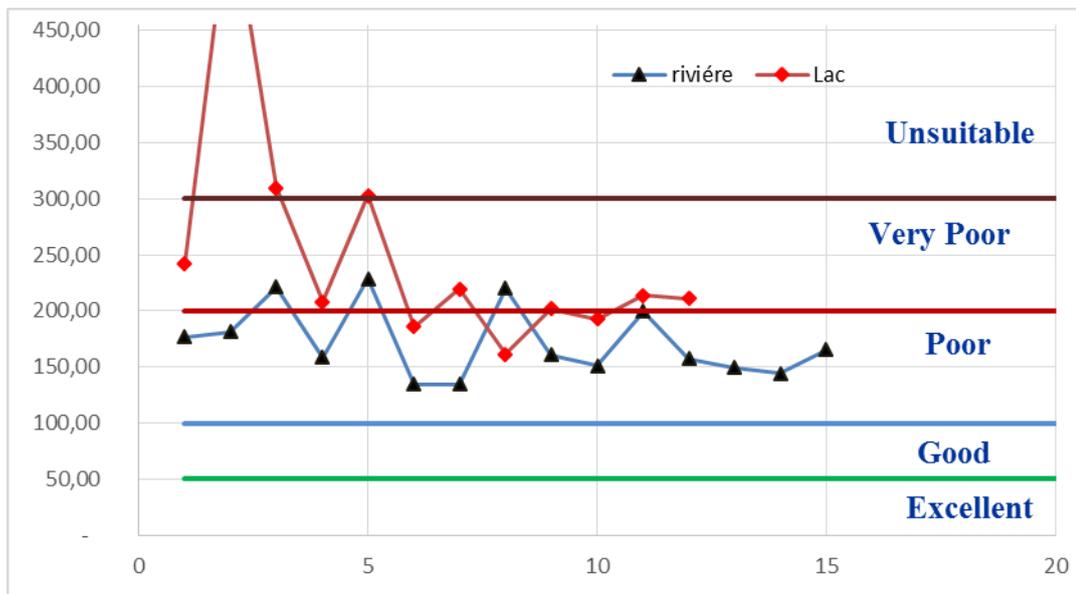


Figure 75 : L'Indice de la Qualité de l'Eau (IQE) - saison humide

Durant la période sèche, l'IQE varie de 222 à 1107,40 avec une valeur moyenne de 363,64 ; ce qui implique que ces eaux sont de très mauvaise qualité à impropre à la consommation. Pour les eaux de rivière, 50 % sont de très mauvaise qualité et 50 % des eaux impropres à la consommation ; alors que pour les eaux de lac, les valeurs de l'IQE indiquent que 75% des eaux impropres à la consommation et 25 % des eaux sont de mauvaise qualité. Les valeurs maximales de l'IQE sont enregistrées au niveau barrage réservoir, approuvant, comme en période humide, que la pollution des eaux de surface dans la région d'étude est plus accentuée au niveau des eaux du lac et elle est des eaux déversement et rejet sauvages de déchets près ou complètement dans ce dernier.

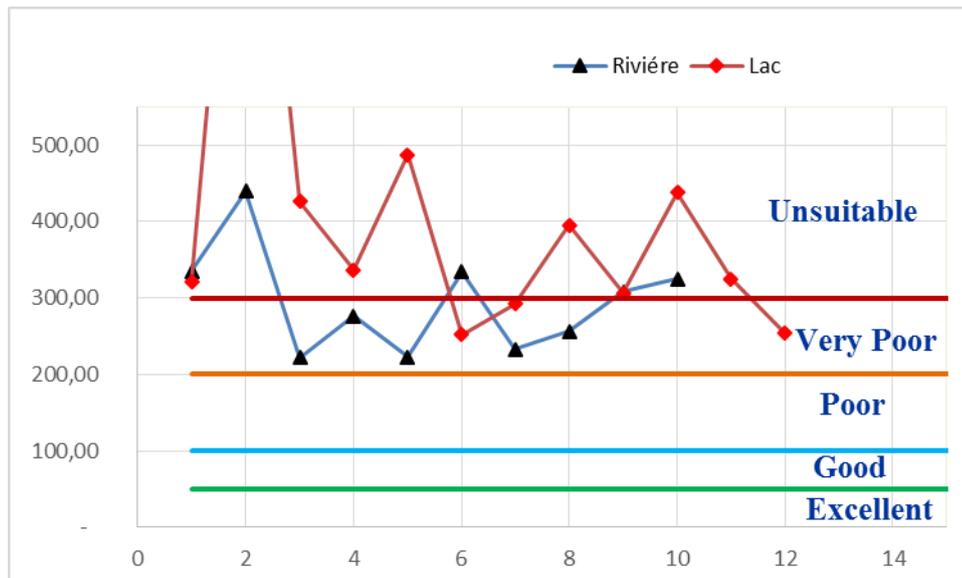


Figure 76 : L'Indice de la Qualité de l'Eau (IQE) en saison sèche

1.3. L'indice de pollution par les éléments traces métalliques-ETM (HPI) :

Le HPI (Heavy metal Pollution Index) est un indice proposé par Mohan et al. (1996). C'est un outil très efficace pour évaluer la pollution globale des eaux par les ETM (Prasad et Bose 2001 ; Edet et Offiong 2003 ; Giri et Singh, 2019). Cette méthode est basée sur la qualité arithmétique pondérée et elle est développée en deux étapes de base.

L'évaluation du HPI s'effectue en deux étapes clés ; la première étape consiste à établir une échelle de notation pour chaque pondération donnant le paramètre sélectionné (métal lourd) alors que la seconde, permet d'établir le paramètre de pollution sur lequel l'indice doit être basé (Singh et Kamal, 2016). Le système de notation est une valeur arbitraire comprise entre zéro (0) et un (1) dont sa sélection dépend de l'importance des considérations de la qualité individuelle des éléments considérés de manière comparative ou peut être évaluée en rendant les valeurs inversement proportionnelles à la norme recommandée (S_i) pour le paramètre considéré (Prasad et Bose, 2001 ; Djade et al, 2020).

Le calcul de HPI est donné par les équations suivantes :

$$HPI = \frac{\sum W_i * Q_i}{\sum W_i}$$

Où Q_i est le sous-indice du paramètre i . W_i est le poids unitaire du paramètre i , n est le nombre de paramètres considérés.

Le sous-indice (Q_i) du paramètre considéré est calculé par :

$$Q_i = \sum \left(\frac{M - I_i}{S - I_i} \right)$$

Où, M_i est la valeur surveillée du métal lourd du paramètre i ,

I_i est la valeur idéale du paramètre i ,

S_i est la valeur standard du paramètre i (dans note étude est nulle).

Le signe (-) indique la différence numérique des deux valeurs, en ignorant le signe algébrique.

Il est à noter que, les indices de pollution sont estimés pour toute utilisation spécifique de l'eau ; cependant, l'indice proposé, ici, est destiné aux besoins en eau potable et que la valeur critique du l'IPH pour l'eau potable est de 100 (Prasad et Bose ,2001).

Dans le calcul du HPI, présente étude, quatre (4) éléments traces (Cu, Fe, Mn, et Al) ont été utilisés. Le poids (W_i) de chaque élément a été pris comme l'inverse de la MAC ; S_i est la norme de l'OMS pour l'eau potable et la valeur guide pour l'élément choisi. Les valeurs calculées pour les eaux étudiées sont données dans les tableaux 14 et 15.

L'analyse des résultats obtenus (Tab. 14 et 15), montre que HPI des eaux de rivière, dans la zone d'étude, est inférieur à 100 (valeur limite du HPI) durant les deux saisons (SH : 72,04 ; SS : 58,19) ; ceci, indique que les eaux de l'Oued Rhumel et ses affluents ne sont pas polluées par rapport aux métaux lourds ; ceci, malgré les rejets urbains directs des différentes activités industrielles et connexes, surtout, dans la région de de Chelgoum Laid. Par contre, au niveau des eaux de lac (barrage réservoir), les valeurs obtenus pour le HPI dépassent la valeur permissible de 100 que ce soit en période humide et ou en période sèche (144,59 et 169,86 respectivement) et donc les eaux du barrage réservoir sont polluées par les métaux lourds. Cette pollution est due à des accumulations successives des ETM conduisant à une concentration de ces éléments dans les eaux du lac ; elle est accentuée, en période sèche, par le phénomène d'évapotranspiration provoqué par la sévérité du climat de la région (semi-aride) durant cette saison.

Tableau 15 : Les valeurs de HPI durant la saison Humide.

	Elément	La valeur (µg/l)	Si (µg/l)	Wi	Qi	Wi*Qi
Eaux de rivière	Fe	170	300	0,0033	56,66	0,188
	Al	240	200	0,0050	120	0,600
	Cu	257	2000	0,0005	12,85	0,006
	Mn	34	400	0,0025	8,50	0,021
				∑wi	0,0113	∑Wi*Qi
					HPI	72,049
Eaux du lac	Elément	La valeur (µg/l)	Si (µg/l)	Wi	Qi	Wi*Qi
	Fe	1040	300	0,0033	346,66	1,155
	Al	180	200	0,0050	90	0,450
	Cu	1150	2000	0,0005	57,50	0,028
	Mn	7	400	0,0025	1,75	0,004
				∑wi	0,0113	∑Wi*Qi
					HPI	144,589

Si : valeurs standard permmissible ; Wi : poids relative

Tableau 16 : Les valeurs de HPI durant la saison sèche.

Eaux de rivière		La valeur (µg/l)	Si (µg/l)	Wi	Qi	Wi*Qi
	Fe	303,7	300	0,0033	101,23	0,33
	Al	103	200	0,0050	51,50	0,25
	Cu	858	2000	0,0005	42,90	0,02
	Mn	69	400	0,0025	17,25	0,04
				∑wi	0,0113	∑Wi*Qi
					HPI	58,19
Eaux dulac		La valeur (µg/l)	Si (µg/l)	Wi	Qi	Wi*Qi
	Fe	613	300	0,0033	204,3	0,68
	Al	454	200	0,0050	227	1,13
	Cu	2162	2000	0,0005	108,1	0,05
	Mn	88	400	0,0025	22	0,05
				∑wi	0,0113	∑Wi*Qi
					HPI	169,86

1.4. Facteur de contamination (FC)

Le facteur de contamination est un indice introduit par Hakanson (1980), il s'agit un outil simple et efficace d'évaluation et de surveillance de la contamination du milieu par les éléments traces métalliques (Shen et al, 2019). Le FC s'exprime par le rapport entre la concentration de l'élément mesurée dans le milieu (eau) et la concentration de référence ou norme. Dans le cadre

de cette étude, la valeur guide de l'OMS pour les eaux de consommation, est prise comme valeur de référence dans le calcul du FC (Djade et al, 2020), donnée par l'équation suivante :

$$FC = C_{Ai} / C_{Ni} \quad \text{OÙ } C_{Ai} : \text{Concentration de l'ETM mesuré dans l'eau.}$$

C_{Ni} : Valeur guide de référence.

Cet indice est classé en quatre catégories selon Hakanson (1980) :

- $FC < 1$ = faible contamination ;
- $1 < FC < 3$ = contamination modérée ;
- $3 < FC < 6$ = contamination considérable ;
- $FC > 6$ = Très forte contamination.

1.5. Degré de contamination (Dc) :

Le degré de contamination est utilisé comme référence pour évaluer le niveau de contamination des eaux par les métaux (Belkhiri et al. 2018). Il ne prend pas en compte le niveau de pollution des eaux. Le degré de contamination a été calculé à partir de l'équation suivant : $DC = \sum FC$

La valeur Dc résultante identifie les zones de niveaux de contamination variables qui sont regroupées en trois catégories comme suit (Edet et Offiong 2002 ; Yari et Sobhanardakani, 2016 ; El-Hamid et Hegazy, 2018 ; Djade et al, 2020) :

- Faible ($Dc < 1$),
- Moyen ($Dc = 1-3$)
- Élevé ($Dc > 3$).

Les valeurs calculées du FC et du Cd pour chaque échantillon des eaux étudiées sont présentées dans l'annexe 6.

Les valeurs moyennes pour chaque élément sont présentées dans le tableau 16

Tableau17 : Les valeurs(Max, Min, Moy) des FC et Cd en saison humide.

	ETM	Facteur de contamination (FC)			degré de contamination (Dc)		
		Max	Min	Moy	Max	Min	Moy
Eaux de rivière	Fe	1,50000	0,166666	0,566666	1,500	0,166	0,566
	Al	0,00050	0,000000	0,000120			
	Cu	0,00032	0,000000	0,000128			
	Mm	0,00002	0,000005	0,000008			
Eaux du lac	ETM	Max	Min	Moy	31,340	0,466	3,490
	Fe	31,33333	0,466667	3,488888			
	Al	0,00430	0,000000	0,000900			
	Cu	0,00240	0,000050	0,000576			
	Mm	0,00006	0,000010	1,833333			

Tableau 18 : Les valeurs (Max, Min, Moy) des FC et Cd en saison sèche.

	ETM	Facteur de contamination (FC)			degré de contamination (Dc)		
		Max	Min	Moy	Max	Min	Moy
Eau de rivière	Fe	1,90	0,02	1,01	4,80	0,13	1,97
	Al	1,80	0,05	0,51			
	Cu	1,05	0,06	0,42			
	Mm	0,05	0,00	0,01			
	ETM	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy
Eau du lac	Fe	4,26	0,566	2,04	13,51	1,20	5,41
	Al	7,00	0,300	2,27			
	Cu	3,20	0,220	1,08			
	Mm	0,04	0,005	0,02			

D'après les tableaux 16 et 17, en période humide, la majorité des valeurs du FC sont inférieures à 1 sauf pour les points R8 et R13 (1,5 et 1,1 respectivement). Alors que les valeurs du Dc varient entre 0,16 et 1,50 avec une moyenne de 0,65 dans les eaux de l'oued ; ceci indique que ces eaux sont faiblement à moyennement contaminées. Par contre, dans les eaux du lac, on constate une augmentation du FC du fer (Fe) surtout au niveau du point L5, conduisant à l'augmentation du Dc jusqu'à une valeur de 31,43 avec une moyenne de 3,49. Ce qui explique le degré élevé de contamination des eaux de barrage réservoir dans le point L5 alors qu'il est faible à moyen dans les autres points.

Durant la période sèche, les valeurs de FC augmentent pour le Fe, Al et Cu ; le Dc varie entre 0,13 et 4,8 avec une moyenne de 1,97 ; ceci montre que les eaux de rivière, en période sèche, sont faiblement (R12 et R13), moyennement (R5, R8, R9, R10 et R15) et fortement contaminées (R7, R11 et R14). Alors que dans les eaux du lac, les valeurs de FC et Dc augmentent durant cette saison et par conséquent, on enregistre une augmentation de la contamination des eaux. Le Dc varie de 1,20 à 13,51 avec une moyenne de 5,41 indiquant une contamination élevée dans les eaux du barrage réservoir en période sèche ; ce qui confirme les résultats obtenus pour HPI.

1.6. Indice de pollution organique (IPO) :

Afin d'évaluation le degré de la pollution organique, l'Indice de Pollution Organique (IPO) (Leclercq et Vandevenne, 1987) a été calculé à partir des mesures des principaux nutriments analysés à savoir l'ammonium, les nitrites et les orthophosphates. Selon Leclercq (2001), cet indice peut être évalué à partir des concentrations de ces trois paramètres, du fait qu'ils sont déjà des formes minérales, résultant directement de la minéralisation des matières organiques

et reflètent bien la pollution organique (Zinsou, 2016). L'IPO c'est la moyenne de ces trois éléments dans le même point.

Selon, les valeurs de l'IPO des différents éléments polluants, on classe le niveau de pollution des eaux en 05 classes (Tab18) où l'IPO correspond à la moyenne des valeurs des classes pour chaque paramètre mesuré.

Tableau 19 : Limites des classes de l'Indice de Pollution Organique (Leclercq, 2001)

Classe	5	4	3	2	1
NH ₄ (mg/l)	< 0,1	0,1 – 0,9	2,4	2,5 - 6	>6
PO ₄ (µg/l)	15	16 - 75	76 - 250	251 - 900	> 900
NO ₂ (µg/l)	5	06-10	11-50	51 - 150	>150

IPO= moyenne des valeurs des classes des 03 paramètres :

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

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

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

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

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

Le Tableau 19 indique les valeurs calculées des différents indices de pollution organique en périodes humide et sèche des eaux étudiées.

L'analyse des résultats obtenus (Tab 19), montre qu'en période humide, l'indice de pollution organique (IPO) est de 2 ; 2,33 et 2,67. Ces faibles valeurs de l'IPO traduisent une forte pollution organique des eaux due à une faible minéralisation en matières organiques à l'exception des points L2 et L5 (IPO : 4 et 3 respectivement) qui montrent une pollution organique faible à modéré due à une absence de phosphore dans ces deux points. Cette pollution est le résultat des activités humaines dans la région d'étude qui engendrent une forte concentration de nutriments (azote et phosphore) et contribuent au déséquilibre des mécanismes naturelles de recyclages de ces nutriments dans les eaux (Sondergaard et al, 2003) plus que le lessivage des terres agricoles.

En période sèche, on remarque que les eaux de rivière sont fortement polluées avec des valeurs très faibles de l'IPO qui varient entre 1 et 1,3 ; alors que dans les eaux du lac, les valeurs de IPO augmentent sensiblement dont, on enregistre différents niveaux de pollution allant de modéré (IPO = 3) à très fort dans les points L1, L7, L11 et L12. Cette augmentation de la pollution organique en période sèche est surtout due à la rareté des précipitations (sécheresse) conduisant à une dilution faible de des substances nutritives.

Tableau 20 : Les valeurs calculé d'IPO en saison humide et sèche.

	Saison humide				Saison sèche			
	NH4 mg/l	NO2µg/l	PO4µg/l	IPO	NH4 mg/l	NO2µg/l	PO4µg/l	IPO
R1	5	2	1	2,67	-	-	-	-
R2	5	1	1	2,33	-	-	-	-
R3	5	1	1	2,33	-	-	-	-
R4	5	1	1	2,33	-	-	-	-
R5	5	1	1	2,33	1	1	1	1
R6	5	2	1	2,67	-	-	-	-
R7	5	1	1	2,33	1	1	1	1
R8	5	1	1	2,33	1	1	1	1
R9	5	1	1	2,33	1	1	1	1
R10	5	1	1	2,33	1	2	1	1,33
R11	5	1	1	2,33	1	1	1	1
R12	5	1	1	2,33	1	1	1	1
R13	5	1	1	2,33	1	1	1	1
R14	5	1	1	2,33	1	2	1	1,33
R15	5	1	1	2,33	1	1	-	1
L1	5	2	1	2,67	1	2	1	1,33
L2	5	3		4	4	2		3
L3	5	1	1	2,33	4	1	1	2
L4	5	1	1	2,33	4	1	1	2
L5	5	1		3	4	2		3
L6	5	1	1	2,33	4	1	1	2
L7	5	1	1	2,33	3	1	1	1,67
L8	5	1	1	2,33	4	1	-	2,5
L9	4	1	1	2	3	1	-	2
L10	5	2	1	2,67	3	2	-	2,5
L11	5	1	1	2,33	1	1	1	1
L12	5	1	1	2,33	1	1	1	1

2. Qualité des eaux pour l'irrigation :

La qualité de l'eau, utilisée en irrigation, est le premier facteur qui agit sur la salinisation des sols irrigués. En effet, si l'eau d'irrigation est de bonne qualité, le risque de salinisation des sols est éliminé et/ou diminué même si les autres facteurs influençant ce processus sont favorables. Cependant, une eau est dite "de bonne qualité" lorsqu'elle n'entraîne ni salinisation du sol irrigué ni sa désagrégation (Brady and Weil, 2002 ; Belaïde, 2010) par conséquent, les eaux d'irrigation doivent avoir des caractéristiques physico-chimiques bien spécifiques empêchant les sels minéraux contenus dans l'eau d'irrigation d'affecter négativement le sol (changements dans la structure du sol : perméabilité, aération) d'une part, et le bon développement de la plante de l'autre part (Person, 1978).

L'aptitude de l'eau à l'irrigation peut être évaluée non seulement à partir de sa concentration totale en sels, mais aussi par le type de sels ou ions qui la constituent. Du fait, Il est impératif d'étudier, soigneusement, l'ensemble des paramètres définissant les caractéristiques des eaux destinées à l'irrigation. Plusieurs paramètres sont couramment utilisés dans l'évaluation de l'aptitude des eaux à l'irrigation ; parmi lesquels : Le rapport d'adsorption de sodium (SAR), le rapport d'adsorption de Magnésium (MAR), le pourcentage de sodium (Na%), le Pourcentage de Sodium Soluble (SSP), le Carbonate du Sodium Résiduel (RSC) et Totaux des Solides Dissous (TDS) (Haritash et al 2008 ; Zaoui, 2017; Ndoye et el, 2018). Ces paramètres ont été utilisées afin d'évaluer la qualité des eaux pour l'irrigation dans notre région d'étude.

2.1. Rapport d'adsorption du sodium - SAR :

Le SAR est un paramètre efficace et très utilisé dans la détermination de l'adéquation des eaux de surface que souterraines à des fins d'irrigation ; car il s'agit d'une mesure du risque d'alcalinité du sodium pour les cultures. Des concentrations élevées en sodium (Na^+) dans l'eau d'irrigation peut détériorer la structure physique du sol principalement par le déplacement les cations échangeables Ca^{2+} et Mg^{2+} des minéraux argileux du sol conduisant à une diminution de sa perméabilité et par conséquent sa fertilité (Ramesh et al ,2012 ; Kundu et al, 2018). Ayres et Westcot (1985) a signalé que l'eau d'irrigation ayant des valeurs SAR supérieures à 6 - 9 peut induire un problème de perméabilité dans les types de sols gonflés et rétrécis. Dans le cas des fruits sensibles, la limite de tolérance du rapport d'adsorption du sodium dans l'eau d'irrigation ne doit pas dépasser 4, cependant, pour les cultures générales et les fourrages, une fourchette de 8 à 18 est généralement considérée comme utile (Bhat et al, 2018).

Le SAR est défini par Richards (1954) et se calcule par l'équation suivante :

SAR = $\text{Na}^+ / \sqrt{[\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}] / 2}$ où, tous les ions sont exprimés en méq/L.

Quatre classes de risque alcalin ont été définies (Tab 20).

Tableau 21 : Classification des eaux d'irrigation en fonction du SAR

Valeur de SAR	Qualité des eaux	Remarque
S.A.R. < 10	Eaux excellentes	eaux utilisées avec peu de danger d'alcalinisation des sols
10 S.A.R. 18	Eaux bonnes	eaux utilisées avec un danger appréciable d'alcalinisation
S.A.R. 26	Eaux convenables	eaux pouvant provoquer un danger d'alcalinisation
S.A.R. > 26	Eaux médiocres	eaux présentant un danger d'alcalinisation très fort

Le SAR a été calculé pour l'ensemble des échantillons d'eau dans la région d'étude pour les deux campagnes d'échantillonnage (Annexe 7). En période humide, les valeurs du SAR varient de 2,50 à 5,37 avec une moyenne de 4,47 alors qu'en période sèche, elles varient entre 2,88 et 6,42 avec une moyenne de 4,38. Toutes ces valeurs sont inférieures à 10 et donc ces eaux qualifiées comme eaux excellentes pour l'irrigation.

2.2. Pourcentage de sodium (Na%)

Le pourcentage de sodium (Na%), comme le SAR, est aussi un paramètre important dans l'évaluation des eaux destinées à l'irrigation, car une valeur élevée du Na % est indicatrice d'une eau douce tandis qu'une valeur faible signifie une eau dure. Le Na % permet une catégorisation des eaux d'irrigation en terme de perméabilité du sol car, la présence du sodium (Na⁺) dans l'eau réagit avec le sol en réduisant sa perméabilité et les utilisations répétées des eaux sodiques rendent le sol imperméable et des concentrations élevées des eaux d'irrigation en sodium conduisent au développement de sols alcalins ce qui entraîne un ralentissement ou freinage de la croissance des plantes (USSL, 1945). Car, si l'eau d'irrigation est chargée en ions sodium, le nombre d'ions Na⁺ combinés avec le sol augmente (échange avec Ca²⁺ et Mg²⁺ dans les argiles) et on assiste à une dégradation de structure du sol avec un gonflement des argiles à l'origine de l'imperméabilité du milieu ; dans ce cas, le processus de dessalement et de drainage, régulateur de la perméabilité des sols, risque alors d'être complètement stoppé conduisant à une dégradation des sols en questions et le freinage de la croissance.

Le % Na peut est calculé par l'équation suivante (Wilcox, 1955) :

$$\text{Na\%} = \frac{(\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{(\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2} + \text{Na}^+ + \text{K}^+)} * 100$$

où tous les ions sont en méq/L.

Selon la valeur du (Na%), on classe les eaux d'irrigation en fonction du risque sodique en cinq classes (Tab.21).

Tableau 22 : Classification des eaux d'irrigation en fonction du Na%

Classe	Qualité	Na%
Classe 1	Très bonne	< 20
Classe 2	Bonne	20 < Na% < 40
Classe 3	Admissible	40 < Na% < 60
Classe 4	Médiocre	60 < Na% < 80
Classe 5	Mauvaise	>80

Les valeurs de Na% calculées, pour les échantillons d'eau dans la région d'étude, varient de 30,72 à 58, 33 avec une valeur moyenne de 49,29 durant la période humide et entre 46,53 à 72,79 avec une moyenne de 54,73 durant la période sèche (Annexe 7). Ceci, montre, qu'en période humide, la majorité des eaux étudiées (88,88%) appartiennent à classe 3 (eaux admissibles) à l'exception de trois échantillons (11,11%) de rivière (R1, R2 et R3) qui sont classés comme eaux bonnes. En saison sèche, le même résultat s'exprime avec 88,88% d'échantillons qui sont des eaux admissibles et 11,11% des eaux bonnes (R5, R15 et L11) avec une répartition spatiale différente. Ces résultats montrent que ces eaux peuvent être utilisées en irrigation sans risque.

2.3. Rapport d'adsorption du magnésium (MAR) :

Le MAR est aussi, parmi les principaux critères qualitatifs qui déterminent la qualité de l'eau pour l'irrigation car il est directement lié à la dureté d'eau dont il exprime le pourcentage du rapport du Mg^{2+} au $(Mg^{2+} + Ca^{2+})$ où en général, le calcium et le magnésium vont maintenir un état d'équilibre dans la plupart des eaux. Cependant, quoi que le magnésium est un nutriment essentiel pour la croissance des plantes, son manque dans les sols ou excès dans les eaux d'irrigation provoque une réduction de la croissance et du rendement des cultures, par la transformation du magnésium échangeable dans les sols en alcalinité conduisant à leurs dégradation en provoquant des problèmes d'infiltration et donc de perméabilité des sols (Doneen, 1964, Singh et al, 2013 ; Gautam et al, 2015). Ainsi, la concentration en magnésium dans l'eau joue un rôle central dans le choix de la qualité de l'eau d'irrigation (Sappa et al, 2014). Car dans une eau à dominance de magnésium ($Ca / Mg < 1$) ou dans un sol magnésien ($(Ca / Mg)_{sol-eau} < 1$), l'effet potentiel du sodium et donc du SAR peut être légèrement augmenté (Rahman and Rowell, 1979). En dépassant les 50 %, MAR provoque un effet nocif sur les sols irrigués (Ayers et Westcot, 1985 ; Zaoui, 2017).

La MAR est calculé par la formule suivante (Szabolcs et Darab, 1964 ; Bhat et al, 2018) :

$$MAR = (Mg^{+2} / (Mg^{+2} + Ca^{+2})) * 100$$

Où les concentrations des ions Mg^{2+} et Ca^{2+} sont en méq/L.

Dans les eaux du Barrage de Hammam Grouz, les valeurs calculées du MAR varient entre 29,53 et 67,09 en période humide 85,18% d'échantillons d'eau ont un MAR de moins de 50% ; ce qui implique que ces eaux ne sont pas nocives (ne provoquent pas de danger magnésium) pour les sols irrigués pendant cette saison. Alors qu'en la période sèche, le MAR des eaux oscille entre 12,72 et 67,08 où seulement 55,55% des points ont un MAR inférieur à 50% ; ce qui nous permis de conclure que, durant la saison sèche, le danger magnésium s'instaure légèrement.

2.4. Le Carbonate du Sodium Résiduel (RSC) :

Le carbonate de sodium résiduel (RSC) est généralement utilisé pour déterminer l'effet dangereux du carbonate et du bicarbonate sur la qualité de l'eau ; Naseem et al (2010) ont signalé que le pH, la CE et le SAR de l'eau d'irrigation sont considérablement influencés par le RSC. L'utilisation continue d'eau ayant un RSC élevé provoquera la brûlure des feuilles des plantes et réduira le rendement des cultures (Ramesh et Elango, 2012 ; Toumi et al, 2015 ; Bhat, 2018). Aussi, en raison de la forte concentration de bicarbonate dans l'eau, la précipitation du calcium et du magnésium augmente leurs concentrations dans le sol, ce qui entraîne une diminution de la perméabilité et conduit finalement à un mauvais drainage interne du sol et par conséquent, la teneur relative en sodium de l'eau est augmentée sous forme de carbonate de sodium (Sadashivaiah et al, 2008 ; Belkiri et al, 2010 ; Purushothaman et al, 2012).

Le RSC, suggéré par Eaton (1950) est calculé par l'équation suivante :

$$\text{RSC} = (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}) - (\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2})$$

Où toutes les concentrations sont exprimées en meq/L.

Selon le RSC, on classe les eaux d'irrigation en trois classes :

- RSC > 2,5 méq/L : eaux ne convenant pas aux pratiques d'irrigation,
- 1,25 > RSC > 2,5 méq/L : eaux douteuses
- RSC < 1,25 méq/L : eaux bonnes pour l'irrigation

Les valeurs calculées du RSC pour les eaux étudiées varient entre -10,36 et -2,66 durant la période humide (Annexe 7) ; tous les échantillons ont un RSC < 1,25 et donc ces eaux appartiennent à la bonne catégorie et ne posent aucun danger alcalin pour les sols irrigués par ces eaux. Alors qu'en période sèche, les valeurs de RSC varient de -6,90 et 9,12 (Annexe 7). Ces résultats montre que la majorité des eaux de lac (91,66%) appartiennent à la bonne catégorie et ne posent aucun danger alcalin pour le sol sauf dans le point L11 ; cependant la majorité des eaux de rivière (80 %) appartiennent à la catégorie des eaux douteuses c à l'exception des points R5 et R15 qui présentent des RSC > 2,5 méq/L, et par conséquent, leurs eaux sont inappropriées a l'irrigation et posent un vrai danger alcalin pour les sols irrigués par ces eaux.

2.5. Indice de perméabilité :

L'indice de perméabilité est un autre paramètre utilisé pour déterminer l'aptitude des eaux naturelles à l'irrigation. Cet indice est proposé par Doneen (1964) pour évaluer l'influence probable de la qualité des eaux sur les propriétés physiques des sols ; car l'utilisation à long terme de l'eau d'irrigation a eu un effet profond sur la perméabilité du sol, elle est influencée par le total des sels dissous, la teneur en sodium et la teneur en bicarbonate (Donnen, 1964)

L'IP se calcule en utilisant l'équation suivante :

$$\text{IP} = (\text{Na}^+ + \sqrt{\text{HCO}_3^-} / \text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{+2} + \text{Na}^+) * 100$$

Où toutes les concentrations sont exprimées en méq/L

Selon le PI, l'eau peut être classée en trois classes (Doneen (1964a, b)) :

-IP > 75% : Eau Convenable (sutable) pour l'irrigation

- 25 > IP > 75% : Eau Bonne pour l'irrigation

-IP < 25% : Eau non convenable (Inappropriée) pour l'irrigation

L'indice de perméabilité (IP) calculé pour les eaux dans notre région d'étude, en période humide se situe entre 39,49 et 65,44% avec une moyenne de 56,75% (Annexe 7) et donc, toutes les eaux appartiennent à la classe II, ce qui indique que ces eaux sont bonnes pour l'irrigation. En période sèche, les valeurs calculées de l'IP se varient entre 51,57 et 91,78 % avec une moyenne de 63,24% (Annexe 7). Ce qui montre que la majorité des eaux sont bonnes pour l'irrigation et que les eaux dans les points R5, R15 et L11 sont excellentes pour l'irrigation.

2.6. Indice de Kelly (KI) ou rapport de Kelly (KR) :

Cet indice a été introduit par Kelly (1940) pour évaluer la qualité de l'eau destinée à l'irrigation ; il est basé sur la concentration de Na⁺ par rapport à la somme des concentrations de Ca²⁺ et Mg²⁺ dans les eaux. Il est calculé en utilisant l'équation suivante :

$$\text{KR} = \text{Na}^+ / (\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2})$$

Où, les concentrations de tous les ions étaient exprimées en méq/L.

Un KI > 1 indique un excès de Na⁺ dans l'eau. Par conséquent, une eau ayant un KI < 1 est recommandée pour l'irrigation, tandis que celle ayant un KI > 1 n'est pas recommandée pour l'irrigation en raison du risque alcalinité (Karanth, 1987).

Selon les valeurs de KR, habituellement, les eaux sont catégorisées en trois classes :

- KR < 1 : eaux convenables (appropriées) pour l'irrigation.

- 1 ≤ KR ≤ 2 : eaux tolérables pour l'irrigation

-KR > 2 : eaux non convenables (inappropriées) pour l'irrigation.

A noter que Ramesh et Elango (2012) ont signalé que l'eau avec un KI inférieur à 1 convient à l'irrigation tandis que celle dont le KI est supérieure à 3 est inconvenue à l'irrigation.

L'indice de Kelly (KI) calculé pour les eaux étudiées, en période humide, varie entre 0,44 et 1,26 méq/l avec une valeur moyenne de 0,94 méq/L, et entre 0,58 et 2,13méq/L avec une valeur moyenne de 1,01 méq/L en période sèche (Annexe 7). L'ensemble les échantillons appartiennent étaient à la classe 1 et la classe 2 (eaux convenables à tolérables) sauf pour le point R5 où le KI dépasse 2 méq/L en période sèche et par conséquent son eau est inappropriée pour l'irrigation durant cette saison.

2.7. Classifications des eaux d'irrigation selon Richards et Wilcox :

A côté des indices ou critères déjà étudiés plus haut pour l'évaluation et la classification des eaux destinées à irrigation, nous avons utilisé les diagrammes de Richards ou Riverside (1954) et de Wilcox (1955) ; ces diagrammes se basent, surtout, sur le pouvoir alcalinisant des eaux et sont construits par le logiciel d'hydrochimie «Diagrammes version 6.1.6 ».

2.7.1. Diagramme de Riverside :

Le diagramme de Riverside est établi par la projection de la conductivité électrique (**CE**) et du rapport d'absorption du sodium (**SAR** : Sodium Absorption Ration) ; il tient compte de l'équilibre entre ces deux paramètres dont un influe sur l'autre où le risque de sodicité due au SAR est atténué en présence d'une salinité élevée (Richards, 1954). Le diagramme de Riverside repose sur le croisement de deux paramètres.

- le premier est la conductivité électrique (CE) ou la charge totale dissoute (TDS). Ce paramètre vise à quantifier la charge en sel de la solution et par conséquence le risque de salinisation (d'accumulation de sel dans les sols), selon lesquelles eaux sont classées de C1 à C4 en fonction du risque croissant de la salinisation.
- Le second est le S.A.R. de l'eau ou le taux de sodium échangeable induit par l'eau dans le sol où les eaux sont classées de S1 à S4 selon le risque croissant de sodisation.

La combinaison de ces deux paramètres, permet de classer les eaux d'irrigation en 7 classes comme indiqué dans le tableau suivant :

Tableau 23 : Classification des eaux d'irrigation selon Riverside

Classe	Qualité	Recommandations
C1-S1	Bonne qualité pour l'irrigation	Précautions avec les plantes sensibles
C1-S2, C2-S1	Qualité moyenne à bonne	A utiliser avec précaution dans les sols mal drainés et pour les plantes sensibles (arbres fruitiers).
C2-S2, C1-S3, C3-S1	Qualité moyenne à médiocre	A utiliser avec précaution. Nécessité de drainage avec dose de lessivage et/ou apport de gypse.
C1-S4, C2-S3, C3-S2, C4-S1	Qualité médiocre à mauvaise	Exclure les plantes sensibles et les sols lourds. Utilisable avec beaucoup de précautions dans les sols légers et bien drainés avec dose de lessivage et/ou apport de gypse.
C2-S4, C3-S3, C4-S2	Qualité mauvaise	A n'utiliser avec beaucoup de précaution que dans les sols légers et bien drainés et pour des plantes résistantes. Risques élevés. Lessivage et apports de gypse indispensables.
C3-S4, C4-S3	Qualité très mauvaise	A n'utiliser que dans des circonstances exceptionnelles.
C4-S4	Déconseillée pour l'irrigation.	

En reportant les résultats des analyses des eaux étudiées dans ce diagramme (Fig 77), il ressort qu'en période humide, 77,6 % des échantillons d'eau de surface tombent dans le champ C3 – S1, mettant en évidence une salinité élevée et une faible teneur en sodium dans eaux de surface ; ces eaux conviennent à l'irrigation de tous les types de sols et présentent peu de risque de sodium échangeable. Cependant, 22,4 % des échantillons tombent dans le champ C3 – S2 reflétant un danger d'alcalinité sur les sols et une salinité élevée de ces eaux en irrigation.

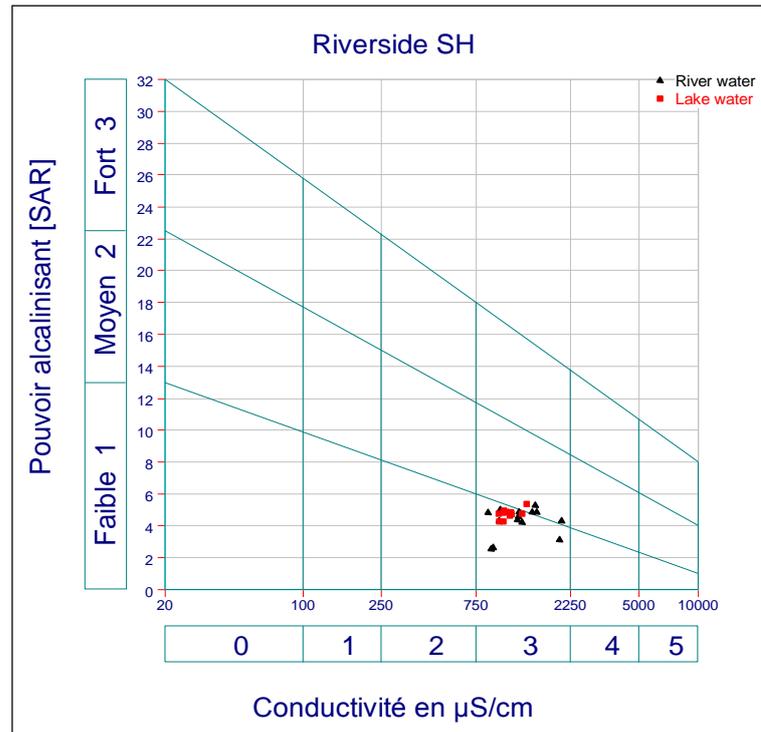


Figure 77 : Diagramme Riverside en période humide.

Aussi, l'analyse minutieuse des diagrammes de la Figure 78, en période sèche, montre que les eaux dans la zone d'étude se répartissent sur plusieurs classes selon leur localisation :

- les eaux du lac appartiennent à la classe (C3-S1) et la classe (C3-S2) et mettent en évidence une salinité élevée et un faible à moyenne teneur en sodium de ces eaux de surface. Les eaux appartenant à ces deux classes sont qualifiées de qualité moyenne à médiocre et de médiocre à mauvaise respectivement. Ces types d'eau sont à utiliser avec précaution en irrigation.

Le reste des autres points du lac et de la rivière appartiennent à la classe (C4-S2) ; ce sont des eaux à forte salinité et sont de qualité mauvaise. Cette catégorie est à utiliser avec de grandes précautions et ne sont utilisées en irrigation que dans le cas des sols légers et bien drainés et pour des plantes résistantes. Enfin, à noter que le point R5 tombe dans la classe (C5-S3), une catégorie qui ne convient pas à l'irrigation.

Enfin, d'une manière générale, la majorité des eaux étudiées présentent des RAS faibles à moyens et des salinités, souvent élevée suggérant que ces eaux sont convenable à moyennement convenables à des fins d'irrigation et ne présente aucun risque d'utilisation en irrigation pour la plus part des types de sols ou cultures.

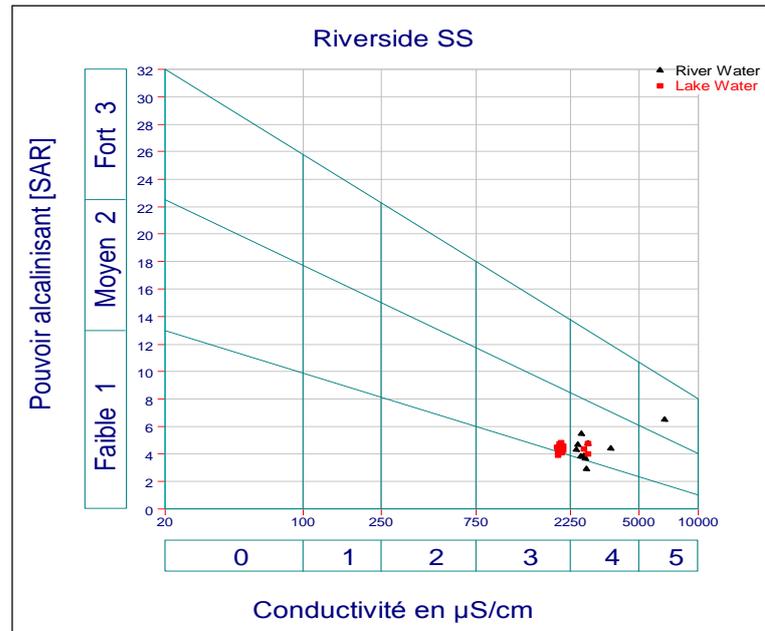


Figure 78 : Diagramme Riverside en période sèche.

2.7.2. Classification De Wilcox :

La classification de Wilcox (1948) des eaux d'irrigation est fondée sur la conductivité électrique et le pourcentage de la teneur en sodium dans l'eau **Na%**.

La projection des analyses des eaux de cette de notre région d'étude durant la période humide, montre que 81,48 % des eaux sont des eaux de bonne qualité pour l'irrigation alors que 23,52% sont des eaux admissibles et uniquement un seul point (R8) de classe médiocre R8. Toutefois, en période sèche, seuls 41,66 % des eaux du lac sont admissible alors que 58, 33% sont des eaux médiocres. Tandis que, les eaux de la rivière sont de catégorie médiocre et deux points (R5 et R12) sont des eaux de mauvaise qualité pour l'irrigation (Fig79).

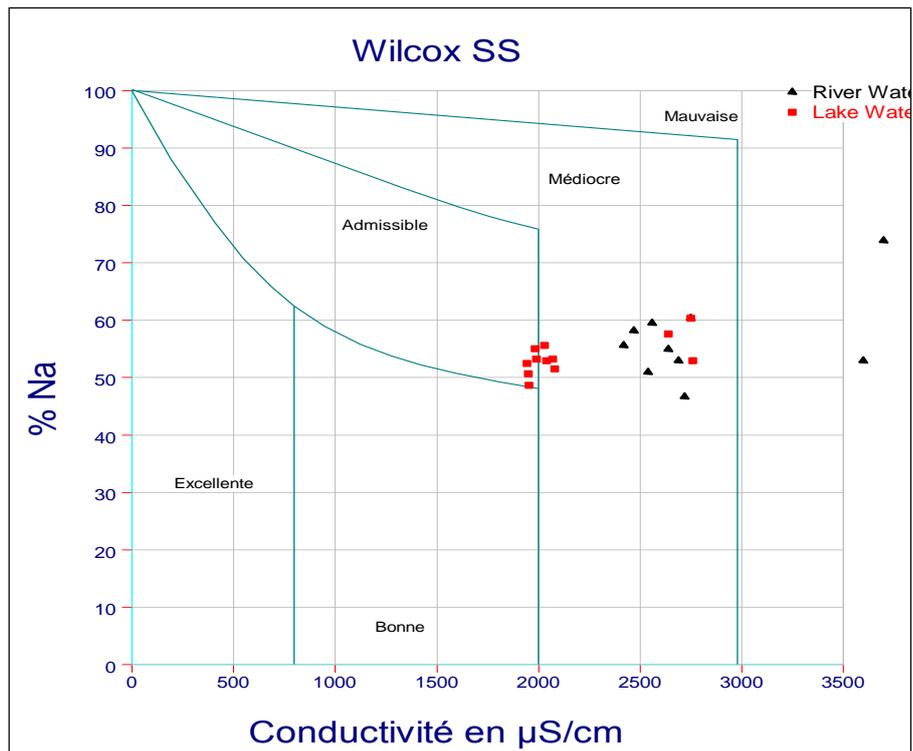
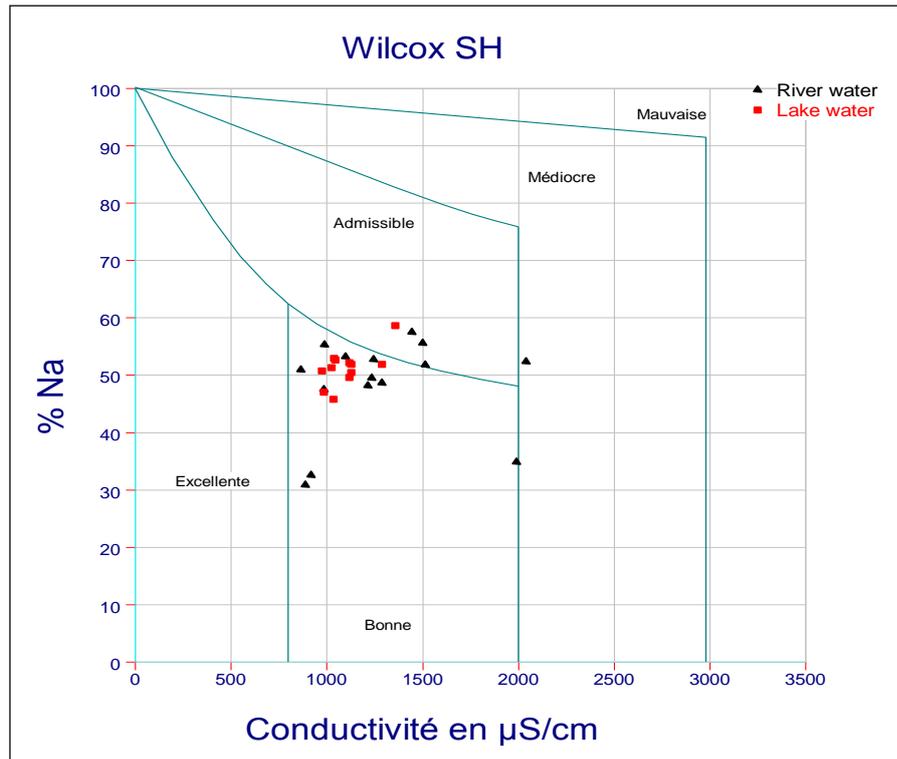


Figure79 : Diagramme de Wilcox en périodes humide et sèche.

Conclusion :

Dans ce chapitre, l'évaluation de la qualité des eaux de surface dans la région d'étude et leur aptitude aux diverses utilisations (consommation humaine et irrigation) ont été abordées en détail. Les différents paramètres étudiés ont montré une différenciation spatio-temporelle importante marquant clairement des variations saisonnière et spatiale de l'amont vers l'aval de la région d'étude (de la rivière vers le lac du barrage). Les variations de la physico-chimie des eaux atteste de la présence d'une pollution anthropogénique différentielle entre saisons où le niveau de détérioration de ces eaux devient de plus en plus élevé pendant la période sèche et serait lié, surtout, à la diminution des précipitations et donc aux débits de l'Oued Rhumel. Dans cette région, les eaux de surface sont polluées par les rejets urbains et les activités humaines principalement agricoles.

L'aptitude des eaux à usage domestique a été réalisée par comparaison des paramètres physique-chimiques mesurés et/ou analysés avec les normes de l'OMS et le calcul des indices de qualité ou pollution (IQE, HPI, FC, DC et IPO). De cette évaluation, il ressort que les eaux de surface, dans la zone d'étude, sont impropres à la consommation ou usage domestique pour les deux saisons en raison à cause des concentrations ou valeurs élevées de nitrates, de métaux lourds et de certains paramètres de qualité comme la turbidité. L'IQE calculé pour les eaux de surface est de 207,47 en période humide et de 363,64 en période sèche. L'HPI est de 216,63 et 228,06 en période humide et sèche respectivement. La pollution organique est, aussi, forte la moyenne dont l'IPO calculé est de 2,45 en période humide et 1,57 en période sèche. Toutes ces valeurs indiquent que les eaux étudiées sont polluées et sont impropres à la consommation. Cependant, l'évaluation de la qualité des eaux pour l'irrigation, utilisant le SAR, le Na%, le RSC, le MAR et le KR, indique que ces eaux se classent dans les catégories des eaux bonnes et permmissibles à l'utilisation agricole. Elles présentent un faible risque de salinité et conviennent à la plupart des cultures sur la plupart des sols durant la période humide ; par contre en période sèche, dans quelques points de rivière (R5, R15 et L11), les eaux sont nocives et posent un risque alcalin pour les sols. Les diagrammes de Wilcox et Riverside montrent que les eaux étudiées se projettent dans les champs de classes d'eau bonne à admissible pour l'irrigation en période humide et de classe admissible (eaux de lac) à médiocre (eaux de rivière) en période sèche.

CHAPITRE 6
STATISTIQUE MULTIVARIEE DES PARAMETRES
BIO-PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX

Introduction :

Les études des systèmes hydriques ont, fortement mis l'accent sur les variations des caractéristiques physico-chimiques des eaux, aussi bien dans le temps que dans l'espace. Cependant, si une approche classique de l'interprétation des paramètres physico-chimiques tenant compte surtout, des variables hydrochimiques se limite, souvent, à interpréter les processus intervenant dans la minéralisation des eaux, à classer les faciès hydrochimiques ou types d'eau en utilisant diverses méthodes graphiques (diagrammes de Piper, de Stiff, Schoeller-Berkaloff, Gibbs ou autres). À voir leur distribution ou encore à calculer certaines indices (qualité, pollution) ; l'approche statistique utilisant les techniques multivariées constitue un complément et une aide supplémentaire aux méthodes classiques courantes. Ces techniques sont devenues d'utilisation courantes et constituent souvent une solution efficace pour analyser une grande masse d'informations générées à partir des données hydrochimiques des eaux (Join et al. 1997) et au cours de ces dernières décennies, l'application de ces techniques a donné de bons résultats dans l'interprétation des processus des données hydrochimiques divers (Hachaichi, 2017). Ainsi, l'analyse statistique des données consiste en un ensemble de techniques qui ont pour objet de faciliter la visualisation des données, de révéler leur structure sous-jacente et d'extraire certaines variables qui demeurent plus importantes. Toutefois, il existe de nombreuses techniques relevant de l'analyse exploratoire ; tout d'abord des techniques de base qui n'exigent que des calculs simples comme les diagrammes, les histogrammes, les boîtes à moustache (boxplot), les diagrammes de série chronologique, ...ect. A côté de ces techniques, on trouve des méthodes d'analyses exploratoires qui exigent des calculs plus complexes comme, l'analyse factorielle en composantes principales, l'analyse des correspondances ou encore l'analyse hiérarchique par cluster (Ribeiro et Macedo, 1995 ; Papatheodorou et al, 2007 ; Kazakis et al.2017).

Pour toute étude biogéochimique, l'étude séparée de chacune des variables (paramétriques) est une phase importante lors de l'analyse du comportement chimique, mais elle est souvent insuffisante ; alors, il faut donc analyser les données en tenant compte de leur caractère multidimensionnel. Pour ce faire, une étude statistique multivariée des principaux paramètres mesurés in situ ou analysés au laboratoire des eaux de surface du barrage de Hammam Grouz prélevées durant les deux (02) campagnes d'échantillonnage a été réalisée. L'approche statistique utilisée nous permet de faciliter le traitement des données et de les rendre plus compréhensibles par l'utilisation de graphiques et de matrices de corrélation. Ceci, rendra la comparaison entre plusieurs séries de données visuellement aisée. Cette approche vise à visualiser et analyser les corrélations existantes entre les différentes variables à travers leurs

structurations et leurs orientations, d'identifier les principaux facteurs responsables de la qualité des eaux dans la zone d'étude.

L'analyse statistique adoptée dans la présente étude est basée sur l'utilisation des diagrammes en boîtes (Box-plot), l'Analyse factorielle (AF) en composantes principales (ACP) et la classification hiérarchique ascendante (CHA) ; ceci, afin de préciser les relations entre les différents paramètres des eaux, d'étudier les phénomènes à l'origine de la salinisation (minéralisation) des eaux, le regroupement des eaux en groupes ou sous-groupes et d'identifier les facteurs responsables de ces regroupements. L'ensemble des résultats des analyses hydrochimiques des eaux dans la région d'étude a été soumis à ces techniques statistiques ; les statistiques de base de l'ensemble de données durant les deux (02) campagnes d'échantillonnage ont été évaluées pour contrôler la variation des paramètres de qualité de l'eau et mesurer les forces d'association entre les paramètres analysés dans les différents points échantillonnés. Tous les calculs ont été effectués à l'aide d'Excel 2013 et de SPSS 26.0.

Nous nous sommes attachés à traiter et à structurer les résultats des analyses chimiques des eaux pour les rendre plus parlants, plus explicites à travers l'usage de représentations graphiques, de tableaux ou de matrices de résultats. L'interprétation consistera à commenter les graphiques, à dégager les relations qui peuvent être mises en évidence ou encore à confirmer des conclusions ou encore certaines intuitions qui sont apparues pendant les interprétations aux chapitres précédents.

1. Les diagrammes en boîtes :

Un diagramme en boîtes appelé aussi boîte à moustaches ou boîte de Tukey (box-plot) est une traduction de Box & Whiskers Plot (Tukey, 1977). Il représente d'une manière schématique la distribution d'une variable et résume quelques caractéristiques de position du caractère étudié (médiane, quartiles, minimum et maximum). Ce diagramme est utilisé principalement pour comparer un même caractère dans deux séries ou plus. Il s'agit de tracer un rectangle allant du premier quartile au troisième quartile et coupé par la médiane. Ces boîtes utilisent 5 valeurs (fig.80) qui résument les données suivantes : le minimum, les 3 quartiles Q1, Q2 (médiane), Q3 et le maximum (Le Guen, 2008).

Il existe plusieurs versions de Box-plots, mais de telles boîtes comprennent le plus souvent :

- Une échelle des valeurs présente sur l'axe vertical
- La valeur du premier quartile (Q1) qui est le trait inférieur de la boîte
- La valeur du troisième (Q3) qui est le trait supérieur de la boîte
- La valeur de second quartile (Q2 qui est donc la médiane) représentée par un trait horizontal au sein de la boîte.

- Les moustaches inférieure et supérieure représentées par des petits rectangles verticaux de chaque côté de la boîte.
- La moyennes est parfois présente et représentée par un +.
- Les valeurs maximum et minimum sont parfois représentées de même que certaines valeurs atypiques (trop basses ou trop élevées).

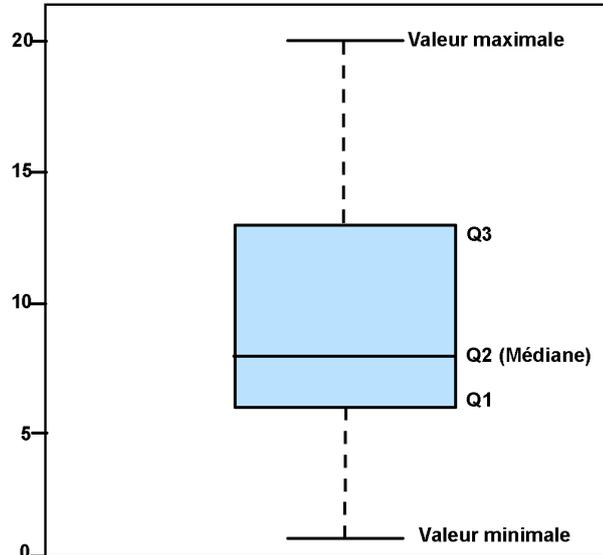


Figure 80 : Modèle d'une boîte à moustache.

Sur ces boîtes, plus l'étendue de la moustache est grande, plus les valeurs sont dispersées. A l'inverse, plus elle est petite, plus les valeurs sont homogènes. Aussi, plus la boîte se trouve en haut et plus les valeurs sont élevées. A l'inverse, plus elle est en bas et plus les valeurs sont faibles. Ce qui permet par la construction de ces boîtes une visualisation rapide des variations ou non des paramètres ou groupes de paramètres considérés.

Les paramètres utilisées dans la construction des diagrammes en boîte, dans notre étude, sont : pH, T, CE, TDS, Salinité, TH, TA, Turbidité, Ca, Mg, Na, K, HCO₃, CO₃, Cl, SO₄, PO₄, P, Fe, Al, Cu et Mn durant la saison humide (SH) et la saison sèche (SS) ; ceci, nous permet une visualisation et une comparaison rapide de ces paramètres ainsi que leur variation et/ou évolution dans l'espace (entre sites) et dans le temps (entre saisons). Afin de faciliter les interprétations et donner une signification plus importante à ces boîtes, ces dernières sont rassemblées en groupes, ceci en tenant compte des grandeurs des paramètres considérés et de leur importance ou relation et en fonction de leur distribution et donc localisation (Lac ou Rivière). De plus, vu les importantes disparités temporelles des valeurs des paramètres étudiés, la représentation des boîtes est faite par saison pour raison de clarté ou visibilité.

D'une manière générale, d'un premier coup d'œil, les allures générales des moustaches sont disparates où pour la majorité des paramètres étudiées on observe une augmentation des valeurs et des étendues plus importantes en saison sèche par rapport à la saison humide.

A. Les eaux de rivière :

Le pH

D'après le figure81, on remarque que la valeurs dupH augmentent en saison sèche ; la médiane (moyenne)est à 8 en saison humide et à 9 en saison sèche. La distribution du pH est plus allongée vers les valeurs élevées en SH et plus allongée vers les valeurs faibles en SS.Elle montre que la variabilité du pH est plus importante dansla 3^{ème} quartile (Q3) en saison humide et dans 1^{er} quartile en saison sèche. Cette inversion de distribution est directement liée au débit d'écoulement de la rivière et donc à l'intensité saisonnière des précipitations.

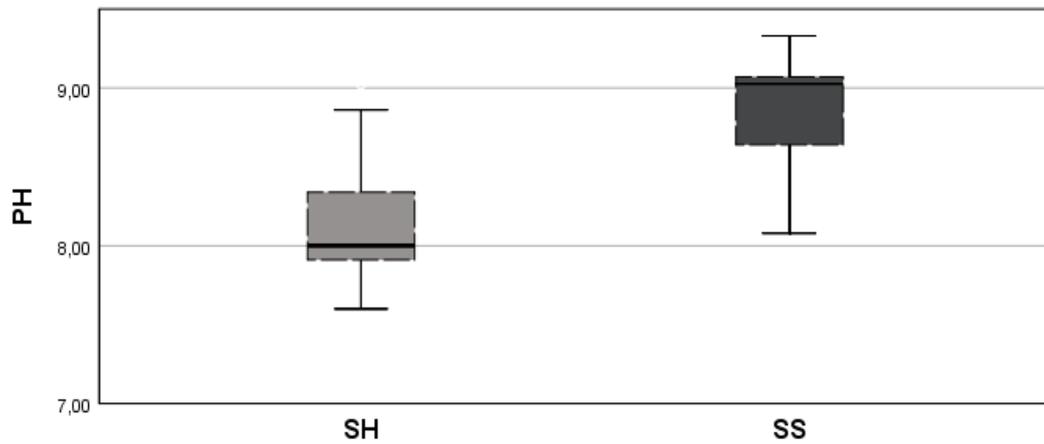


Figure 81 : Distributions dupH des eaux de rivière selon les saisons (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

La Température

Selon le graphique de la figure 82, les températures des eaux de rivière enregistrées montrent une disparité ou différence de températures entre les deux saisons ; elles sont plus élevées en période sèche qu'en période humide, cependant les variations sont plus importantes durant la SS qu'en SH où distribution interquartile est plus dissymétrique. Ces variations reflètent plus les variations climatiques saisonnières.

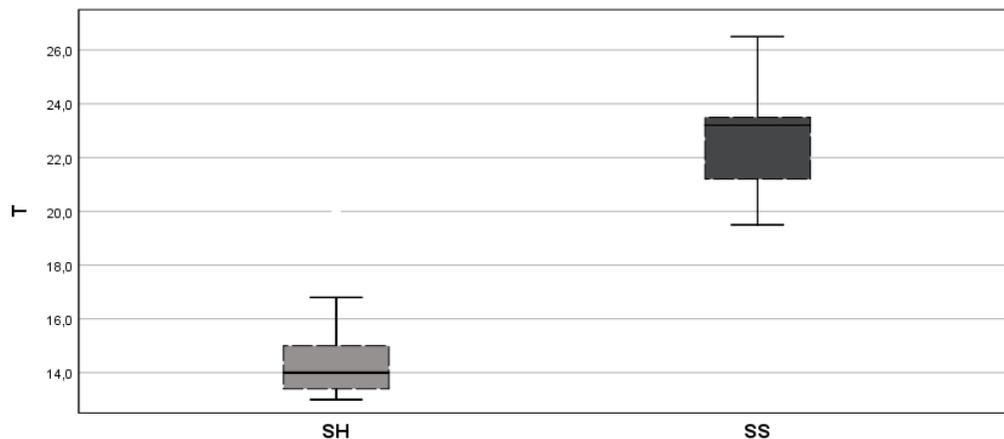


Figure 82 : Distributions de la Température dans les eaux de rivière selon les saisons (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

La Turbidité

La distribution de la turbidité des eaux de rivière durant les deux saisons est visualisée sur la figure 83 qui montre une différence marquée entre saisons. Cette distribution est plus large en période sèche qu'en période humide ; la distribution des valeurs est asymétrique et la médiane n'est plus centrée dans les deux boîtes où la distribution est plus allongée vers les grandes valeurs en SS qu'en SH. Cependant, l'étendue des valeurs de la turbidité est plus importante en SS et les valeurs sont plus grandes. L'augmentation de la turbidité en saison sèche conforte l'hypothèse de pollution anthropique des eaux de rivière.

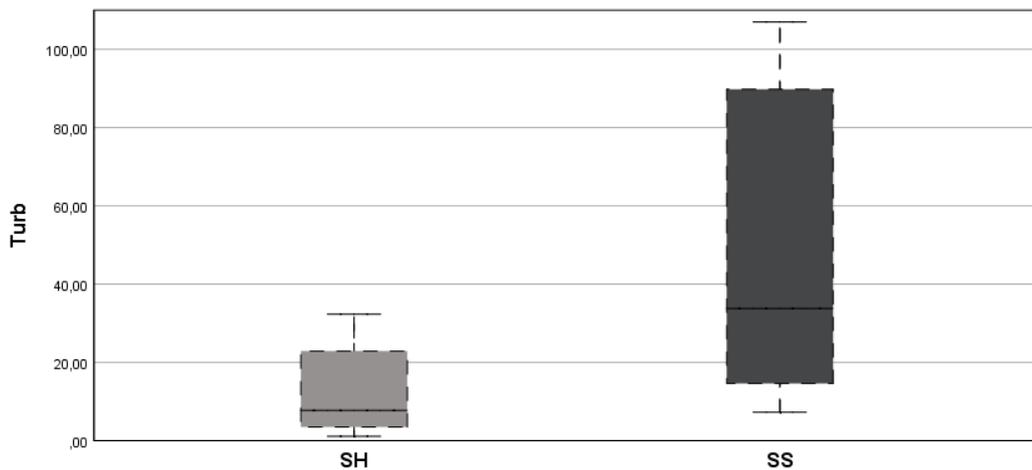


Figure 83 : Distributions de la Turbidité dans les eaux de rivière selon les saisons (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

L'Alcalinité (TA) et la Dureté totale (TH)

La dispersion des valeurs de la TA et du TH (figure 84) indique que les eaux sont plus dures et de nature alcaline en période sèche qu'en période humide. Les valeurs du TA sont plus élevées avec une dispersion plus importante en saison sèche qu'en saison humide ; en saison humide, la médiane du TH est plus élevée que celle de la TA en saison humide, ce qui est l'inverse en saison sèche. Le TH présente une grande variabilité que la TA en saison sèche. Le TH en saison humide est caractérisé par une distribution plus ou moins symétrique, la médiane est au milieu de la boîte. Alors que la distribution de la TA est dissymétrique et plus allongée vers les faibles valeurs en saison humide, ce qui indique que la médiane est inférieure à la moyenne. L'inversion de la distribution du TH et TA, en accord avec la distribution pH, témoigne de la complexité et la variabilité des processus de minéralisation naturelle des eaux dans la région d'étude et de l'influence du climat sur ces processus.

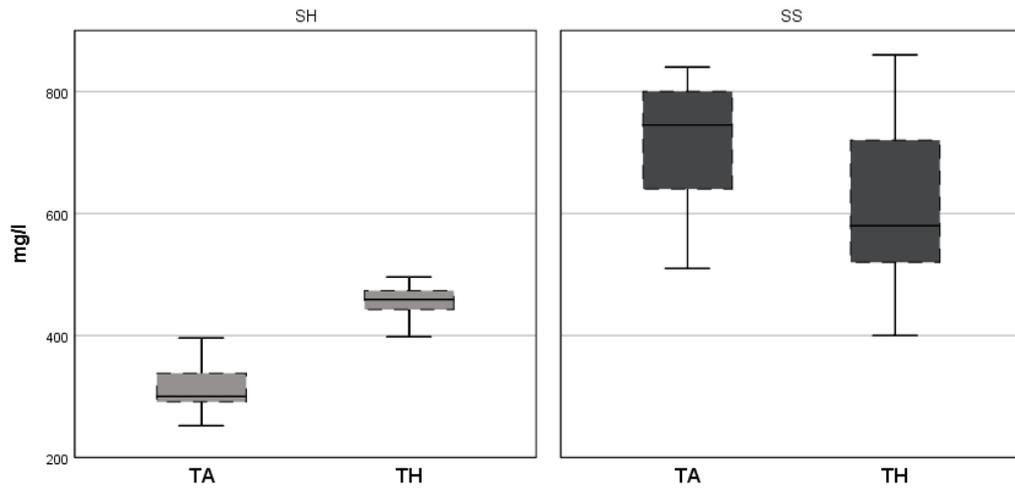


Figure 84 : Distributions de la TA et du TH dans les eaux de rivière selon les saisons (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

Les éléments majeurs (Cations et Anions)

La figure 85 visualise la distribution des concentrations des ions majeurs des eaux de rivière (cations à gauche et anions à droite). En plus de la distribution de ces ions entre saisons, elle fait ressortir le caractère dominant du faciès chloruré sodique suivi du faciès chloruré calcique en saison humide ; par contre en saison sèche ces eaux sont de nature bicarbonatée sodique, bicarbonatée calcique et chlorurée sodique suivis ou calcique.

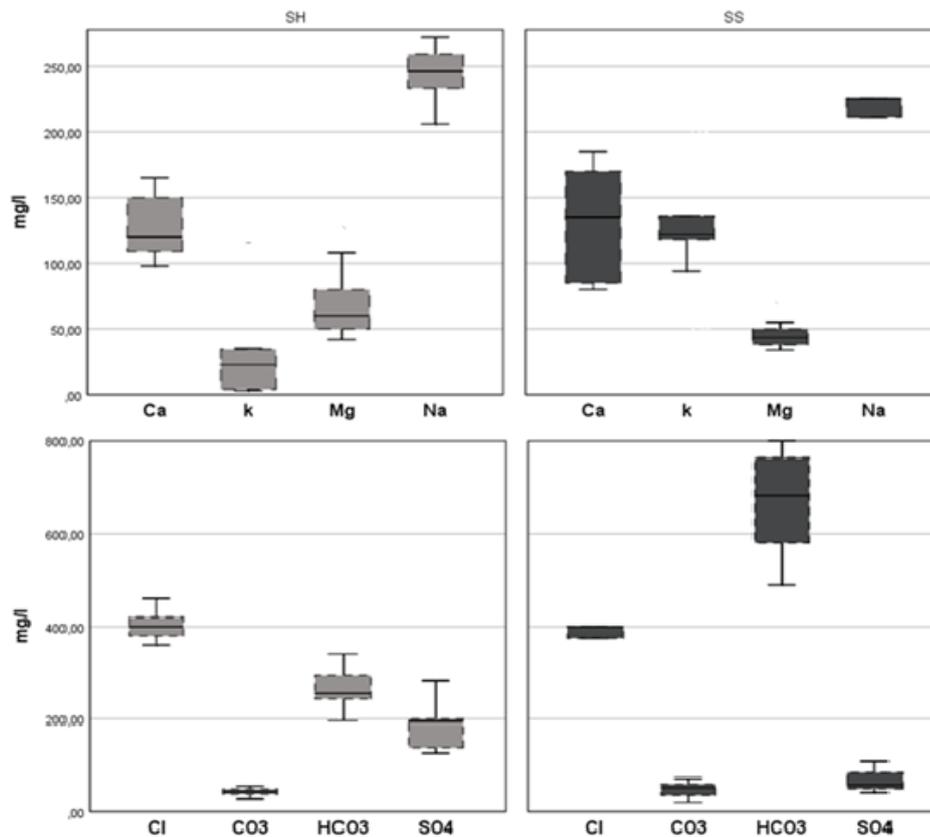


Figure 85 : Distributions des éléments majeurs dans les eaux de rivière selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

Là aussi, l'allure des boîtes précise la dispersion des teneurs en ions majeurs, selon les médianes, le Ca^{2+} , le K^+ et le HCO_3^- , sont plus élevés en saison sèche qu'en saison humide, par contre le Na^{2+} , le Mg^{2+} et le SO_4^- sont plus élevés en période humide, alors que le Cl^- et le CO_3^- ne présentent que de légères variations entre saisons. Cependant, le Calcium qui présente la grande variabilité (dispersion) dans les deux saisons pour les cations et le bicarbonate pour les anions ce qui conforte la conclusion que l'alcalinité est plus liée au HCO_3^- . Le Cl^- et Na^+ en saison humide et HCO_3^- en saison sèche sont caractérisés par une distribution plus ou moins symétriques dont la médiane se situe au milieu de la boîte alors que les distributions des autres éléments sont plus dissymétriques. Ces résultats confirment la variabilité chimique des eaux d'une part et la diversité des types ou faciès de ces eaux entre saisons déjà attestés surtout par le diagramme de Piper en chapitre 4.

Le nitrate (NO_3^-) et le phosphate (PO_4^-)

La figure 86montres de première vue que les teneurs en NO_3^- et (PO_4^- P) suivent une évolution inverse en saison sèche (le nitrate diminue et le phosphate augmente). Le nitrate présente une grande variabilité ou hétérogénéité des valeurs (dispersion importante) en saison humide et une faible dispersion (valeurs proches) en saison sèche. Les médianes sont au milieu des boîtes ce qui caractérise une distribution plus ou moins symétriques en saison humide alors qu'en saison sèche on constate une dysmétrie vers les basses valeurs pour le phosphate. Cette situation indique que les sources de ces ions dans des eaux sont différentes, le nitrate provient du lessivage agricole alors que le phosphate est plus lié aux rejets urbains ce qui conforte leur origine identifiés dans le chapitre 4.

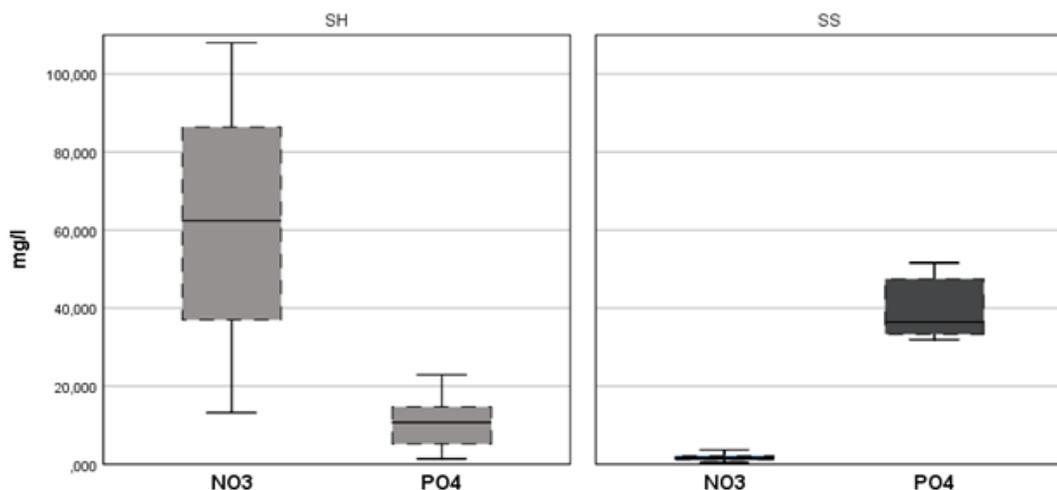


Figure 86 : Distributions de NO_3^- et (PO_4^- P) dans les eaux de rivière selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

Les nutriments (NO_2^- , NH_4^- , $\text{Si}(\text{OH})_4^-$)

La figure 87 montre que les valeurs nutriments ont augmenté en saison sèche surtout pour le NH_4^- ; ce dernier présente la plus grande médiane avec une large dispersion en saison sèche alors qu'en saison humide c'est le $\text{Si}(\text{OH})_4^-$ qui montre la plus grande médiane et qui illustre une légère augmentation des valeurs en saison sèche alors que le NO_2^- reste inchangé pour les deux saisons avec la très faible dispersion.

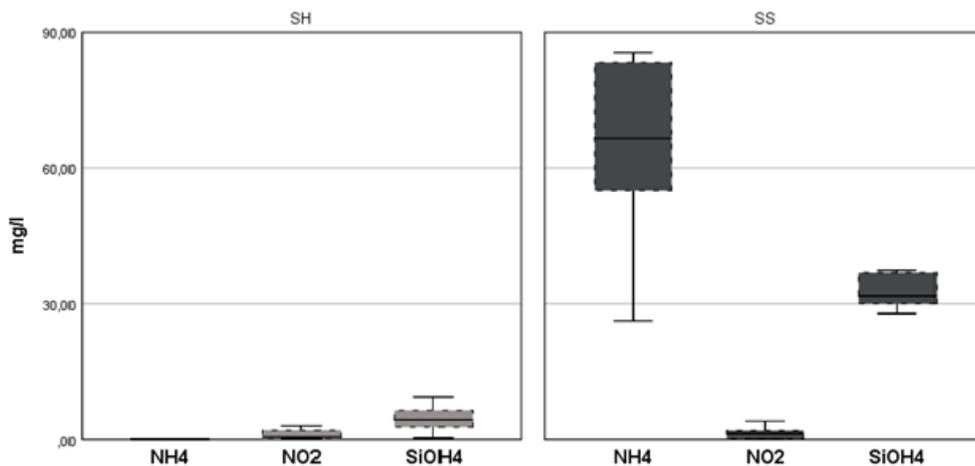


Figure 87 : Distributions des nutriments dans les eaux de rivière selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

Les éléments traces métalliques (ETM)

Nous remarquons sur la figure 88 que les médianes du Cu, du Fe et du Mn augmentent en période sèche alors que celle de l'Al reste au même niveau. Le Cu possède la plus grande médiane dans les deux saisons.

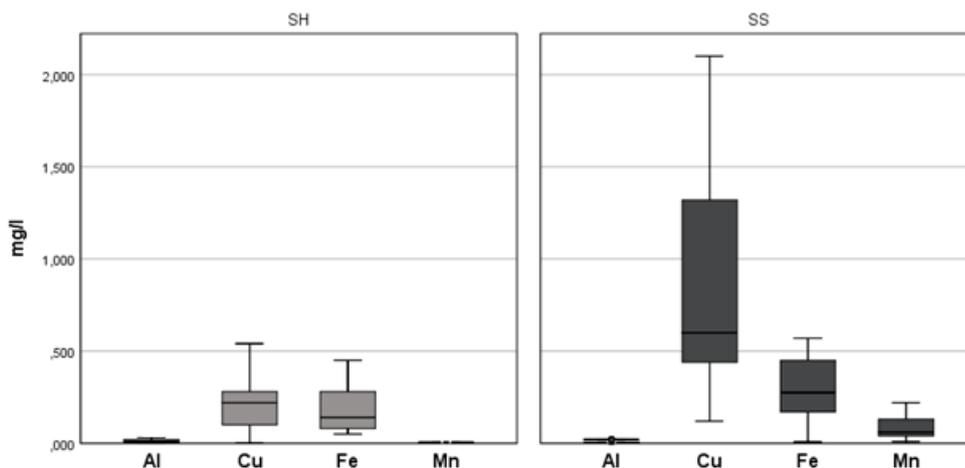


Figure 88 : Distributions des ETM dans les eaux de rivière selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

Le corps de la boîte du Cu en saison sèche est le plus grand et donc les valeurs sont plus dispersés et hétérogène ; aussi, sa distribution est plus allongée vers les faibles valeurs en saison sèche impliquant que la médiane est supérieure à la moyenne. Cependant, il est à noter que les

distributions de Cu, Fe, Mn sont plus importante en saison sèche et qu'elles sont dissymétriques dans les deux saisons. Les teneurs en Al des eaux sont identiques et basses dans les deux saisons présentant ainsi, la faible variabilité.

B. Les eaux du lac :

Le pH

La figure 89 montre que les valeurs du pH dans les eaux de lac ont augmentés en saison sèche ; le pH présente sa grande variabilité en saison sèche par contre en saison humide, sa dispersion est très faible dispersion avec une hétérogénéité des valeurs entre saisons. Selon les médianes, la dispersion des valeurs est dissymétrique, elle est plus allongée vers les grandes valeurs en saison sèche et inversement en saison humide.

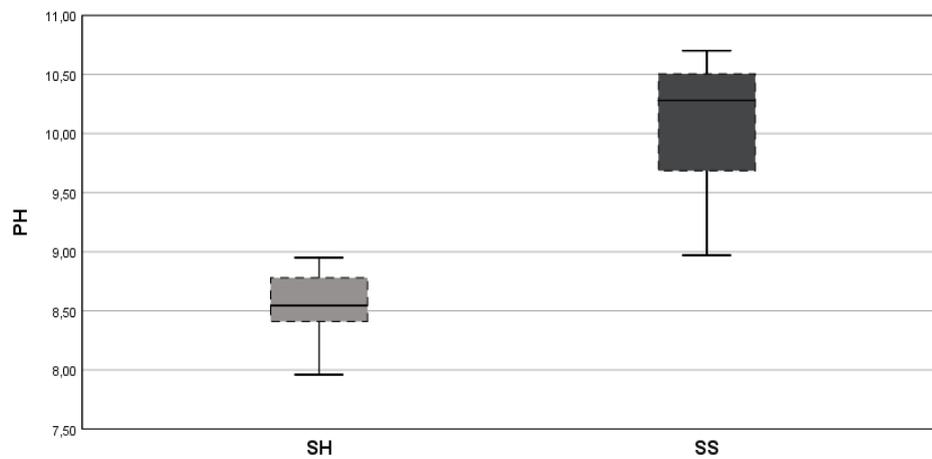


Figure 89 : Distributions du PH dans les eaux du lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

La Température

La figure 90 illustre les variations des températures des eaux du lac qui sont identiques celles enregistrées dans les eaux de rivière et reflètent les variations des moyennes saisonnières de celle-ci dans la zone d'étude.

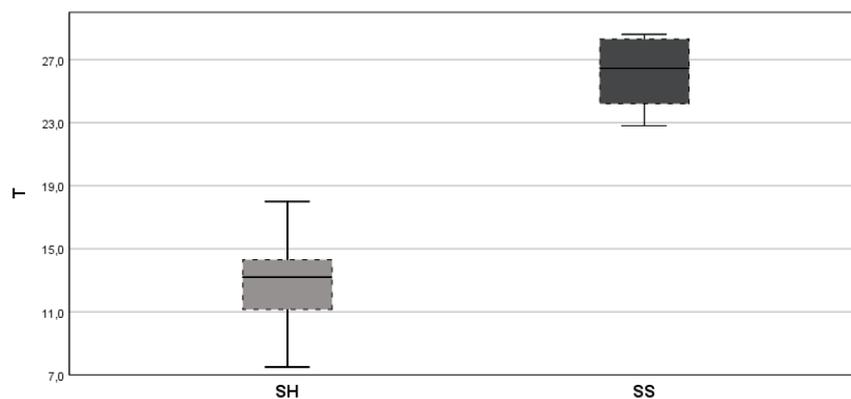


Figure 90 : Distributions de la Température dans les eaux du lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

La Turbidité

D'après la figure 91, les valeurs de turbidité sont plus élevées en saison sèche qu'en saison humide quoi que leur distribution soit semblable que dans les eaux de rivière, les valeurs sont plus grandes (du double au triple ou plus). En saison humide, la distribution des valeurs est étroite et la médiane au centre du corps alors qu'en saison sèche elle est large (valeurs hétérogènes et plus dispersées) dont la médiane tend vers les basses valeurs.

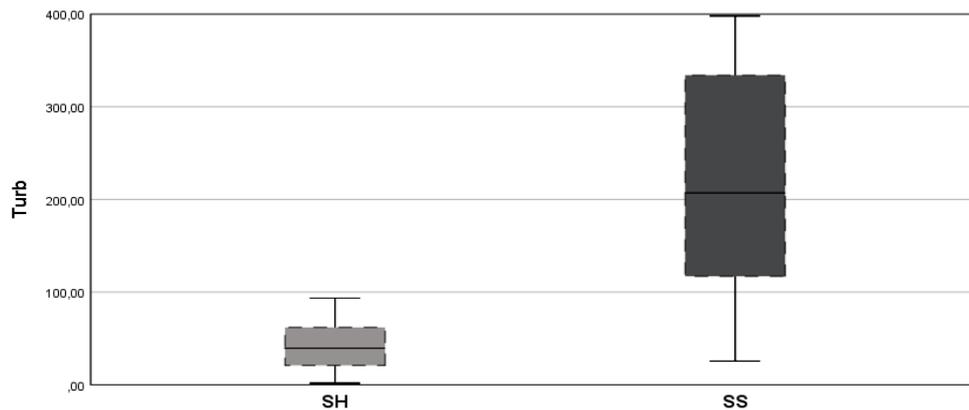


Figure 91 : Distributions de la Turbidité dans les eaux du lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

L'Alcalinité (TA) et la Dureté totale (TH)

D'après la figure92, Les distributions des valeurs de la dureté et de l'alcalinité, en saison humide, sont moins dispersées en saison sèche où dans certains points ont enregistré des augmentations de ces valeurs avec que des médianes proches pour les deux saisons. Cependant, le TA présente plus d'hétérogénéité (plus de variabilité) que le TH. Leurs distributions sont plus allongées vers les petites valeurs (la dispersion dissymétrique) pour les en saison sèche.

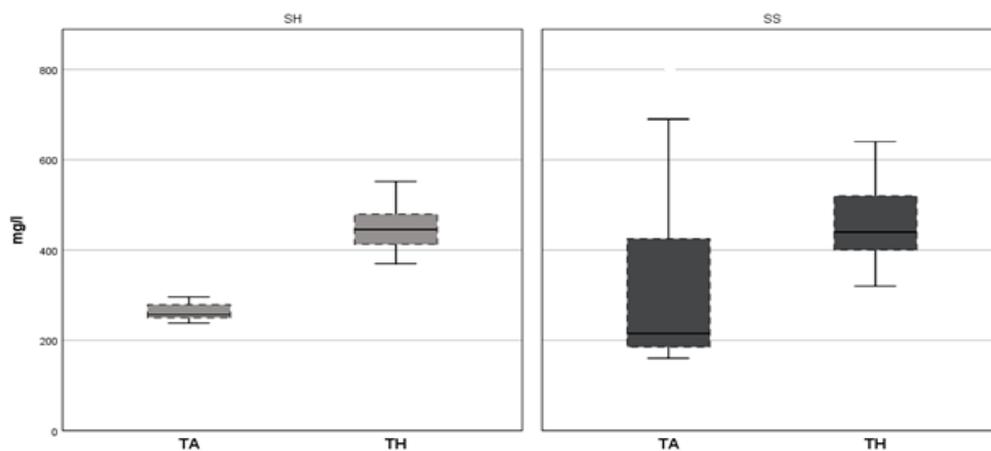


Figure 92 : Distributions de la TA et du TH dans les eaux de lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

Les ions majeurs (Cations et Anions)

Un simple coup d’œil sur la figure 93, on constate que le caractère dominant des types d’eau dans les eaux du lac est le faciès chloruré sodique ensuite vient le faciès chloruré calcique en saison humide par contre, en saison sèche, le faciès chloruré sodique domine le bicarbonaté sodique confirmant ainsi, ceux approuvés par le diagramme de Piper (Chapitre 4).

Selon leurs médianes, les teneurs en Ca^{2+} , Na^+ , HCO_3^- et SO_4^- des eaux diminuent en saison sèche mais, leurs dispersions restent plus importantes à l’encontre du Cl^- qui reste plus élevée. Pour le CO_3^- et le Mg^{2+} , les médianes restent inchangées avec une distribution étroite des valeurs dans les deux saisons. Les boîtes à moustache du Cl^- et du Na^+ sont réduites (valeurs très proches) et les différents paramètres ne peuvent être différenciés. Cependant, pour les cations, le potassium présente la grande variabilité en saison sèche et la distribution est dissymétrique et plus allongée vers les petites valeurs où la médiane est supérieure à la moyenne ; par contre, en saison sèche, la dispersion est très faible. La médiane du calcium est centrée dans les deux saisons indiquant que celle-ci est égale ou proche de la moyenne. Pour les anions, c’est le bicarbonate qui montre la grande variabilité en saison sèche ; sa distribution dissymétrique est plus allongée vers les petites valeurs. Pour le sulfate, quoi qu’il montre une diminution des valeurs, sa dispersion est faible dans les deux saisons.

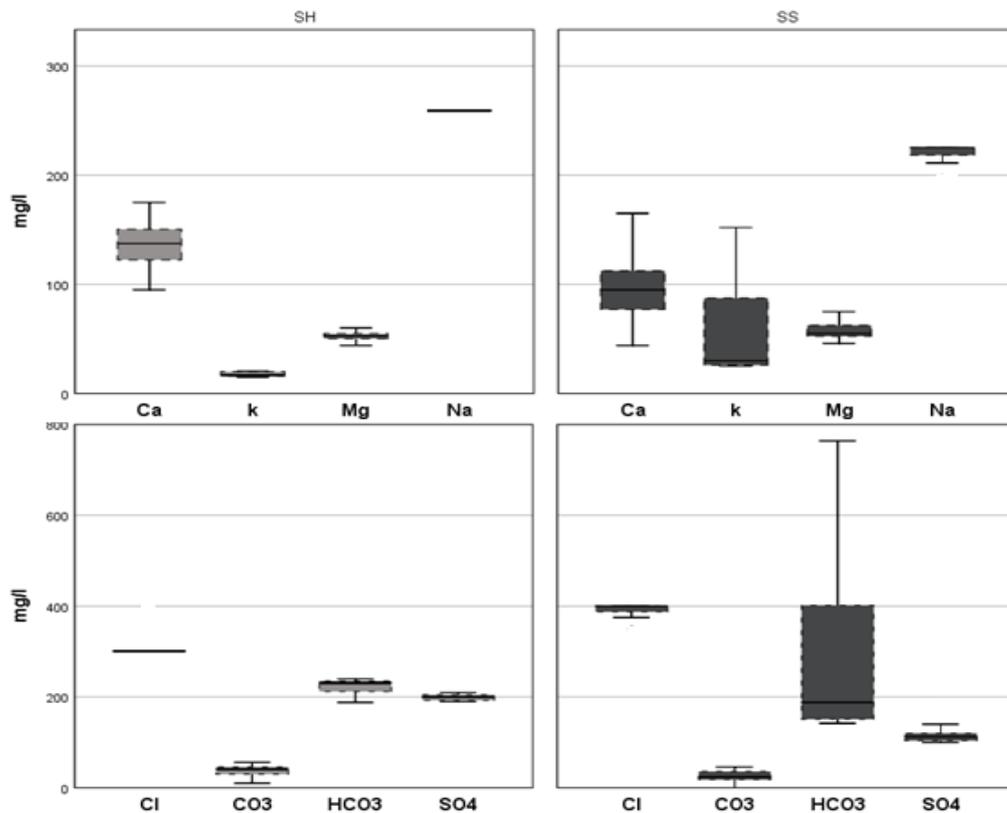


Figure 93 : Distributions des ions majeurs dans les eaux de lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

Le nitrate (NO_3^-) et le phosphate (PO_4^-)

La figure 94 illustre les dispersions et les variations des valeurs du nitrate et de phosphate dans les eaux de lac ; en saison sèche le nitrate diminue considérablement alors qu'il présente une large variabilité en saison humide. Quant au phosphate, il montre une dispersion plus importante en saison sèche qu'en saison humide et les valeurs augmentent moyennement. Ces distributions sont analogues à celles observées pour les eaux de rivière et attestent de sources de pollution distinctes en ces éléments des eaux.

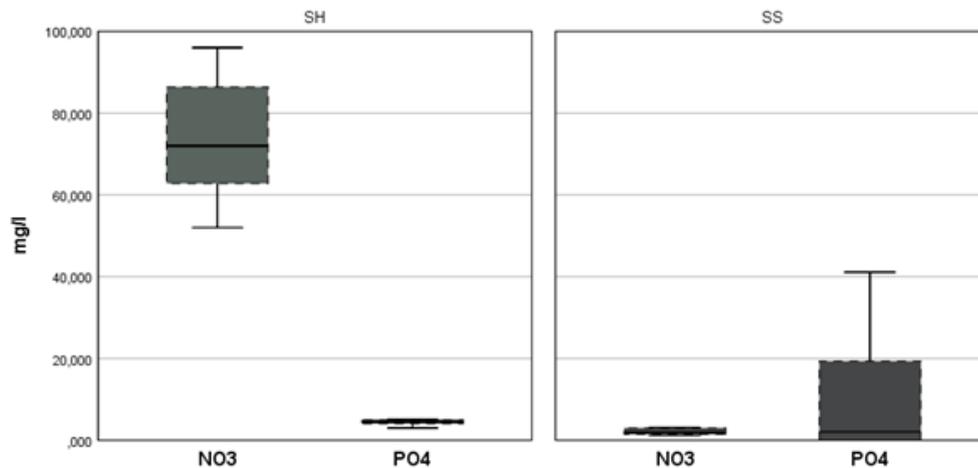


Figure 94 : Distributions de NO_3^- et PO_4^- dans les eaux de lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

Les nutriments (NO_2^- , NH_4^- , $\text{Si}(\text{OH})_4^-$)

La figure 95 montre que les valeurs de NH_4^- et $\text{Si}(\text{OH})_4^-$ sont plus élevées en saison sèche ; la médiane de NH_4^- augmente proportionnellement mais le corps de la boîte présente la plus grande variabilité dans les eaux de lac.

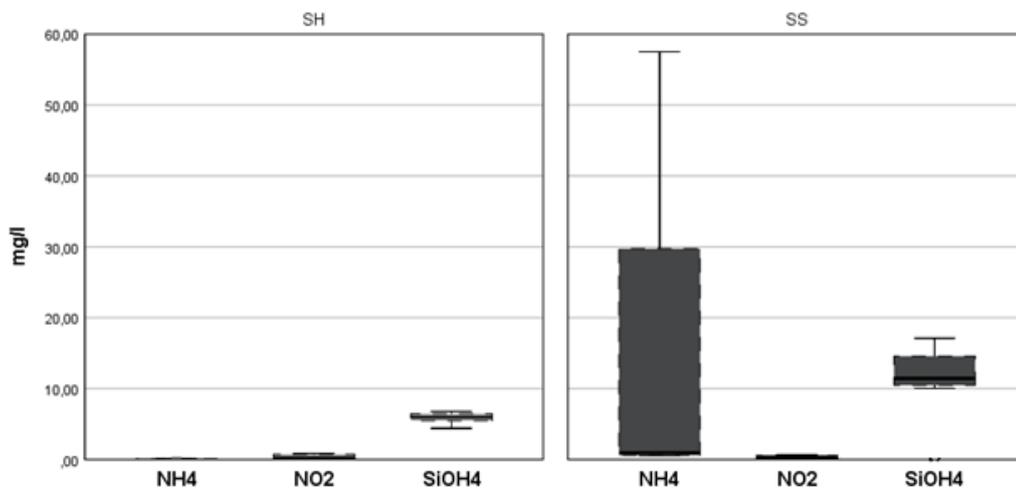


Figure 95 : Distributions des nutriments dans les eaux de lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

La distribution dissymétrique est plus allongée vers les petites valeurs alors que celle de Si(OH)_4^- est plus élevée dans les deux saisons mais la dispersion est étroite donc les valeurs de Si(OH)_4^- dans les deux saisons impliquant une faible variabilité. Les valeurs de NO_2^- sont semblables dans les deux saisons avec une dispersion très étroite.

Les éléments traces métalliques (ETM)

Les médianes de Cu, Fe et Mn, en période sèche, sont plus élevées alors que celle de l'aluminium est plus faible. Le Cuivre présente la plus grande médiane dans les deux saisons ; le corps de sa boîte en saison sèche est le plus étendue et les valeurs sont plus dispersées. Les teneurs en Cu, Fe, Mn des eaux augmentent en saison sèche et présentent des distributions différentes ; selon la position de la médiane dans les boîtes, la distribution est dissymétrique pour le cuivre dans les deux saisons et pour le fer en saison humide, par contre elle est symétrique pour le Fe et Mn en saison sèche.

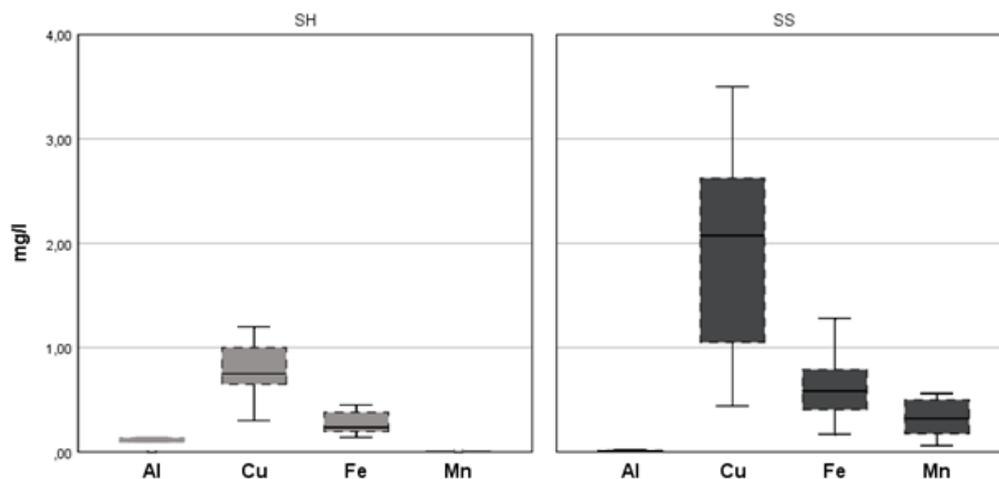


Figure 96 : Distributions des ETM dans les eaux de lac selon la saison (SH : saison humide ; SS : saison sèche).

Les boîtes à moustaches, traitées dans cette partie, expriment visuellement et d'une manière claire les variations de la physico-chimie des eaux dans la région du Barrage Hammam Grouz. Elles mettent en évidence les distributions statistiques des valeurs des paramètres considérés dans la présente étude et leurs étendues ou dispersions selon les saisons que ce soit dans les eaux de rivière ou du lac ; elles attestent de la variabilité spatio-temporelle des eaux en question et des sources de minéralisation ou de pollution ce qui confirme et consolide les résultats obtenus dans les chapitres précédents.

2. l'Analyse en composant principale (ACP) :

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une méthode d'analyse statistique de données multidimensionnelles. Elle est utilisée pour le traitement des données hydrochimiques sur des variables centrées et réduites dans le cadre des études du comportement hydrochimique des

systèmes hydriques. Elle permet de rechercher les relations entre les variables physico-chimiques et de regrouper celles qui présentent un comportement semblable afin d'avoir une idée sur l'évolution de la qualité des eaux. L'objectif de cette analyse étant de décrire ou de classer les données pour permettre l'interprétation du fonctionnement hydrochimique du système en question. L'étude des ressemblances entre les différents échantillons et les liaisons entre les variables permettent de mettre en évidence les associations existant entre les différentes variables et l'existence éventuelle de sous populations. L'ACP est une technique d'analyse statistique multivariée, construite à partir d'une matrice de corrélation, permettant une représentation graphique des liens entre variables n ($n > 2$) et des positions des individus par rapport aux vecteurs de ces variables. L'ACP sert également à mettre en évidence des similarités ou des oppositions entre variables et à repérer les variables les plus corrélées entre elles (Ouandaogo-Yameogo, 2008 ; Zamiche et al, 2018). C'est une technique appliquée pour réduire la dimensionnalité d'un ensemble de données constitué d'un grand nombre de variables interdépendantes, dans le but d'une compression et d'une synthèse de l'information et permettant à traiter et interpréter un nombre très important de données quantitatives (Guerrien et Marc, 2003).

L'ACP permis la détermination des rapports complexes existant entre les différents variables géochimiques et donc à préciser les relations entre les variables et les phénomènes qui sont à l'origine de ces relations (Fovell et Fovell, 1993 ; Guler et al, 2002). Elle permet aussi d'exprimer l'ensemble de variables sous forme de combinaisons linéaires de facteurs. Il s'agit, d'une classification graphique simple de la manifestation des variables et des individus (Cattel, 1965). Les combinaisons linéaires des différents variables permettent de réduire la majeure partie de la variance exprimée par les individus à quelques plans factoriels où l'information sera concentrée sur un minimum d'axes. (Davis, 1986 ; Kumar et al, 2006 ; Ben Moussa, 2011). L'analyse statistique des données physico-chimiques dans notre étude a été effectuée sur une matrice de données constituée de 26 variables et de 27 prélèvements (15 dans les eaux de rivière et 12 dans les eaux de lac) pendant la saison humide est sèche. Cette analyse permet d'identifier les activités dans le bassin versant et/ou les facteurs responsables des variations de la physico-chimie des eaux et les sources de leur pollution ; et donc, les corrélations appliquées éclairent et identifient les relations entre ces variables et l'interaction eau-roche contrôlant les paramètres hydrochimiques.

3. La classification ascendante hiérarchique (CAH) :

Il existe plusieurs techniques statistiques qui visent à partitionner ou fractionner une population en différentes classes ou sous-groupes, donc classifié. La classification ascendante hiérarchique (CAH) est l'une de ces techniques dont elle est la plus utilisée dans la classification des eaux.

La CAH est une méthode d'analyse statistique multivariée qui consiste à constituer donc à construire des classes (ensemble d'individus ou objets) possédant des traits de caractères communs (groupe, catégorie), elle permet d'obtenir une représentation des données dans un sous-espace de dimensions inférieures à celles de l'espace original (Chimi Chiadjeu et al, 2016). La CAH s'intéresse à des tableaux de données d'individus et de variables quantitatives dont l'objectif est la réalisation d'une structure (arborescence) permettant la mise en évidence de liens hiérarchiques entre individus ou groupes d'individus et la détection d'un nombre de classes au sein de la population (Saporta, 2011). Elle se base sur la ressemblance entre individus (distance euclidienne, indice de similarité) et groupes d'individus (saut minimum ou lien simple (plus petite distance, lien complet, plus grande distance ou critère de Ward)). La CAH est un algorithme de clustering, c'est à dire qu'à partir de données, l'algorithme va chercher à créer des groupes d'individus homogènes (des groupes dans lesquels les individus se ressemblent ; des groupes qui se distinguent le plus possible les uns des autres). Donc, dans une CAH, on cherche à ce que les individus regroupés au sein d'une même classe (homogénéité intra-classe) soient les plus semblables possibles tandis que les classes soient les plus dissemblables (hétérogénéité inter-classes) (Saporta, 2011). Elle appartient au groupe de méthodes statistiques multivariées issues de l'agrégation dont le principe est le suivant : initialement, on suppose que chaque individu représente une classe, ensuite on regroupe les individus entre eux en fonction de l'indice de dissimilarité choisi jusqu'à former le nombre de classes souhaité. La méthode de clustering permet, grâce à la lecture de l'arbre (appelé un dendrogramme), de déterminer le nombre optimal de classes qui est le nombre de classes qui permet statistiquement de mieux différencier les individus de classes différentes et de mieux regrouper les individus d'une même classe (Ward, 1963, Martin, 2004). De ce fait, la CHA permet de construire une hiérarchie entière des objets dans un ordre ascendant, en commençant par considérer chaque individu comme une classe et on essaye de fusionner deux ou plusieurs classes appropriées (selon la similarité) pour former une nouvelle classe. Le processus est itéré jusqu'à ce que tous les individus se trouvent dans une même classe. Cette classification génère un arbre que l'on peut couper à différents niveaux pour obtenir un nombre de classes plus ou moins grand (Martin, 2004). Le choix du nombre de classes se fait généralement visuellement à partir du dendrogramme ou à l'aide de critères statistiques. Il existe plusieurs critères permettant de déterminer de façon automatique le nombre optimal (la statistique « Semi-partial R-squared » (SPRSQ) et parmi les méthodes de regroupement de classes utilisées en classification hiérarchique, la méthode de Ward est la plus utilisée (Chimi Chiadjeu O, 2016). La méthode de « Ward » est basée sur la minimisation de la variance intra-classe. Ici, un individu appartient à la classe dont la variance du groupe composé de l'individu et des autres individus de la dite

classe est minimale. La méthode de « Ward » apparaît comme celle qui maximise l’inertie intra-classe. Dans cette étude on désire obtenir une classification basée sur la similitude les individus et non sur leur proximité. Donc, la méthode de Ward apparaît ici comme celle la mieux adaptée pour notre étude.

Enfin, la CAH permet de rassembler des individus selon un critère de ressemblance défini au préalable qui s’exprimera sous la forme d’une matrice de distances, exprimant la distance existant entre individus ; elle va ensuite rassembler les individus de manière itérative afin de produire un dendrogramme ou arbre de classification (fig.97). La classification est ascendante car elle part des observations individuelles, elle est hiérarchique car elle produit des classes ou groupes de plus en plus vastes, incluant des sous-groupes en leur sein.

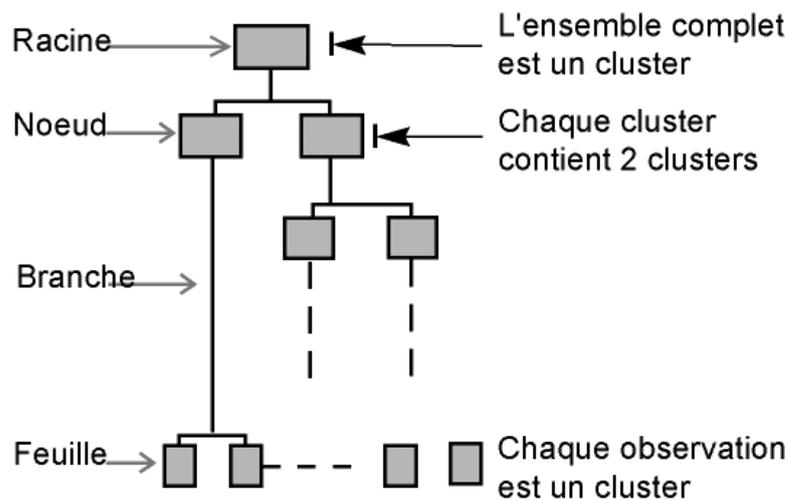


Figure 97 : Représentation hiérarchique d’un dendrogramme (Chevalier et Bellac, 2012).

Le choix de l’indice de dissimilarité (distance entre individus) entre les individus dépend des données étudiées et des objectifs. Les plus utilisées sont la distance euclidienne qui est la plus couramment utilisée, la distance euclidienne au carré qui permet de sur-pondérer les individus atypiques (éloignés), en élevant la distance euclidienne au carré, la distance de City-block (Manhattan) représentant la somme des différences entre les dimensions entre deux individus. Aussi, Plusieurs méthodes d'agrégation sont disponibles, telles que celle de Ward (inertie), Ward (variance), lien complet, lien simple, lien flexible, lien moyen, lien proportionne,... Etc. Mais la plus répandue est celle de Ward. Enfin, chaque logiciel propose plusieurs modes de mesure de proximité (similarités et dissimilarités) entre individus ou groupes d’individus pour la Classification Ascendante Hiérarchique.

Nous avons appliqué la C.A.H. aux données physico-hydrochimiques des eaux de surface de la région d’étude pour les deux campagnes d’échantillonnage, afin d’essayer de rassembler les eaux en un nombre limité de classes, ces dernières auront deux propriétés : la première est

l'homogénéisation dans chaque classe et la disparité entre les classes et la seconde est que les classes ne sont pas prédéfinies mais découvertes au cours de l'opération de construction.

Pour ce faire, nous avons utilisé le logiciel SPSS 26, afin de regrouper les points d'eau ayant des profils chimiques similaires. Le nombre d'individus est de 27 en saison humide et 22 en saison sèche et les variables de 25 (paramètres physiques, ions majeurs, nutriments et ETM).

La méthode du lien complet a été choisie pour cerner la plus grande distance entre deux groupes et pour la distance entre ces groupes c'est la distance euclidienne qui a été prise en considération vu sa fréquente utilisation dans ce genre de données et d'étude.

Pour raison de clarté et afin de donner une signification objective ou non abusive aux résultats des traitements statistiques, nous donnerons la matrice de corrélation, l'ACP et la CAH successivement pour les eaux de rivière et les eaux du lac selon la saison, nous permettant des corrélations et des comparaisons spatio-temporelles plus aisées.

A. Eaux de Rivière :

1. Saison humide :

1.1. Matrice de corrélation des eaux de rivière en période humide :

Les matrice de corrélation établie entre 25 variables hydrochimiques des eaux de rivière en période humide (Tab.24) a permis de déterminer les rapports existants entre ces différents variables. Car, l'analyse de la matrice de corrélation permet de retenir les éléments corrélés deux à deux avec un coefficient de corrélation (r) significatif. Les coefficients de corrélation ont été calculés selon la méthode de moindre carré. Les variables montrant un coefficient $r > 0.7$ sont considérées être fortement corrélées tandis que celles avec un coefficient r compris entre 0.5 et 0.7, et $r < 0.5$ montrent des corrélations modérées et faibles respectivement. La matrice de corrélation établie entre les paramètres physico-chimiques, principalement les teneurs en éléments majeurs, a conduit à préciser d'avantage les associations entre les variables pouvant avoir une concordance globale. Elle a pu également identifier les comportements et les sources communes des éléments majeurs permettant de mettre en évidence les principaux processus de minéralisation (Helena et al, 2000).

L'étude des corrélations linéaire bi-varié entre les paramètres étudiés nous renseigne sur la force des associations éventuelles entre eux (Reggam et al, 2015). Elle donne une première idée des associations existantes entre les différentes variables étudiées. Le pH présente une corrélation moyenne avec la turbidité, le NO_3^- et le NO_2^- ($r = 0,641$; $-0,584$ et $-0,575$; $p < 0,05$) et montre une bonne corrélation négative avec le Na^+ et le SO_4^- ($r = -0,670$ et $-0,649$; $p > 0,05$). Ceci indique que le pH influence la dissolution d'autres minéraux tels que les silicates en plus des sels et des sulfates. La conductivité électrique est corrélée positivement avec le TDS, la Salinité, le SO_4^- et le Fe ($r = 0,990$; $0,952$; $0,870$ et $0,759$ respectivement ; $p < 0,01$). Elle est

moyennement corrélée avec le PO_4^- et le $\text{Si}(\text{OH})_4^-$ (0,625 et -0,600 ; $p < 0,05$). Les fortes corrélations observées entre ces paramètres s'expliquent par le fait qu'ils sont des indicateurs de la pollution minérale des eaux car, la conductivité électrique est utilisée pour estimer la minéralisation globale et le total des sels solubles dans l'eau ; de plus la salinité suit les mêmes tendances que la conductivité électrique (Rodier et al, 2009 ; El Morhit et al, 2012 ; Sadek et al, 2012 ; Todedji et 2020). Ces différentes corrélations indiquent que la minéralisation des eaux provient principalement de la dissolution des sulfates. La dureté de l'eau (TH) est significativement corrélée avec la Salinité ($r=0,679$; $p < 0,01$) le Mg^+ et le Cl^- ($r=0,608$; 0,563 ; $p < 0,05$), ce qui explique que le Mg^+ est le principal cation responsable a la dureté des eaux. Aussi, on constate qu'il existe une très bonne corrélation entre le HCO_3^- et le TH ($r=0,970$; $p < 0,01$) ; cette corrélation très significative indique que l'essentiel de l'alcalinité des eaux provient des bicarbonates (Soro et al, 2019). La turbidité présente une bonne corrélation avec le Mg^{2+} et le Na^+ (0,722 et 0,754 ; $P < 0,01$). Le calcium ne présente de corrélation significative qu'avec le Al^{3+} (0,515 ; $P < 0,05$) ; ceci implique que l'origine du calcium dans les eaux de processus hydrochimiques complexes allant d'une dissolution naturelle de carbonate à un échange d'ions. Quand à la paire $\text{Na}^+ - \text{Cl}^-$, naturellement liée à la dissolution de la halite, qui montre une faible corrélation, elle suggère que ces deux ions ne sont pas seulement affectés par la simple dissolution de l'halite mais par d'autres processus tels que l'échange d'ions ou encore la pollution entropique suite aux rejets urbains directement dans l'oued. Cette constatations confirme le processus d'échange d'ions énuméré plus haut pour le calcium. Cet échange d'ions se fait entre le Ca^+ des eaux et le Na^{2+} des formations du bassin versant conduisant à un déficit en Ca^+ et un excès en Na^+ des eaux. Le Mg^{2+} montre une corrélation significative positive avec le Na^{2+} et le Cl^- ($r=0,738$; 0,685 ; $p < 0,01$) ; ceci peut être attribué à l'effet d'un échange ionique direct entre Mg^+ de l'eau de surface et le Na^+ des matériaux du bassin versant (Zhang et al., 2018); ce constat est confirmé par le résultat obtenu de l'analyse des l'indice chloro-alcalins.

Tableau 24 : Matrice de corrélation Pearson appliquée aux différentes variables physico-chimiques des eaux de Rivière en saison humide (SH).

	pH	T	CE	TDS	Sal	TH	TA	Turb	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	CO ₃	SO ₄	Cl	NO ₃	PO ₄	Fe	Mn	Cu	Al	NH ₄	NO ₂	Si(OH) ₄	
pH	1																									
T	-,334	1																								
CE	-,368	-,308	1																							
TDS	-,350	-,352	,990**	1																						
Sal	-,284	-,295	,952**	,963**	1																					
TH	,199	-,239	,506	,496	,679**	1																				
TA	-,090	-,176	,433	,513	,464	,108	1																			
Turb	,641*	,016	-,242	-,228	-,091	,345	,055	1																		
Ca	-,146	-,214	,051	,099	,051	-,221	,360	-,104	1																	
Mg	,464	-,184	,170	,180	,287	,608*	,128	,722**	-,397	1																
Na	-,670**	,188	,262	,243	,141	-,290	,089	-,754**	,231	-,738**	1															
K	-,318	-,146	,464	,517*	,345	-,293	,812**	-,388	,366	-,280	,430	1														
HCO ₃	-,110	-,154	,364	,444	,411	,145	,970**	,059	,311	,180	,104	,741**	1													
CO ₃	,047	-,137	,394	,417	,345	-,107	,421	,005	,296	-,159	-,026	,521*	,190	1												
SO ₄	-,649**	-,227	,870**	,861**	,757**	,116	,396	-,406	,279	-,135	,435	,572*	,308	,456	1											
Cl	,273	-,303	,368	,368	,416	,563*	,272	,273	-,242	,685**	-,139	,024	,386	-,345	,037	1										
NO ₃	-,580*	,481	,247	,279	,196	-,347	,417	-,469	,286	-,440	,581*	,622*	,357	,354	,407	-,274	1									
PO ₄	-,427	-,154	,625*	,656**	,486	-,206	,744**	-,416	,431	-,266	,455	,943**	,643**	,608*	,759**	-,007	,662**	1								
Fe	-,327	-,221	,759**	,732**	,581*	-,014	,436	-,293	,256	-,144	,443	,690**	,341	,493	,812**	,205	,330	,789**	1							
Mn	-,156	-,108	,184	,201	,164	-,171	-,009	-,204	,515*	-,221	,090	,105	-,134	,465	,316	-,271	,276	,262	,117	1						
Cu	-,007	-,072	,310	,341	,455	,341	,232	,155	,300	,180	-,131	,006	,146	,395	,230	,118	,094	,103	,024	,710**	1					
Al	-,134	-,318	,282	,362	,296	-,017	,594*	-,276	,303	,016	,236	,632*	,658**	-,057	,246	,400	,336	,510	,286	-,006	,056	1				
NH ₄	,221	-,358	,172	,224	,207	,170	,476	-,127	,237	,087	,246	,384	,561*	-,172	-,044	,658**	,073	,257	,171	,033	,184	,708**	1			
NO ₂	-,575*	,262	,101	,048	-,015	-,246	-,339	-,388	,163	-,289	,535*	-,090	-,265	-,382	,288	,056	,193	,009	,253	,246	-,024	-,053	,009	1		
Si(OH) ₄	-,402	-,226	,600*	,611*	,441	-,165	,537*	-,393	,381	-,354	,541*	,749**	,423	,595*	,755**	-,137	,525*	,869**	,733**	,260	-,016	,208	,098	,032	1	

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).**. La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

Aussi, des valeurs positives de corrélation ont été observées entre Na^{2+} avec NO_3^- , NO_2^- et $\text{SI}(\text{OH})_4^-$ (0.581, 0.535 et 0.541 ; $p < 0.01$) et entre K avec HCO_3^- , PO_4^- , Fe^{+2} , $\text{SI}(\text{OH})_4^-$ (0,74, 0,943, 0,690, 0,749 ; $p < 0.01$) et avec CO_3^- , SO_4^- , NO_3^- , Mn^{2+} (0,521, 0,572, 0,622, 0,632 ; $p < 0.05$). Ces corrélations indiquent que le potassium provient plus d'une pollution (agricole ; domestique) que d'une origine naturelle de minéralisation des eaux. Pour les traces métalliques en remarque une corrélation significative positive entre le Cu^{2+} et Al^{3+} (0.710 ; $p < 0.01$), ce qui montre que ces éléments sont de même origine (pollution par déchets industriels).

1.2. ACP des eaux de rivière en période humide :

Dans le but d'établir une relation entre les différents paramètres biophysicochimiques et pour mieux cerner et évaluer l'effet des activités anthropiques sur la qualité de l'eau dans le bassin de Hammam Grouz, une analyse factorielle en composantes principales a été réalisé utilisant le coefficient de Pearson, sur les eaux de rivière dans 15 site et 26 variables (PH, T, CE, TDS, Sal, TH, TA, Turb, Ca, Mg, Na, K, HCO_3 , CO_3 , SO_4 , Cl, NO_3 , $\text{PO}_4\text{-P}$, Fe, Al, Cu, Mn, NH_4 , NO_2 et $\text{SI}(\text{OH})_4$). Cette méthode est largement utilisée pour interpréter les données hydrochimiques (Bounouira, 2007 ; EL Mohrit, et al, 2008 ; Diallo et al, 2014).

L'analyse multi-variée par le biais de l'ACP a été réalisée sur un tableau à double entrée ; elle exprime jusqu'à six (6) facteurs ou composantes et 87,98% de la variance ont été exprimés ou expliqués (Tab 25).A noter que le nombre de facteurs explicatif de la variance est déterminé à partir du tracé d'effondrement pour une valeur propre supérieure à 1 (Fig. 98).

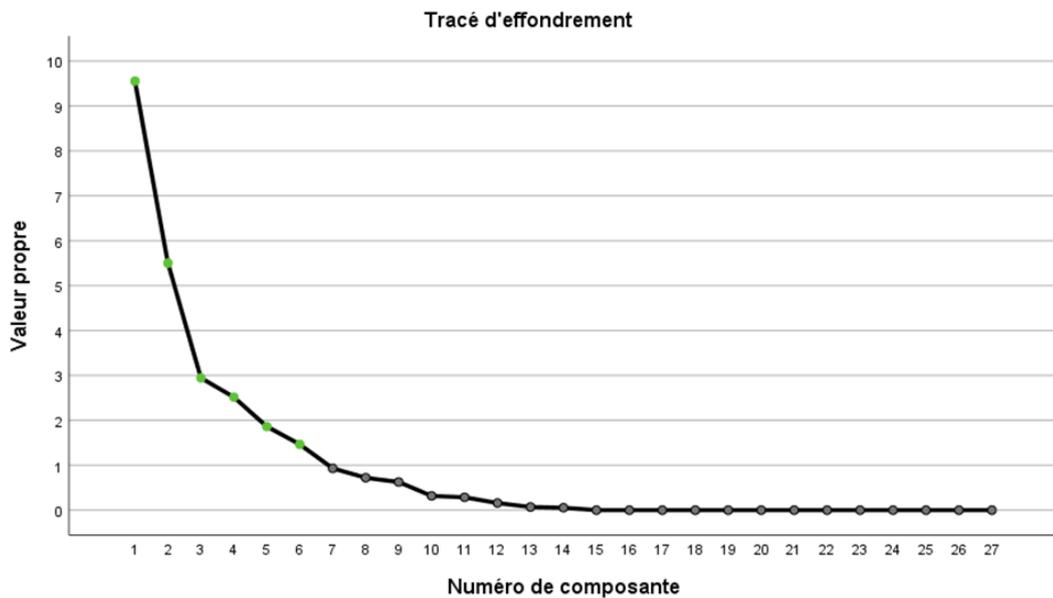


Figure 98 : Tracé d'effondrement, eaux de rivière, SH.

Tableau 25 : Représentativité des principaux axes factoriels – eaux de rivière, SH.

Variance totale expliquée									
Composante	Valeurs propres initiales			Sommes extraites du carré des chargements			Sommes de rotation du carré des chargements		
	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé
1	8,676	33,371	33,371	8,676	33,371	33,371	6,855	26,365	26,365
2	5,480	21,076	54,446	5,480	21,076	54,446	4,645	17,865	44,231
3	2,912	11,199	65,646	2,912	11,199	65,646	3,794	14,594	58,824
4	2,505	9,635	75,281	2,505	9,635	75,281	3,443	13,244	72,068
5	1,839	7,075	82,355	1,839	7,075	82,355	2,363	9,089	81,157
6	1,463	5,628	87,984	1,463	5,628	87,984	1,775	6,827	87,984

Le résultat fondamental concernant les variables est le tableau de corrélations entre les variables et les facteurs. Il s'agit des coefficients de corrélation linéaire entre les variables initiales et les facteurs. Ce sont ces corrélations qui vont permettre de donner un sens interprétatif aux facteurs. Nous apporterons une attention importante aux variables ayant une forte contribution positive ou négative à l'axe factoriel, ce qui facilitera la compréhension de la source de variabilité expliquée par les axes (Tab.26). Nous avons représenté en grisé les corrélations les plus significatives, c'est-à-dire celles qui, parmi les variables, expliquent le mieux chacune de ces composantes.

La projection des variables sur les plans (1, 2, 3, 4) montre que 72,06% de la variance totale sont exprimés (Tab.27). L'axe factoriel 1 représente 26,36 % de la variance totale et regroupe CE, TDS, K⁺, CO₃, SO₄, NO₃, PO₄, Fe et Si(OH)₄⁻ dans le pôle positif.(Tab.27, Fig.99). L'axe factoriel 1 peut être considéré comme un axe caractérisant, la source de minéralisation par pollution anthropique et organique, notamment humaine, en plus de la minéralisation naturelle par les carbonates et les sulfates, des eaux de surface dans la zone d'étude. (Elhatip et al, 2008 ; Liu et al, 2003 ; Omo-Irabor et al, 2008). L'axe factoriel 2 représente 17,86% exprime un axe caractérisant la minéralisation des eaux par le lessivage des matériaux géologiques du bassin versant. Il est déterminé par le TH, Mg, Cl, Cu et salinité dans le pôle positif et par le Ca dans le pôle négatif. L'axe factoriel 3 représente 14,59 % de la variance totale et regroupe dans le pôle positif l'HCO₃, TA, NH₄ et Mn ; il représente plus l'alcalinité des eaux. Le facteur 4 représente 13,24 % de la variance totale et regroupe, dans son pôle positif, le Na²⁺ et le NO₂⁻ et le pH et la turbidité dans son pôle négatif. Ces axes de facteur 3 et 4 expliquent plus pollution des eaux par les activités agricoles.

Tableau 27 : Matrice des composantes après Rotation – eaux de rivière, SH.
(Rotation Varimax avec normalisation Kaiser).

	Composantes			
	1	2	3	4
PH	-,386	,046	,066	-,696
T	-,265	-,134	-,204	,156
CE	,777	,572	,083	,202
TDS	,781	,551	,164	,156
Sal	,642	,711	,126	,092
TH	,025	,920	-,007	-,168
TA	,540	,063	,710	-,315
Turb	-,325	,314	-,063	-,732
Ca	,213	-,339	,327	,081
Mg	-,181	,706	,088	-,502
Na	,330	-,248	,188	,777
K	,731	-,281	,582	,016
HCO₃	,396	,121	,807	-,230
CO₃	,709	-,197	-,141	-,417
SO₄	,862	,217	-,009	,347
Cl	-,099	,696	,524	,015
NO₃	,424	-,282	,266	,284
PO₄-P	,876	-,197	,361	,061
Fe	,824	,072	,154	,241
Al	,153	-,118	-,102	,155
Cu	,039	,384	,067	-,101
Mn	,189	,024	,852	,145
NH₄	-,074	,164	,873	,139
NO₂	-,099	,008	-,088	,852
Si(OH)₄	,881	-,205	,144	,131

La figure 99 présente l'espace de communauté des plans factoriels (composantes) 1- 2 - 3. La projection des variables considérées dans l'espace de ces composantes montre une large dispersion des points mettant en évidence la diversité des mécanismes de salinisation de ces eaux que ce soit naturels ou anthropogéniques.

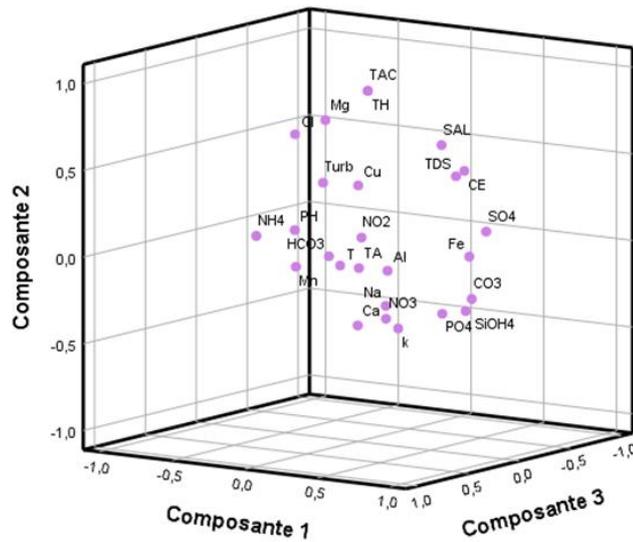


Figure 99 : Tracé des composantes dans l'espace après rotation, eaux rivière, SH.

1.3. La CAH des eaux de rivière en période humide :

L'objectif de la CAH est de grouper les individus en quelques classes distinctes, pour faire acquérir de nouvelles informations sur l'hydrochimie de notre zone d'étude. La méthode est appliquée aux points d'observation (sites de prélèvement) (fig. 100). Le dendrogramme obtenu permet de différencier trois grandes classes d'eau :

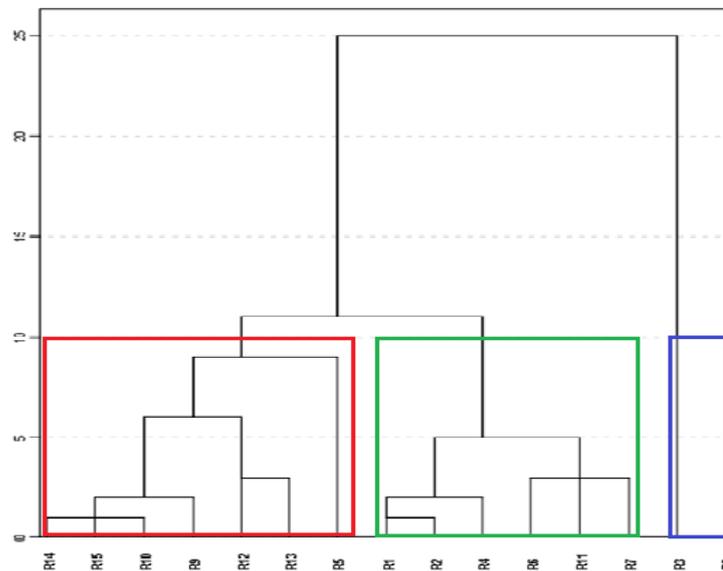


Figure 100 : Dendrogramme montrant les groupes d'eau de rivière en saisons humide.

La classe 1 : Elle regroupe les points (R5, R9, R10, R12, R13, R14, R15) correspondant à 46.67 % des échantillons et présentant les eaux de type chloruré sodique et potassique ou sulfaté sodique.

La classe 2 : Elle regroupe les points (R1, R2, R4, R6, R7, R11) correspondant à 40 % des eaux analysées et présentant les eaux de type chloruré et sulfaté calcique et magnésien.

La classe 3 : Elle regroupe les points (R3 et R8) correspondant à 13.33 % des échantillons étudiés, des eaux de ce groupe se caractérisent par une forte minéralisation et des teneurs élevées en NO_3^- attestant d'une forte pollution agricole. Ces deux points d'eaux correspondent à des affluents pollués par les rejets urbains et les engrais utilisés en agriculture.

L'observation du dendrogramme montre que l'écart entre les groupes est important. Cet écart confirme la variabilité importante entre les valeurs maximales et minimales de la minéralisation des eaux et donc du chimisme des eaux.

2. Saison sèche :

2.1. Matrice de corrélation des eaux de rivière en période sèche :

La matrice de corrélation de (25) vingt Cinq paramètres mesuré dans dix (10) points des eaux de rivière durant la période sèche est présentée dans le tableau 28 du lequel on enregistre que : La conductivité électrique (CE) montre une bonne corrélation positive respectivement avec le TDS, la salinité, le TH, le NH_4^- et le $\text{Si}(\text{OH})_4^-$ ($r = 1 ; 0,999 ; 0,771 ; 0,774 ; 0,727 ; p < 0,01$) et une corrélation moyenne avec le Ca^{2+} et le Mg^{2+} ($r = -0,531 ; 0,625 ; p < 0,05$). Aussi, on note que l'ammonium et le silicium présentent une bonne corrélation avec la CE, le TDS et la salinité. Ceci indique que la minéralisation globale des eaux est plus influencée par ces ions que par d'autres. La très forte corrélation positive présente entre le chlorure et le sodium ($r = 1 ; p < 0,01$) indique que ces deux ions sont de même origine qui est la dissolution des sels (halite) de plus, la très faible corrélation qui existe entre les chlorures et les nitrates, qui ont le même comportement chimique, dévoile la présence d'une pollution anthropique des nitrates surtout d'origine agricole (Soro et al, 2019).

Comme en saison humide, la très significative corrélation entre le HCO_3^- et l'alcalinité ($r = 0,988 ; p < 0,01$) indique que l'essentiel de l'alcalinité des eaux provient des bicarbonates. La dureté présente une très bonne corrélation positive avec la CE, le TDS, et la salinité ($r = 0,771 ; 0,770 ; 0,768$ respectivement ; $p < 0,01$) et une corrélation négative avec la température et le calcium ($r = -0,763 ; -0,831 ; p < 0,05$ et $p < 0,01$ respectivement). La dureté totale des eaux est gouvernée ici par l'apport en calcium dont elle augmente avec la diminution du calcium et de la température attestant ainsi que la dureté des eaux de rivière dans les eaux est surtout magnésienne. Quant à la turbidité, elle présente une haute corrélation avec le SO_4^- (0.902 ; $p < 0,01$) et les ETM (Mn, Cu et Al : 0.902, 0.836, 0.820 et 0.932 ; $p < 0,01$)

STATISTIQUE MULTIVARIEE DES PARAMETRESBIO-PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX

Tableau 28 : Matrice de corrélation Pearson appliquée aux différentes variables physico-chimiques des eaux de Rivière en saison sèche (SS).

	pH	T	CE	TDS	Sal	TH	TA	Turb	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	CO ₃	SO ₄	Cl	NO ₃	PO ₄	Fe	Mn	Cu	Al	NH ₄	NO ₂	Si(OH) ₄	
pH	1																									
T	,076	1																								
CE	,040	-,621	1																							
TDS	,057	-,618	1,000**	1																						
Sal	,050	-,638*	,999**	,999**	1																					
TH	-,025	-,763*	,771**	,770**	,768**	1																				
TA	-,309	-,283	,128	,131	,113	,421	1																			
Turb	-,653*	,136	-,185	-,199	-,182	-,081	,208	1																		
Ca	-,133	,741*	-,539	-,536	-,544	-,831**	-,066	,081	1																	
Mg	-,148	,048	-,625	-,631	-,615	-,220	-,141	,172	-,048	1																
Na	,343	-,375	,016	,019	,047	,184	,026	,160	-,335	,168	1															
K	-,074	,559	-,192	-,187	-,196	-,308	,289	,407	,616	-,219	-,141	1														
HCO ₃	-,276	-,211	,074	,078	,056	,345	,988**	,193	-,016	-,128	,007	,284	1													
CO ₃	-,273	-,514	,365	,362	,379	,568	,296	,137	-,326	-,114	,126	,095	,146	1												
SO ₄	-,678	,369	-,328	-,338	-,339	-,073	,338	,902**	,166	,229	-,152	,710*	,313	,262	1											
Cl	,343	-,375	,016	,019	,047	,184	,026	,160	-,335	,168	1,000**	-,141	,007	,126	-,152	1										
NO ₃	-,175	-,357	,092	,084	,099	,185	-,306	-,280	-,259	,566	-,060	-,598	-,331	,088	-,330	-,060										
PO ₄	-,580	-,248	,484	,478	,480	,270	,524	,479	,108	-,593	-,112	,397	,476	,418	,321	-,112	-,373	1								
Fe	-,230	,182	,144	,137	,152	-,106	-,069	,739*	,114	-,361	,300	,417	-,068	-,019	,476	,300	-,533	,539	1							
Mn	-,811**	,268	-,196	-,209	-,205	-,234	,293	,836**	,394	-,045	-,105	,404	,294	,055	,867**	-,105	-,274	,632*	,636*	1						
Cu	-,592	,006	,187	,178	,193	,033	,278	,820**	,177	-,346	,104	,527	,233	,343	,627	,104	-,451	,843**	,842**	,815**	1					
,000	,065	,180	-,107	-,120	-,106	-,129	,224	,932**	,272	-,023	,036	,491	,193	,247	,827*	,036	-,285	,656*	,749*	,940**	,918**	1				
NH ₄	,346	,526	-,774**	-,765**	-,768**	-,507	,084	,170	,345	,424	,268	,462	,133	-,285	,374	,268	-,426	-,425	,000	-,034	-,132	,000	1			
NO ₂	-,328	-,062	-,193	-,202	-,210	,226	,228	,328	-,403	,590	-,184	-,207	,264	-,175	,483	-,184	,248	-,231	-,193	,089	-,153	,065	,152	1		
Si(OH) ₄	,036	-,616	,727*	,731*	,726*	,698*	,513	-,121	-,403	,656*	,328	-,121	,459	,452	-,303	,328	-,212	,567	,159	,000	,277	,005	-,489	-,369	1	

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

** . La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral)

Ceci indique que la turbidité est plus influencée par la pollution anthropique des eaux qui augmente en saison sèche suite à une diminution des précipitations inférant une faible dilution. Enfin, Les éléments traces métalliques présentent une bonne corrélation positive entre eux ; ce qui confirme que ces éléments sont de même origine et sont sous le contrôle d'un même processus chimique qui permet leur mise en solution dans les eaux (très fort probablement l'oxydoréduction). Leur bonne corrélation, comme en période humide, confirme leur origine anthropique dans la zone d'étude.

2.2. ACP de l'eau de rivière en période sèche :

La figure 101 représente les 5 principaux facteurs à considérer dans l'analyse de l'ACP et le tableau 29 indique leurs valeurs propres et les différents pourcentages exprimés.

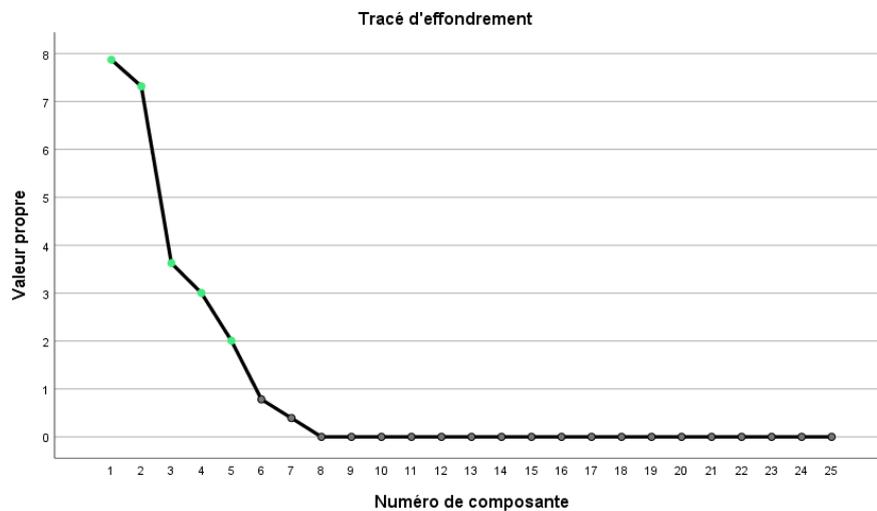


Figure 101 : Tracé d'effondrement, eaux de rivière, SS.

Tableau 29 : Représentativité des principaux axes factoriels – eaux de rivière, SS.

Variance totale expliquée									
Composante	Valeurs propres initiales			Sommes extraites du carré des chargements			Sommes de rotation du carré des chargements		
	Total	% de la	%	Total	% de la	%	Total	% de la	%
		variance	cumulé		variance	cumulé		variance	cumulé
1	7,872	31,487	31,487	7,872	31,487	31,487	7,174	28,695	28,695
2	7,317	29,269	60,756	7,317	29,269	60,756	6,992	27,970	56,665
3	3,626	14,504	75,260	3,626	14,504	75,260	3,828	15,313	71,978
4	3,003	12,013	87,273	3,003	12,013	87,273	2,935	11,741	83,719
5	2,008	8,030	95,303	2,008	8,030	95,303	2,896	11,584	95,303

On constate que ces cinq premiers facteurs expriment ou expliquent 95,30% de l'information dont 28,69% pour le facteur 1, 27,97% pour le facteur 2, 15,31% pour le facteur 3, 11,74% pour le facteur 4 et 11,58% pour le facteur 5. Les quatre premiers facteurs totalisent 83,71% de la

STATISTIQUE MULTIVARIEE DES PARAMETRESBIO-PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX

variance totale exprimée. Au vue de ces pourcentages exprimés, les mécanismes qui contrôlent l'évolution chimique des eaux dans la région sont largement contenus dans ces quatre facteurs. De ce fait, l'analyse portera sur ces quatre facteurs dans la mesure où l'ACP d'une région n'est valable que si le pourcentage de variance totale cumulée est supérieur à 70%. La composante 1 est exprimée par 44 %, la composante 2 est exprimée par 32 %, la composante 3 est exprimée par 12 % et la composante 4 est exprimée par 4 % de paramètres considérés (Tab.30) représentant ainsi 92 % et 8 % des variables (Na et CL) sont expliquées par la composante 5.

Tableau 30 : Matrice des composantes après Rotation – eaux de rivière, SH.
(Rotation Varimax avec normalisation Kaiser).

	Composante			
	1	2	3	4
PH	-,073	-,740	-,138	,522
T	-,623	,171	-,419	,417
CE	,961	-,043	,127	,013
TDS	,961	-,055	,128	,024
Sal	,965	-,037	,114	,004
TH	,693	-,039	,630	-,247
TA	,250	,202	,919	,105
Turb	-,224	,935	,189	,037
Ca	-,459	,256	-,712	,305
Mg	-,736	-,027	,158	-,619
Na	-,020	,019	,074	,013
K	-,178	,767	-,055	,563
HCO ₃	,171	,121	,943	,198
CO ₃	,509	,501	,233	-,444
SO ₄	-,358	,832	,328	,038
Cl	-,020	,019	,074	,013
NO ₃	,027	-,301	-,136	-,902
PO ⁴	,671	,656	,112	,199
Fe	,146	,740	-,214	,494
Mn	-,096	,981	-,065	,035
Cu	,285	,922	-,027	,220
Al	-,031	,996	-,032	,007
NH ₄	-,862	,075	,172	,373
NO ₂	-,429	,023	,731	-,282
Si(OH) ₄	,845	-,044	,261	,135

Le tableau 30 a permis de construire une corrélation entre les trois premiers facteurs. Le trace de l'espace factoriel 1- 2 - 3 (Fig.102) montre que la composante 1 est déterminée dans sa partie négative par le groupe des variables T, Ca²⁺, Mg²⁺, NH₄⁻ et dans sa partie positive par le groupe de variables CE, TS, Sal, TH,CO₃⁻,PO₄, Si(OH)₄⁻. Les variables telles que Ca²⁺, Mg²⁺,

sont en général issues de l'altération des roches carbonatées et en partie de l'hydrolyse des minéraux silicatés. Les nutriments $\text{Si}(\text{OH})_4^-$ et NH_4^- sont issue d'une pollution organique.

La corrélation entre la conductivité et sulfates est faiblement significative, ceci explique que la minéralisation n'est pas forcément due aux ions sulfates, mais peut être à d'autres ions probablement présents dans l'eau notamment, les ions calcium, Magnésium, ... (Chaouki et al, 2014). La composante 2 est déterminée dans sa partie négative par le pH et dans sa partie positive par le groupe Turbidité, k^+ , SO_4^- , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , Cu^{2+} . Ceci implique que la minéralisation des eaux est due aussi à la dissolution des roches silicatées sous l'influence du pH et atteste aussi d'une pollution par les ETM. La composante 3 est déterminée dans sa partie positive par l'alcalinité, HCO_3^- , NO_2^- , ce facteur expliquant la source principale de pollution organique. La composante 4 est déterminée dans sa partie négative par NO_3^- , ce facteur expliquant ainsi une pollution liée aux activités d'agricoles.

La composante 1 est le facteur de la salinisation naturelle alors que les composantes 2,3 et 4 sont plus des facteurs de pollution anthropique par différentes activités humaine (domestique, industriel, agriculture).

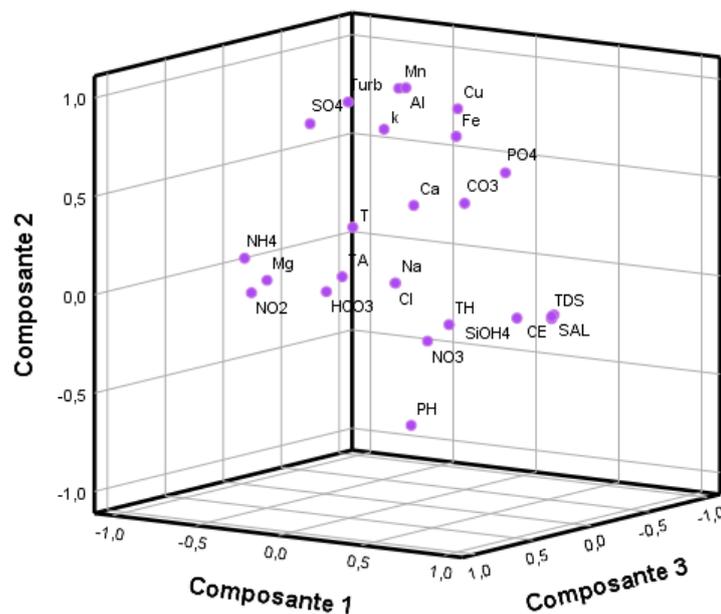


Figure 102 : Tracé des composantes dans l'espace après rotation, eaux rivière, SS.

2.3. CAH des eaux de rivière en période sèche :

Le dendrogramme de la figure 103 présente les clusters des points d'eau de rivière en saison sèche dans lequel on différencie trois classes d'eau :

Classe 1 qui rassemble deux sous-groupe : le sous-groupe 1 regroupe les points d'eau (R7, R9, R10, R11, R13, 14, R15) présentant les eaux de type bicarbonaté sodique et potassique, le sous-groupe 2 regroupe le point R8, déjà distingué en période humide, et présente le faciès chloruré

Tableau 31 : Matrice de corrélation Pearson appliquée aux différentes variables physico-chimiques des eaux du lac en saison humide (SH).

	pH	T	CE	TDS	Sal	TH	TA	Turb	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	CO ₃	SO ₄	Cl	NO ₃	PO ₄	Fe	Mn	Cu	Al	NH ₄	NO ₂	Si(OH)	
pH	1																									
T	-,032	1																								
CE	-,581*	,729**	1																							
TDS	-,554	,744**	,986**	1																						
Sal	-,567	,146	,358	,339	1																					
TH	-,562	-,115	,179	,181	,172	1																				
TA	-,456	,378	,604*	,542	-,086	,135	1																			
Turb	,289	,130	,013	-,001	-,232	-,025	,123	1																		
Ca	,277	-,604*	-,527	-,568	-,303	-,172	-,021	,123	1																	
Mg	,210	,031	-,092	-,111	-,206	-,378	,284	,408	-,114	1																
Na	-,088	,471	,320	,283	,157	,257	,221	,146	-,541	,390																
K	-,781**	,476	,869**	,888**	,450	,336	,554	,067	-,484	-,057	,139	1														
HCO ₃	-,076	,430	,371	,307	-,360	,026	,794**	,174	-,160	,298	,189	,222	1													
CO ₃	-,501	-,186	,221	,240	,472	,144	,071	-,117	,234	-,098	-,008	,396	-,551	1												
SO ₄	,204	,059	-,056	-,068	-,181	-,431	,399	,586*	,172	,866**	,174	,040	,272	,102	1											
Cl	,297	,187	,068	,042	-,158	-,455	-,221	-,032	-,022	-,151	,090	-,188	-,189	,008	-,122	1										
NO ₃	,437	,364	,203	,200	-,119	-,209	-,210	,232	-,244	-,200	-,071	-,078	,169	-,565	-,264	,307	1									
PO ₄	-,709**	,164	,650*	,672*	,503	,312	,028	-,381	-,474	-,366	,066	,687*	-,282	,501	-,469	,132	-,012	1								
Fe	,204	-,090	-,177	-,191	-,162	-,441	,303	,559	,258	,840**	,094	-,033	,160	,153	,984**	-,100	-,333	-,483	1							
Mn	,385	-,030	-,302	-,326	-,251	-,505	,286	,476	,266	,800**	,094	-,236	,319	-,131	,924**	-,107	-,217	-,723**	,928**	1						
Cu	,420	-,001	-,289	-,313	-,272	-,511	,287	,519	,272	,795**	,092	-,242	,339	-,162	,924**	-,107	-,162	-,741**	,920**	,997**	1					
Al	,242	-,005	-,201	-,215	-,166	-,383	,330	,543	,173	,857**	,191	-,076	,275	,002	,971**	-,191	-,313	-,596*	,970**	,970**	,965**	1				
NH ₄	-,040	-,117	-,158	-,200	-,236	-,144	,025	-,075	-,305	,418	,069	-,128	,324	-,496	,081	-,088	-,106	-,060	,092	,127	,113	,127	1			
NO ₂	-,762**	,304	,834**	,833**	,447	,233	,536	,004	-,387	,025	,060	,932**	,179	,441	,062	-,169	-,009	,742**	,002	-,231	-,237	-,085	-,093	1		
Si(OH)	,087	-,388	-,482	-,430	,234	-,260	-,569	-,294	-,244	,274	-,049	-,253	-,496	,034	,080	,028	-,241	,010	,182	,176	,128	,183	,312	-,202	1	

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).**. La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

que l'essentiel de l'alcalinité des eaux provient des bicarbonates que des carbonates. Une très bonne corrélation est enregistrée entre le Mg^{2+} et le SO_4^- , le Fe^{2+} , l' Al^{3+} , le Cu^{2+} et le Mn^{2+} ($r = 0,866 ; 0,840 ; 0,800 ; 0,795 ; 0,857$ respectivement ; $P < 0,01$). Le potassium, le phosphate et le nitrite sont corrélés positivement entre eux ; alors que le Na^+ et le Cl^- montrent une faible corrélation impliquant la complexité d'acquisition en ces éléments des eaux (dissolution de l'halite, échange de base et rejets urbains). Enfin, Les ETM présentent, comme dans les eaux de rivière, une corrélation positive significative entre eux ; ce qui confirme que ces éléments sont de même origine et sont sous le contrôle d'un même processus chimique qui permet leur mise en solution dans les eaux (oxydoréduction). Leur bonne corrélation, comme en période humide, confirme leur origine anthropique dans la zone d'étude. Ces différentes corrélations impliquent que la minéralisation des eaux est le résultat de l'interconnexion de plusieurs processus naturelle en plus de la pollution anthropique.

1.2. ACP des eaux du lac en humide :

La figure 104 indique le nombre de facteurs explicites dans l'ACP (7 facteurs) et le tableau 32 donne leurs valeurs propres et les différents pourcentages exprimés. Ces cinq premiers facteurs expriment 92,63 % de l'information dont 26,88 % pour le facteur 1 ; 23,61 % pour le facteur 2 ; 10,89 % pour le facteur 3 ; 8,69 % pour le facteur 4 et 7,98 % pour le facteur 5 dont les cinq facteurs totalisent 78,06 % de la variance totale exprimée. Comme le pourcentage de la variance totale cumulée est supérieur à 70 % pour ces 5 facteurs donc, les mécanismes contrôlant l'évolution chimique des eaux du lac en saison humide sont largement contenus dans ces facteurs.

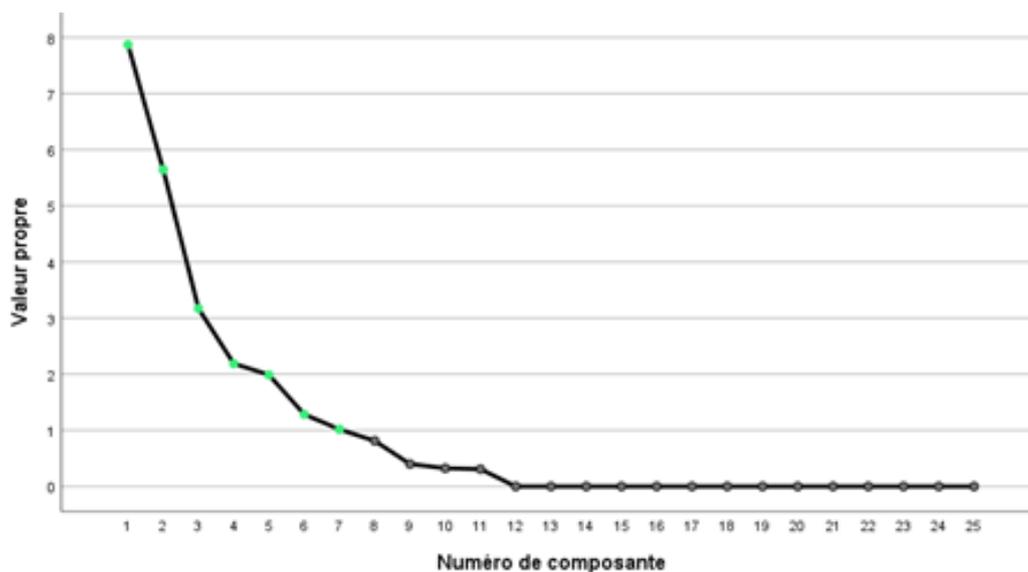


Figure 104 : Tracé d'effondrement, eaux du lac, SH.

Tableau 32 : Représentativité des principaux axes factoriels – eaux du lac, SH.

Variance totale expliquée									
Composante	Valeurs propres initiales			Sommes extraites du carré des chargements			Sommes de rotation du carré des chargements		
	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé
1	7,871	31,484	31,484	7,871	31,484	31,484	6,721	26,883	26,883
2	5,643	22,571	54,055	5,643	22,571	54,055	5,903	23,613	50,496
3	3,171	12,683	66,738	3,171	12,683	66,738	2,723	10,891	61,388
4	2,187	8,749	75,487	2,187	8,749	75,487	2,174	8,695	70,083
5	1,987	7,949	83,436	1,987	7,949	83,436	1,996	7,983	78,067
6	1,283	5,131	88,567	1,283	5,131	88,567	1,896	7,583	85,650
7	1,017	4,066	92,634	1,017	4,066	92,634	1,746	6,984	92,634

Tableau 33 : Matrice des composantes après Rotation – eaux du Lac, SH.
(Rotation Varimax avec normalisation Kaiser).

	Composante			
	1	2	3	4
PH	,672	-,399	-,474	,080
T	-,291	,561	-,562	,210
CE	-,662	,695	-,198	,010
TDS	-,678	,669	-,180	,040
SAL	-,488	,146	,462	,306
TH	-,525	,000	,157	-,330
TA	-,058	,813	-,086	-,412
Turb	,436	,390	-,176	-,190
Ca	,443	-,336	,280	-,702
Mg	,674	,553	,094	,344
Na	-,053	,425	-,154	,391
k	-,625	,709	,165	-,015
HCO3	,131	,584	-,559	-,266
CO3	-,294	,157	,798	-,129
SO4	,729	,633	,196	,030
Cl	-,031	-,195	-,306	,286
NO3	-,133	-,122	-,767	,099
PO4	-,874	,125	,244	,240
Fe	,769	,528	,306	,037
Al	,884	,421	,089	,026
Cu	,888	,425	,038	,002
Mn	,805	,542	,206	,060
NH4	,213	,040	-,150	,423
NO2	-,594	,667	,226	-,002
Si(OH)4	,247	-,300	,443	,735

Le tracé de l'espace factoriel 1 - 2 - 3. (Fig. 105) montre que le facteur F1 est déterminé dans sa partie positive par le groupe des variables pH, Turbidité, Mg^{2+} , SO_4^- et les ETM et dans la partie négative par le groupe (SAL, TH, PO_4^- , NO_2^-). Les variables telles que, Mg^{2+} , SO_4^- sont en général issues de l'altération des roches carbonatées et sulfatées ou de l'hydrolyse des silicates ou d'un échange d'ions pour le Mg. Les nutriments et les trace métallique sont issus surtout des rejets urbains (pollution humaine).

Le facteur 2 est exprimé dans sa partie positive le groupe des variables CE, TDS, TA, K^+ , Na^+ , HCO_3^- ; il indique la minéralisation naturelle des eaux. Le facteur 3 est déterminé dans sa partie positive par le CO_3^- et dans la partie négative par la $T(C)^\circ$ et Cl^- . Le facteur 4 est déterminé dans sa partie négative par le Ca^+ et dans la partie positive par NH_4^- et $Si(OH)_4^-$. Ces deux derniers facteurs indiquent la pollution anthropogénique.

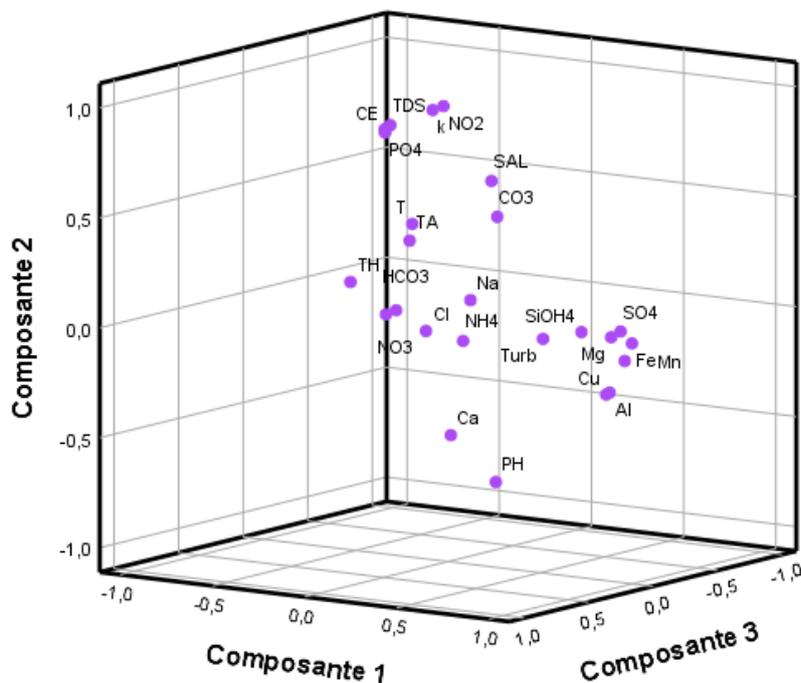


Figure 105 : Tracé des composantes dans l'espace après rotation, eaux du Lac, SH.

1.3. CAH des eaux de lac en période humide :

L'analyse de la figure 106 permet de différencier trois classes d'eau :

Classe 1 regroupe les points (L1, L2, L3, L4, L5, L5, L6, L7, L9, L10) qui présentent les eaux de type chloruré et sulfaté calcique et magnésien. Les sous-groupes identifiés dans ce groupe principal sont liés à la différence de concentrations des éléments considérés entre site et témoignent d'une différenciation spatiale de la chimie des eaux suite à un écoulement lent. Les classes 2 et 3, regroupent (L8) et (L11 et L12) respectivement et expriment les eaux de type chloruré sodique et potassique ou sulfaté sodique. Ces constatations sont en accord avec les résultats obtenus par le diagramme de Piper en cette période.

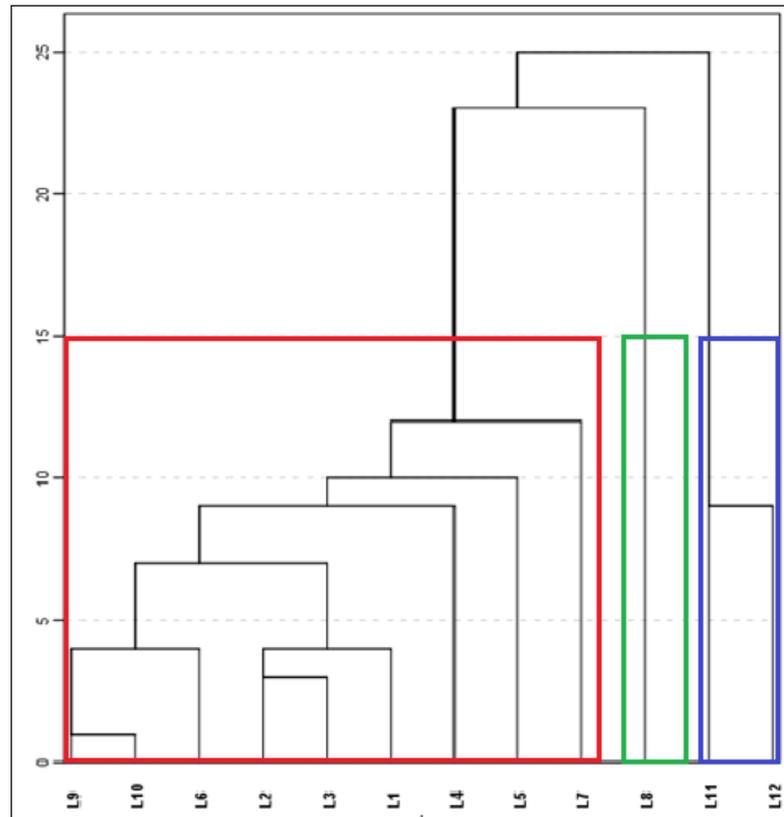


Figure 106 : Dendrogramme montrant les groupes d'eau du lac en saisons humide.

2. En période sèche :

2.1. Matrice de corrélation des eaux du lac en période sèche :

De l'analyse de la matrice de corrélation (Tab.34), on constate que le pH possède une corrélation positive avec la température ($r = 0,687$; $p < 0,05$) ce qui explique l'effet du changement du climat sur le Ph. ce dernier présente une bonne corrélation négative avec la CE, le TDS, la salinité, la dureté totale, l'alcalinité, le K, le HCO_3^- , le PO_4^- , le NH_4^- et le NO_2^- ($r = -0,942$; $-0,914$; $-0,733$; $-0,843$; $-0,930$; $-0,922$; $-0,908$; $-0,967$; $-0,969$; $-0,958$; $-0,761$ respectivement ; $p < 0,01$) ; et corrélation moyenne avec le Ca^{2+} , le Fe^+ et le Mn^{2+} ($r = -0,571$; $-0,672$ et $-0,693$; $p < 0,05$). Ceci s'explique par la liaison du pH avec l'équilibre calco-carbonique où il influence directement la dissolution des roches principalement carbonatées (Olive, 1976). La conductivité électrique (CE) possède une bonne corrélation positive, respectivement, avec le TDS, la salinité, la dureté, l'alcalinité, le K^+ , le HCO_3^- , le PO_4^- , le NH_4^- et le NO_2^- ($r = 0,914$; $0,879$; $0,783$; $0,958$; $0,949$; $0,952$; $0,970$; $0,970$; $0,985$ et $0,787$; $p < 0,01$) ; de l'autre côté le TDS et la salinité possède une bonne corrélation avec les même éléments. Ces différentes corrélations indiquent que la minéralisation des eaux provient en grande partie de l'altération des roches carbonatées associée à une pollution organique

Tableau 34 : Matrice de corrélation Pearson appliquée aux différentes variables physico-chimiques des eaux du lac en saison sèche (SS).

	pH	T	CE	TDS	Sal	TH	TA	Turb	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	CO ₃	SO ₄	Cl	NO ₃	PO ₄	Fe	Mn	Cu	Al	NH ₄	NO ₂	Si(OH) ₄	
pH	1																									
T	,687*	1																								
CE	-,942**	-,517	1																							
TDS	-,914**	-,500	,973**	1																						
Sal	-,733**	-,305	,879**	,871**	1																					
TH	-,843**	-,601*	,783**	,738**	,623*	1																				
TA	-,930**	-,586*	,958**	,974**	,835**	,798**	1																			
Turb	,304	,414	-,215	-,139	-,157	-,405	,056	1																		
Ca	-,571	-,462	,416	,381	,240	,392	,333	-,732*	1																	
Mg	,633*	,588*	-,446	-,407	-,205	-,551	-,367	,772**	-,902**	1																
Na	-,319	-,414	,297	,263	,106	,290	,344	,011	,183	-,230	1															
K	-,922**	-,609*	,949**	,886**	,871**	,771**	,889**	-,333	,524	-,513	,264	1														
HCO ₃	-,908**	-,528	,952**	,969**	,848**	,785**	,996**	,177	,301	-,323	,328	,878**	1													
CO ₃	-,414	-,757**	,252	,235	,019	,287	,233	-,607	,421	-,565	,251	,285	,146	1												
SO ₄	,330	,088	-,284	-,285	-,155	-,178	-,189	,384	-,571	,559	,428	-,298	-,187	-,063	1											
Cl	-,319	-,414	,297	,263	,106	,290	,344	,011	,183	-,230	1,000**	,264	,328	,251	,428	1										
NO ₃	,391	,393	-,356	-,370	-,192	-,324	-,252	,821**	-,526	,684*	,103	-,322	-,202	-,607*	,679*	,103	1									
PO ₄	-,968**	-,654*	,970**	,932**	,805**	,766**	,930**	-,354	,564	-,568	,355	,962**	,909*	,410	-,314	,355	-,409	1								
Fe	,672*	,625*	-,551	-,560	-,422	-,649*	-,524	,902**	-,769**	,859**	-,182	-,573	-,476	-,632*	,455	-,182	,745**	-,647*	1							
Mn	,693*	,766**	-,538	-,510	-,295	-,542	-,524	,608	-,704*	,842**	-,300	-,597*	-,482	-,561	,571	-,300	,651*	-,656*	,765**	1						
Cu	,638*	,624*	-,545	-,516	-,367	-,641*	-,461	,939**	-,741**	,889**	-,186	-,579*	-,411	-,646*	,538	-,186	,868**	-,630*	,932**	,808**	1					
Al	,643*	,654*	-,463	-,439	-,376	-,563	-,429	,658*	-,620*	,797**	,027	-,556	-,388	-,536	,445	,027	,540	-,544	,768**	,797**	,731**	1				
NH ₄	-,958**	-,597*	,985**	,979**	,858**	,807**	,979**	-,283	,441	-,493	,314	,935**	,970**	,288	-,310	,314	-,386	,968**	-,618*	-,625*	-,587*	-,536	1			
NO ₂	-,761**	-,397	,787**	,884**	,731**	,531	,838**	-,403	,464	-,429	,234	,672*	,832**	,225	-,322	,234	-,390	,777**	-,649*	-,502	-,494	-,428	,837**	1		
Si(OH) ₂	-,310	-,229	,374	,539	,427	,347	,530	,202	-,158	-,011	,133	,198	,538	,011	-,022	,133	-,239	,270	-,301	-,226	-,209	-,194	,473	,652*	1	

** La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral) ;

* La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

La très bonne corrélation entre l'alcalinité et le HCO_3^- et le K^+ ($r = 0,996$ et $0,889$; $p < 0,01$) indique que l'essentiel de l'alcalinité des eaux provient des bicarbonates et que le potassium n'est pas que d'origine naturelle. La dureté présente une bonne corrélation avec le K^+ , le HCO_3^- et le NH_4^- ($r = 0,771$; $0,785$ et $0,807$; $p < 0,01$) ; alors que le Mg^{2+} présente une corrélation négative avec le Ca^{2+} ($r = -0,902$; $p < 0,01$) et témoigne d'une dédolomitisation suite à l'interaction des eaux avec les formations du substratum conduisant à un excès en Mg^{2+} dans les eaux du lac en période sèche. Une très significative corrélation positive se présente entre le chlorure et le sodium ($r = 1$; $p < 0,01$) indique leur même origine qui est la dissolution de la halite ; alors que la très faible corrélation entre les chlorures et les nitrates confirme origine superficielle (pollution anthropique due à l'activité agricole) des nitrates dans les eaux. Le sulfate présente une corrélation positive avec le NO_3^- ($r = 0,679$; $p < 0,05$) ce qui implique qu'une partie de sulfate provient de activité agricole. Aussi, on enregistre une bonne corrélation entre le NO_2^- et le NH_4^- ($r = 0,837$; $p < 0,01$) d'une part et entre NO_2^- et Si(OH)_4 ($r = 0,652$; $p < 0,05$) de l'autre part indiquant que ces nutriment proviennent d'une même source (pollution par les rejets urbains). Enfin, comme en période sèche, les ETM sont positivement corrélés entre eux et résultent de leur mise en solution par oxydoréduction.

2.2. ACP des eaux du lac en période sèche :

Pendant la saison sèche, l'ACP a permis d'extraire 87, 92 % de la variance totale. (Tab. 35) pour les quatre premiers facteurs identifier sur la figure 107. Avec leurs valeurs propres et les différents pourcentages exprimés. Dont 36,70 % pour le facteur 1 ; 32,50% pour le facteur 2 et 81,02 % pour le facteur 3 ; Les trois facteurs totalisent 81,02 % de la variance totale exprimée.

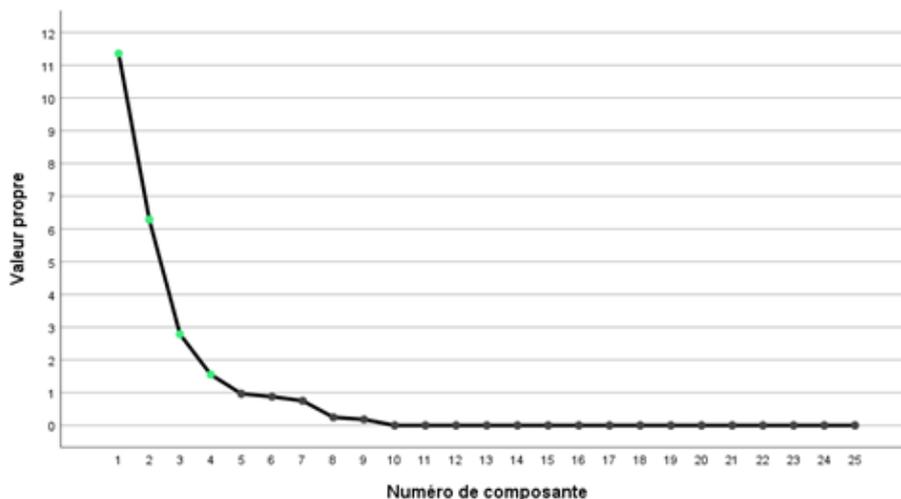


Figure 107 : Tracé d'effondrement, eaux du lac, SS.

Les trois premières composantes expriment à elles seules plus de 81, 02% de l'information. Au vue de ces pourcentages exprimés, les mécanismes qui contrôlent l'évolution chimique des eaux de la région sont largement contenus dans les trois premiers facteurs ou composantes (Fig. 108).

Tableau35 : Représentativité des principaux axes factoriels – eaux du lac, SS.

Variance totale expliquée									
Composante	Valeurs propres initiales			Sommes extraites du carré			Sommes de rotation du		
	Total	% de la	%	Total	% de la	%	Total	% de la	%
1	11,358	45,432	45,432	11,358	45,432	45,432	9,176	36,704	36,704
2	6,284	25,136	70,568	6,284	25,136	70,568	8,127	32,508	69,212
3	2,785	11,140	81,708	2,785	11,140	81,708	2,954	11,815	81,027
4	1,554	6,215	87,923	1,554	6,215	87,923	1,724	6,897	87,923

Le premier facteur est corrélé positivement avec les variables : CE, TDS, Sal, TH, TA, K⁺, HCO₃⁻, PO₄⁻, NH₄⁻, et négativement avec le pH et Si(OH)₄⁻.

Tableau 36 : Matrice des composantes après Rotation – eaux du lac, SS.
(Rotation Varimax avec normalisation Kaiser).

	Composante		
	1	2	3
PH	-,829	,437	-,176
T	-,355	,605	-,455
CE	,970	-,108	,016
TDS	,949	-,027	-,033
SAL	,745	,220	-,290
TH	,727	-,469	,126
TA	,946	,030	,244
Turb	-,100	,852	,137
Ca	,190	-,891	,089
Mg	-,141	,943	-,107
Na	,109	-,021	,948
k	,943	-,238	,014
HCO ₃	,936	,164	,191
CO ₃	,139	-,678	,290
SO ₄	,033	,550	,637
Cl	,109	-,021	,948
NO ₃	,059	,804	,313
PO ₄	,912	-,338	,179
Fe	-,044	,923	-,012
Mn	-,135	,851	-,198
Cu	-,180	,941	,029
Al	-,190	,782	,116
NH ₄	,947	-,254	,091
NO ₂	-,306	-,268	,021
Si(OH) ₄	-,868	,250	-,028

Ce facteur 1 est considéré comme un axe de minéralisation que ce soit d'origine naturelle (dissolution et hydrolyse des roches carbonatées) ou d'origine anthropique humaine (rejets urbains). Le facteur 2 est corrélé positivement avec les variables : T, Turb, Mg²⁺, NO₃⁻ et les ETM, et négativement avec le Ca²⁺ et le CO₃⁻. Les cations Ca²⁺ et Mg²⁺ reflète principalement

la salinisation naturelle des eaux acquise par dissolution des roches carbonatées, par contre les autres éléments représentent une pollution de surface de surface par lessivage des sols pour les nitrates et des différents rejets industriels pour les ETM. Le facteur 3 regroupe Na^+ , Cl^- et SO_4^- dont les paramètres les plus corrélés sont Cl^- et Na^+ représentant la dissolution des sels (halite).

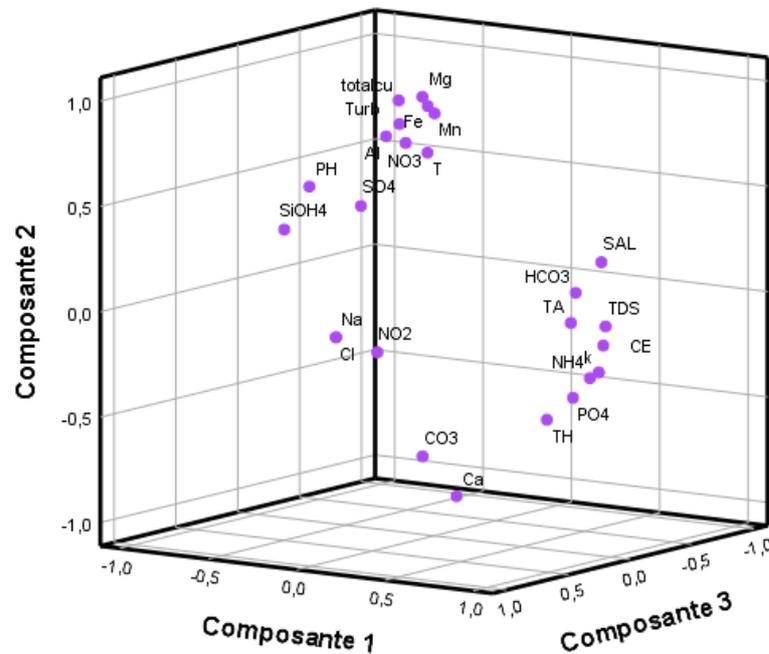


Figure 108 : Tracé des composantes dans l'espace après rotation, eaux lac, SS.

2.3. CAH des eaux du lac en période sèche :

L'analyse du graphe de la figure 109 permet de distinguer quatre classes d'eau :

La classe 1 regroupe les points d'eau : L3, L4, L5, L6, L7, L8, L9 et L10 qui présentent les eaux de type chloruré sodique et potassique ou sulfaté sodique.

La classe 2 regroupe L2 présente une eau de type chloruré calcique et magnésien.

La classe 3 regroupe L11 et L12 qui présentent des eaux de type bicarbonaté sodique et potassique.

La classe 4 englobent L1 constitue le lit de la rivière suite au retrait de la surface du lac à cause de sécheresse. Une eau de type mixte semblable au type des classes 2 et 3 de la rivière.

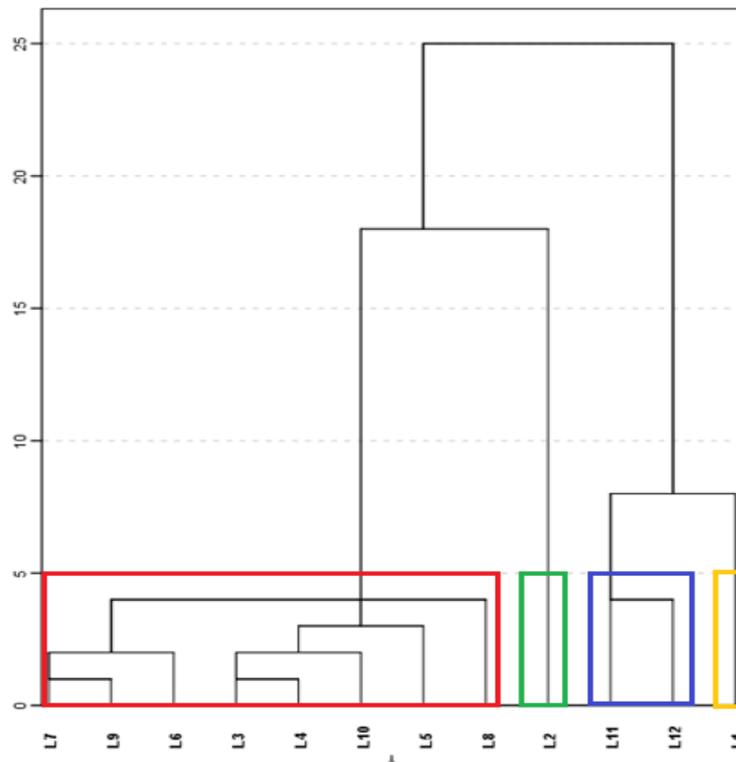


Figure 109 : Dendrogramme montrant les groupes d'eau du lac en saisons sèche.

Conclusion :

En conclusion, l'analyse statistique multivariée des données bio-physicochimiques des eaux du barrage Hammam Grouz a permis de mettre en relief la variabilité spatio-temporelle du chimisme des eaux, de préciser les relations entre les éléments chimiques et de regrouper les points d'eau ayant le même chimisme, par une analyse en composantes principales (ACP) et une classification ascendante hiérarchique (CAH). La variation des caractéristiques géochimiques des eaux et la différenciation de leurs faciès géochimiques traduisent la complexité et l'interaction des processus hydrogéochimiques qui gouvernent la salinité des eaux de cette région. Cependant, les diagrammes en boîte (box-plots) ont été tracés pour évaluer l'impact de la variation saisonnière sur le chimisme des eaux. Les résultats montrent que de nombreuses variables présentent de variabilités importantes. Les résultats de l'analyse de corrélation illustrent des changements spatiaux (entre sites) et temporels (entre saisons) des paramètres étudiés, ce qui suggère une différenciation chimique des eaux et leur variation saisonnière mettant en évidence la complexité des processus de salinisation des eaux (interaction roche-eau suivie de la dissolution et de la lixiviation...) et l'impact de l'activité humaine sur leur composition (pollution par les nutriments et les ETM). L'ACP a permis d'identifier les facteurs et les sources qui sont responsables des variations de la qualité de l'eau sur différents sites. L'analyse en clusters hiérarchiques a regroupé les différents sites d'échantillonnage selon les saisons en groupes principaux présentant des caractéristiques de

STATISTIQUE MULTIVARIEE DES PARAMETRESBIO-PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX

qualité de l'eau similaires (faciès) sur la base des paramètres physicochimiques et a permis d'élucider la composition et les origines communes.

Enfin, l'étude de l'évolution du chimisme des eaux de surface dans la région, par l'analyse statistique multivariée vient une fois de plus éclairer de manière substantielle sur l'origine des différentes eaux. Au-delà de la confirmation qu'elle donne sur l'évolution des faciès des eaux évoquée dans le diagramme de Piper

Cette étude a permis d'avoir une distribution plus complexe mais plus précise des différents faciès chimiques des eaux, leur distribution et leur évolution dans la région.

CONCLUSION GENERALE

Ce travail de thèse s'est intéressé à l'étude des eaux de surface du Barrage Hammam Grouz – sous bassin du Kebir Amont ou Haut Rhumel–formant la partie méridionale du grand bassin hydrographique Kebir-Rhumel, NE Algérie. Il avait pour but :

l'étude bio-géochimique des eaux de ce système hydrique pour une objective détermination des principales caractéristiques physico-chimiques, des origines, de la distribution et de l'évolution de la minéralisation des eaux dans le lac du barrage et la principale rivière qui l'alimente : Oued Rhumel.

L'évaluation de la qualité des eaux et leur aptitude à l'utilisation domestique et à l'irrigation, par des voies et des techniques multiples mais complémentaires allant de la synthétisation des données existantes (hydrologiques, géologiques et hydrogéologiques) nous permettant une caractérisation du cadre naturel de la région d'étude en passant par l'analyse, le traitement et la corrélation des paramètres physico-chimiques mesurés ou déterminés à l'évaluation, surtout, indiciaire de la qualité des eaux, ce travail a entre autre, modestement contribuer à une meilleure caractérisation et/ ou appréciation de ce hydro-système dans son contexte local que régional.

La région d'étude, Barrage de Hammam Grouz, domaine des hauts plateaux, forme zone de transition entre le domaine tellien au Nord et le domaine Hodnéen au Sud et s'étale sur toute la partie méridionale de la wilaya de Mila. Elle forme une plaine presque fermée (cuvette à fond plat) dont les altitudes s'abaissant progressivement du Nord-ouest vers le Sud-est, correspond à l'exécutoire naturel du sous-bassin du Kebir amont aux caractéristiques propres géomorphologiques, climatiques et hydrogéologiques.

La région se caractérise par un climat semi-aride de type continental avec une pluviométrie faible à moyenne (moy :378.82 mm /an) présentant une irrégularité de répartition au cours de l'année et un potentiel d'évapotranspiration moyennement élevé en saison sèche qui s'étale de Juin à Septembre.

La géologie de la région montrent la superposition de trois ensembles ou unités litho-stratigraphiques : un complexe basal carbonaté (la plate forme néritique constantinoise) couvert par un ensemble marneux ensuite vient un ensemble supérieur comprenant des séries détritiques hétérogènes du Mio-Plio-Quaternaire. La plaine (bassin versant) est remplie par les dépôts alluviaux du Mio-Plio-Quaternaire (argiles avec des bancs de calcaire, marnes, limons, grès et conglomérat) limités en épaisseur et en étendue et montrent des changements ou variations rapides de faciès. Le sol est, généralement alluvial fin (limons, argiles) et a une valeur de productivité agricole élevée (céréales et cultures maraîchères) en raison de sa fertilité. Alors que du point de vue hydrogéologique, la zone d'étude contient deux systèmes aquifères superposés, l'un poreux contenu dans les formations mio-plio-quaternaires et l'autre fissuré et karstique contenu dans les formations carbonatées néritiques.

L'étude bio-géochimique des eaux, basée sur les résultats d'analyses effectuées sur les échantillons de 27 sites prélevés (15 : lac du barrage ; 12 : Oued Rhumel et son affluent principal Oued Dekri) durant les deux saisons de l'année (Humide et Sèche). Montre que la minéralisation totale ou salinité des eaux de surface dans la zone d'étude est globalement moyenne, ne dépassant pas pour la majorité des points, les normes de potabilité admises par OMS pour la consommation humaine, quoi qu'elle augmente en saison sèche et sont catégorisées comme eaux dures à très dures.

L'abondance relative des principaux ions dans l'eau de rivières est ($\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$) pour les cations et ($\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{CO}_3^-$) pour les anions pendant la saison humide et ($\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$) et ($\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{CO}_3^- > \text{NO}_3^-$) pendant la période sèche ; alors que pour les eaux du lac, elle est ($\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$) et ($\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{CO}_3^-$) en saison humide et ($\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$) et ($\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{CO}_3^- > \text{NO}_3^-$) en saison sèche.

Les concentrations en nutriments sont spatio-temporairement variables et dépassent, dans plusieurs des cas, les valeurs permises (NO_3 en période humide, NH_4 et SiO_4 en période sèche et le NO_2 dans les deux saisons). Quand aux concentrations en éléments traces métalliques (ETM), elles dépassent, pour presque la moitié des eaux du lac, les valeurs admissibles pour le Fe, Al et Cu surtout en période sèche.

La variabilité des éléments en solution est importante pour la majorité des ions majeurs analysés et indique que ces eaux présentent une différence de qualité chimique d'un point à autre dans les deux saisons. Elles montrent plusieurs types de faciès chimiques ou types d'eau ; 1) En période humide, deux principaux types de faciès se manifestent, le premier de type chloruré sodique - Na-Cl (53,33 % des eaux de rivière et 75 % des eaux lacustres), et le deuxième de type mixte - Ca-Mg-Cl-SO₄ (46,67 % des eaux de rivière et 25 % des eaux du lac) ; 2) En période sèche. Une différenciation chimique se manifeste où trois types principaux de faciès se distinguent : le premier, le plus dominant, est chloruré sodique et potassique ou sulfate sodique (Na-K-Cl-SO₄), le deuxième est chloruré et sulfaté calcique et magnésien (Ca-Mg-Cl-SO₄) par contre, le troisième de type bicarbonaté sodique et potassique (Na-K-HCO₃).

L'examen détaillé des multiples diagrammes et corrélations établis entre les concentrations en éléments chimiques, essentiellement les majeurs, a montré que l'acquisition de la charge saline (minéralisation), des eaux dans la région d'étude, résulte surtout de l'interaction de ces eaux avec les matériaux du bassin versant associée à une influence non négligeable de l'évaporation en période sèche. L'altération et la dissolution des carbonates (calcite et dolomite), des sulfates (gypse), des sels (halite ou sel gemme) et en partie des silicates, l'échange d'ions (de base ou inverse) et l'évapotranspiration sont les principaux phénomènes hydro-géochimiques de

salinisation des eaux. La combinaison de ces processus, dans un milieu favorable à la concentration des éléments dissous, a contribué positivement dans l'évolution de la salinité de ces eaux en période sèche. En plus de ces processus naturels de la minéralisation, la pollution d'origine anthropique a également joué un rôle dans la minéralisation et la contamination des eaux dans le bassin ; car, les concentrations relativement élevées en nutriments tels que le nitrate (NO_3), enregistrées en période humide, reflètent bien l'influence significative des activités agricoles et l'usage excessif des engrais chimiques dans les secteurs à forte activité agricole.

L'adéquation ou l'aptitude des eaux de surface dans la région d'étude pour divers usages (consommation humaine, irrigation), liées aux différents paramètres physico-chimiques, surtout les concentrations des substances chimiques présentes dans ces eaux, a été évaluée soit par comparaison des différents paramètres considérés avec les normes reconnues ou par le calcul d'indices adéquats. L'aptitude de ces eaux à l'usage domestique a été réalisée par la comparaison des paramètres physico-chimiques mesurés et/ou analysés avec les normes de l'OMS et le calcul des indices de qualité ou de pollution (IQE, HPI, FC, DC et IPO). Cette évaluation a mis l'accent sur l'excès et/ou le dépassement des normes admises pour l'AEP de certains paramètres physiques (turbidité des eaux) et concentrations chimiques (nutriments (NO_3 , NH_4 ,...) et des ETM (Fe, Cu, Al) dans les eaux étudiées, essentiellement en période sèche. ce qui implique que ces eaux sont polluées et sont impropres à la consommation ou à l'usage domestique. Ce constat a été consolidé par calcul des différents indices de qualité ou de pollution utilisés qui approuvent et confirment à leur tour la présence d'une pollution organique ou par les ETMs de ces eaux (IQE, HIP et IPO de 207,47,216,63 et 2,45 en saison humide et de 363,64, 228,06 et 1,57 en saison sèche respectivement).

L'évaluation de l'aptitude des eaux dans la région pour l'utilisation agricole en utilisant des indices appropriés (SAR, Na%, RSC, MAR et KR), indique que ces eaux sont de bonnes ou de tolérables catégories et présentent un faible risque de salinisation ou d'alcalinité et conviennent à la plupart des cultures sur la plupart des sols en période humide. Alors qu'en période sèche, dans certains points de rivière, les eaux sont de mauvaise qualité ou nocives et posent un certain risque alcalin pour les sols. Ces conclusions sont plus explicites sur les diagrammes de Wilcox et Riverside, les plus populairement utilisés dans la catégorisation des eaux naturelles destinées à l'irrigation.

L'étude statistique multivariée des principaux paramètres bio-physicochimiques des eaux du barrage Hammam Grouz prélevées durant les deux (02) campagnes d'échantillonnage a été réalisée afin de visualiser et analyser les corrélations existantes entre les différentes variables et d'identifier les principaux facteurs minéralisateurs des eaux dans la zone d'étude. Ceci, par l'utilisation des Box-plots, l'ACP) et la CAH. L'analyse statistique multivariée des données a

permis de mettre en évidence la variabilité spatio-temporelle du chimisme des eaux, de préciser les relations entre les éléments chimiques et de regrouper les points d'eau ayant le même chimisme. La variation des caractéristiques des eaux et la différenciation de leurs faciès traduisent la complexité et l'interaction des processus gouvernant la salinité des eaux de cette région. Les box-plots et les corrélations des différents paramètres visualisent et illustrent des changements spatiaux (entre sites) et temporels (entre saisons) des paramètres étudiés suggérant une différenciation chimique des eaux et leur variation saisonnière et mettent en évidence la complexité des processus de salinisation des eaux (interaction roche-eau suivie de la dissolution et de la lixiviation...) et l'impact de l'activité humaine sur leur composition (pollution par les nutriments et les ETM). L'ACP a permis d'identifier les facteurs et les sources responsables des variations de la qualité de l'eau sur différents sites. L'analyse en clusters hiérarchiques a regroupé les différents points d'eau selon les saisons en groupes principaux présentant des caractéristiques de qualité de l'eau similaires (faciès) et a permis d'élucider la composition et les origines de ces différents groupes. L'étude de l'évolution du chimisme des eaux dans la région, par l'analyse statistique multivariée vient une fois de plus éclairer de manière substantielle sur l'origine des différentes eaux. Au-delà de la confirmation qu'elle donne sur la variabilité des compositions et l'évolution des faciès des eaux attestées par différentes méthodes hydrochimiques, l'étude statistique multivariée a permis d'avoir une distribution plus complexe mais plus précise des différents types ou faciès chimiques des eaux, leur distribution et leur évolution dans la région d'étude.

Les différents paramètres étudiés ont montré une différenciation spatio-temporelle importante marquant clairement des variations saisonnière et spatiale de l'amont vers l'aval de la région d'étude (de la rivière vers le lac du barrage). Les variations de la physico-chimie des eaux atteste de la présence d'une pollution anthropogénique différentielle entre saisons où le niveau de détérioration de ces eaux devient de plus en plus élevé pendant la période sèche et serait lié, surtout, à la diminution des précipitations et donc aux débits de l'Oued Rhumel. Dans cette région, les eaux de surface sont polluées par les rejets urbains, les activités humaines principalement agricoles et surtout par les rejets sauvages de déchets surtout aux alentours du lac du barrage.

Enfin, ce travail, qui constitue une modeste contribution à la caractérisation et à l'évaluation de qualité des eaux de surface du barrage de Hammaz Grouz, suite à une approche méthodologique multivariée, a globalement permis de porter des précisions sur leur chimie et leur degré de pollution surtout anthropogénique. Il ouvre également plusieurs perspectives qui vont dans le sens de consolider les acquis déjà obtenus et les améliorer. Ceci, par un suivi continu et régulier de la qualité des eaux d'une part et la projection d'un plan d'aménagement plus efficace de tout

le bassin versant du barrage qui permettra le contrôle des rejets urbains et sauvages dans l'Oued Rhumel et le lac du barrage et d'optimiser l'utilisation des fertilisants en agriculture de l'autre part afin de freiner ou du moins minimiser cette pollution anthropique alarmante des eaux dans cette région toujours en pleine extension.

En guise de recommandations, l'approche utilisée dans la réalisation de ce travail de thèse a certes contribué à une meilleure caractérisation et évaluation objective de la qualité des eaux du barrage de Hammam Grouz, sous bassin du Kebir amont. Ces nouveaux résultats pourront être exploitées pour améliorer la gestion et la protection des eaux de ce réservoir afin d'assurer une utilisation durable de cette ressource de plus en plus menacée. Cependant, un suivi global pourrait être envisageable, surtout, dans les endroits manifestant une pollution accentuée. En outre, une étude plus poussée et un suivi continu de ce hydrosystème dans son environnement naturel est plus que recommandés. Il serait, aussi, très utile d'étudier les compositions des sédiments du lac du barrage en ces éléments surtout les ETM afin de mesurer l'ampleur réelle de cette pollution anthropogénique devenant critique. De là, l'étude biogéochimique globale doit être complétée, actualisée et régulièrement suivie. Elle pourrait être améliorée notamment par des analyses prenant en compte d'autres éléments ou paramètres que ce soit les éléments traces métalliques ou biologiques plus indicateurs de l'origine de la salinité et de la pollution. Il serait intéressant de mettre en place un réseau de suivi et de surveillance de l'évolution sur le moyen et le long terme du chimisme et donc de la qualité des eaux surface afin de tenter de modéliser cette évolution. Ces données, associées à celles de l'hydrogéologie et de l'hydrochimie des eaux souterraines dans le bassin, pourront conduire à conceptualiser le système hydrique global (souterrain et de surface) de la région d'étude, afin d'élaborer un modèle hydrodynamique et biochimique permettant de définir les différentes interactions entre les eaux des deux systèmes et de simuler des scénarios de leur évolution dans l'espace et dans le temps sous l'effet d'événements et changements naturels ou de pression anthropique. Ceci dans le cadre d'un plan de développement durable conduisant à une gestion raisonnée, une protection et une préservation de cette ressource vitale nous laissons, au moins, rêver d'une autosuffisance alimentaire dans cette ère en pleines mutations, changements et crises.

REFERENCES

REFERENCES

- Abbasnia A, Yousefi N, Mahvi A H, Nabizadeh R, Radfard M, Yousefi M, Alimohammadi, M (2018). Evaluation of groundwater quality using water quality index and its suitability for assessing water for drinking and irrigation purposes: Case study of Sistan and Baluchistan province (Iran). *Human and Ecological Risk Assessment. An International Journal*, 1–18. doi:10.1080/10807039.2018.1458596
- AbdelhamidKh (2016). Caractérisation des paramètres hydrodynamiques de l'aquifère de Tadjnant –Chelghoum Laid et impact de la pollution des eaux de surface sur les eaux souterraines. Thèse de doctorat en hydraulique. Spécialité : Hydraulique. Université Batna2. 192P.
- Abid K, Zouari K, Dulinski, M, NajibaCh, Brahim A (2011). Hydrologic and geologic factors controlling groundwater geochemistry in the Turonian aquifer (southern Tunisia). *Hydrogeol J* 19, 415–427p. <https://doi.org/10.1007/s10040-010-0668-z>.
- Allia Z (2018). Le Système Aquifère Mio-pliocène du Bassin de Chott Melrhir - Zab Chergui : Caractérisation, Géométrie et Hydrochimie. Thèse de doctorat. Spécialité : Sciences de l'Hydraulique. Université de Mohamed Kider Biskra, 217p.
- Allia Z, Chebbah M, Ouamane A (2018). Analyse et évaluation de la qualité des eaux du système aquifère mio-pliocène dans le Zab Chergui, Bas Sahara Septentrional. *Courrier du Savoir, univ Biskra, algerie*, 26, 235-244p.
- Alloway B J, Ayres D C (1997). *Chemical principles of environmental pollution*. Blackie academic and professional, an imprint of Chapman and Hall, London, 394 p.
- ANAT (2004) : Agence Nationale de l'aménagement du territoire. Carte Bioclimatique de l'Algérie.
- ANBT (2003). Rapport de visite du site du barrage de Hammam Grouz (juin 2003), Direction de la maintenance et du contrôle, Ministère des Ressources en Eau, Alger
- ANRH (2011). Agence nationale des ressources hydriques. Les bassins versants de L'Algérie.
- ATSDR (1992). *Public Health Assessment Guidance Manual*. Public Health Service, US Dept. of Health and Human Services, Atlanta, GA.
- APHA (2005). *Standard methods for examination of water and wastewater 21st ed*. American Public Health, Association, Washington D.C.
- Ayew T, Demlie M, Wohnlich S (2008). Hydrogeological framework and occurrence of groundwater in the Ethiopian aquifers. *Journ. Afric. Earth Sciences*. V 52, I 3, 97-113p.
- Ayers RS, Westcot DW (1985). *Water quality for agriculture*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Backman B, Bodiš D, Lahermo P, Rapant S, and Tarvainen T (1998). Application of a groundwater contamination index in Finland and Slovakia. *Environ Geol* 36, 55–64p. doi : 10.1007/s002540050320

Bakalowicz M (1996). Les processus de karstification et les différents types de karst associés. *Mem. Soc. géo. Fr. n.s no 169*, 1-9 p.

Bakalowicz M, Plagnes V (1997). La protection des ressources en eau souterraine en région karstique : Eléments de réflexion pour une politique d'aménagement raisonné. Documents du BRGM. Eau-Aménagement-Environnement. Num 275, ref : 6 ref 17-19p.

Beaux J F. l'environnement, Editions Nathan, France, 159p.

Belaid A (2010). Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'ElHajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse de doctorat. Spécialité : Eau sol environnement chimie et microbiologie de l'eau. Université de Sfax, 236p.

Belkhiri L, Tiri A, Mouni L (2018). Assessment of Heavy Metals Contamination in Groundwater: A Case Study of the South of Setif Area, East Algeria. *IntechOpen*, chapter 2, 17–31p. Doi: 10.5772/intechopen.75734.

Benguedda-rahah W (2012). Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest algérien. Thèse de doctorat. Spécialité : Ecologie et environnement. Université de Tlemcen, 149p.

Bennasser L (1997). Diagnostic de l'état de l'environnement dans la plaine du gharb: suivi de la macro-pollution et ses incidences sur la qualité hydrochimique et biologique du bas sebou. thèse de doctorat d'état es science. univ. ibn tofail; kenitra, maroc, 157 p.

Bensouilah S (1995). Contribution à l'étude hydrogéologique des hautes plaines sétifiennes dans le cadre de la haute vallée de l'oued Rhumel en amont d'oued Athménia. Th. Magi. Univ. Constantine. 184p.

Berne F (1972). Les traitements des eaux dans l'industrie pétrolière, Édition TECHNIP, 207p.

Berne F, Jean C (1991). Traitement des eaux, Édition TECHNIP, 306 p.

Bhat MA, Wani AS, Vijay K, Jyotirmaya S, Dinesh T, Ramprakash S. (2018) An Overview of the Assessment of Groundwater Quality for Irrigation . *J Agri Sci Food Res* 9: 209.

Bisson M (2007). Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Manganèse et ses dérivés. INERIS, 66p.

Blanquet J P, Bonnomet V, Coquery M, Gandillot A, Gondelle F, Houeix N, Le Goff F, Magaud H, Meunier L, Sauchez W (2004). Devenir et comportement des métaux lourds dans l'eau: biodisponibilité et modèle BLM. Rapport technique, 87p.

- Bounouira H (2007). Etude des Qualités Chimiques et Géochimiques du bassin versant du Bouregreg. Thèse doctorale, Université IBN TOFAIL, Kenitra, 295p.
- Brady N C, Weil R RB (2002). The Nature and Properties of Soils, 13th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River. In : Leone A P, Menenti M, Buondonno A , Letizia A , Maffei C , Sorrentino G, (2007). A field experiment on spectrometry of crop response to soil salinity; Agricultural Water Management 8, 39 – 48p.
- Bremond R, Vuichard R (1973). Paramètres de la qualité des eaux, OSPEPE, Paris
- Bremond R, Perrodon C (1979). Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement et cadre de vie. Prévention des pollutions. 2eme éd, 259 p.
- Brown RM, McClelland NI, Deininger RA, Tozer RG (1970). A water quality index- do we dare 339–43
- Brown, R M, McClelland N I, Deininger R A, O'Connor M F (1972). A water quality index crashing the psychological barrier. In Indicators of environmental quality Springer, Boston, MA, 173-182p.
- Buffle J, van Leeuwen HP (1992). Environmental Particles, IUPAC Series on Environmental Analytical and Physical chemistry, Lewis, Boca Raton.
- Burgess R, Scott K J (1992). The Significance of In-Place Contaminated Marine Sediments on the Water Column: Processes and effects (Chapter 7). Book chapter. Sediment Toxicity Assessment. Eds Lewis, USA, p.129-165.
- Callender E (2003). Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67-105.
- Casas S (2005). Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *mytilusgalloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Thèse de doctorat : Océanologie biologique, Environnement marin. 314p
- Cattell R (1965). A Biometrics Invited Paper. Factor Analysis: An Introduction to Essentials I. The Purpose and Underlying Models. Biometrics, 21(1), 190-215. doi : 10.2307/2528364
- C.G.G (Campagne générale de Géophysique) (1973). Etude par prospection géophysique des hautes plaines Sétifiennes. DHW de Mila –Algérie. 53p.
- Chaden MH (2014). Evaluation de la qualité de l'eau du bassin supérieur de la rivière du litani, Liban : approche hydrogéochimique. These de doctorat. Spécialité : En Géosciences. Université de Lorraine, 329p.
- Chadha D K (1999). Proposed new diagram for geochemical classification of natural waters and interpretation of chemical data. Hydrogeology Journal 7, 431–439p. <https://doi.org/10.1007/s100400050216>.

- Chapman D, Kimstach V (1996). Selection of Water Quality Variable. W of Biota, Sediments and Water Quality Assessments: A Guide to of the Use of Biota. In: Sediments and Water in Environment Monitoring, 2nd Edition, Chapman Edition, E& FN Spon, London.
- Chatterj C, Raziuddin M (2002). Determination of water quality index of a degraded river in Asanol Industrial area, Raniganj, Burdwan, West Bengal. *Nature, Environment and Pollution Technology*, 1 (2), 181-189 p.
- Chelli M. et Belkadr N (2020) : Contribution à la caractérisation hydrochimique et qualité des eaux dans le sous bassin du Rhumel Amon, (Bassin Hammam Grouz), Bassin Haut Rhumel. Wilaya de Mila. Master Hydraulique. CUAB Mila
- Chevalier F, Le Bellac J (2013). La classification. University de Renne France, p :1-44.
- Chiffolleau JF, Truquet I (1994). Nouvelle méthode de dosage de quelques métaux - traces dans les sédiments et les matières en suspension. DEL/94.08/NANTES. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00140/25119/>
- Chimi Chiadjeu O, Gratton Y, St-Hilaire A (2016). Analyse multivariée des paramètres morphologiques des lacs de la province de Québec. Rapport présenté au Ministre des forêts, de la faune et des parcs. 24p.
- Coiffait P E (1992). un bassin post nappes dans son cadre structural l'exemple du bassin de Constantine (Algérie Nord orientale) thèse doctorat. univ. Nancy 505p.
- Commission européenne (2009). Document de référence sur les meilleures techniques disponibles Gestion des résidus et stériles des activités minières, 632p.
- Davet P (1996). Vie microbienne du sol et production végétale. Paris: Institut National de la Recherche Agronomique, 383p.
- Davis J C (1986). Statistics and Data Analysis in Geology. John Wiley & Sons, New York.
- De Martonne E (1926). L'indice d'aridité. In:*Bulletin de l'Association de géographes français*, N°9, 3^{ème} année. pp. 3-5. DOI : <https://doi.org/10.3406/bagf.1926.6321>
- Devez A (2004).Caractérisation des risques induits par les activités agricoles sur les écosystèmes aquatiques. Thèse de Doctorat. Spécialité : Science de l'eau. Centre de Montpellier. P269
- De villers J, squilbin m, Yourassowsky C (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement / Observatoire des Données de l'Environnement, 16p.
- Diallo A D, Ibno namr K, N'diaye A D, Garmes H, Kankou M, Wane O (2014). l'interetdes methodes d'analyses statistiques dans la gestion du suivi de la qualite physicochimique de l'eau de la rive droite du fleuve Senegal. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°17, p:101-114.

Dieng N M , Orban P , Otten J, Stumpp C , Faye S , Dassargues, A (2017). Temporal changes in groundwater quality of the Saloum coastal aquifer. *Journal of Hydrology:RegionalStudies*, 9, 163–182. doi:10.1016/j.ejrh.2016.12.082.

Djade P J O, Traore A, Koffi K J T, keumean KN, Soro G, Soro N et al (2020). Evaluation du niveau de contamination des eaux souterraines par les éléments traces métalliques dans le département de Zouan-Hounien (Ouest de la Côte d’Ivoire). *Journal of Applied Biosciences* 150. ISSN 1997-5902, 15457 – 15468p. <https://doi.org/10.35759/JABs.150.6>.

Domenico PA, Schwartz FW (1990). *Physical and chemical hydrogeology*. Wiley and Sons, Inc, New York, NY 10158-0012, pp. 410–420.

Doneen, L D (1964) a. Notes on Water Quality in Agriculture. Published as a Water Science and Engineering Paper 4001. Department of Water Science and Engineering, University of California.

Doneen L D (1964) b. Water Quality for Agriculture. Department of Irrigation, University of California, Davis, 48p.

Drever J I (1997). *The geochemistry of natural waters*. 3rd edition. New York – Prentice-Hall INC. 1997; 436 p.

Durand-Delga M (1969). Mise au point sur la structure du Nord-Est de la Berbérie. *Publ. Serv. Géol. Algérie*, n°39, 89-131.

Durozoy G (1960). Etude géologique de la région de Châteaudun du Rhumel. *Publ. Serv. Carte Géol. Algérie*, Nlle série n°22, Alger.

Eaton FM (1950). Significance of carbonates in irrigation waters. *Soil Science* 69, 123-34p.

Edet A, Offiong O (2002). Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria). *GeoJournal*57, 295–304p. <https://doi.org/10.1023/B:GEJO.0000007250.92458.de>.

Edmundsa W M, Guendouzb A H, Mamouc A, Moullab P, Shanda , K. Zouari (2003). Groundwater evolution in the Continental Intercalaire aquifer of southern Algeria and Tunisia: trace element and isotopic indicators. *Applied Geochemistry* 18, 805–822p.

Effendi H (2016). River water quality preliminary rapid assessment using pollution index. *Procedia Environmental Sciences*, 33, 562-567p. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.03.108>.

El- Hamid HTA, Hegazy TA (2017). Evaluation of Water Quality Pollution Indices for Groundwater Resources of New Damietta, Egypt. *MOJ Eco Environ Sci*. 2: 1–5. Doi: 10.15406/mojes.2017.02.00045.

Elhatip H, Hınıs M A, Gülbahar N(2008). Evaluation of the water quality at Tahtali dam watershed in Izmir-Turkey by means of statistical methodology. *Stoch Environ Res Risk Assess* 22, 391–400. <https://doi.org/10.1007/s00477-007-0127-0>

El mohrit M, Fekhaoui M, Serghini A, El blidi S., El abidi A, Bennakam R, Yahyaoui A, Jbilou M (2008). Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc). Bulletin de l'institut scientifique, Rabat, section sciences de la terre, 30.p : 39-47.

El Morhit M, Fekhaoui M, Serghini A, El Blidi, S. El Abidi A, Yahyaoui A, Hachimi M (2012). Étude de l'évolution spatiotemporelle des paramètres hydrologiques caractérisant la qualité des eaux de l'estuaire du Loukkos (Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique, section Sciences de la Vie, 34(2), p : 151–162.

Emberger L (1955). Une classification biogéographique des climats. Rec. Trav. lab. Bot. Géol. Zool. Fac. Sc. de Montpellier 7: 3-43.

Euverte G (1959). Les climats et l'agriculture, Pris UPF, « Que sais-je ? » n°82, 122p.

Fadel D, Nacer K, Saadane D, Michel R., Raoul C (2005). Etude de l'influence de la pollution de l'oued Seybouse sur l'aquifère d'Annaba (Algérie Nord-orientale) par le chrome et le cuivre. Nappe souterraine. La houille blanche, n°1 : 73-80.

Fisher RS, Mullican, WF (1997). Hydrochemical evolution of Sodium sulfate and sodium chloride groundwater beneath the Northern Chihuahuan Desert, Trans-Pecos, Texas, USA. Hydrogeology Journal, 5(2), p: 4–16. <https://doi:10.1007/s100400050102>.

Fovell, R G, Fovell, M-Y C (1993). Climate Zones of the Conterminous United States Defined Using Cluster Analysis. Journal of Climate, 6(11), p : 2103–2135. <https://doi.org/10.1175/1520-0442>

JORA (2011). Journal Officiel de la République Algérienne. La qualité de l'eau de consommation humaine. Décret exécutif N°11-125 du 17 Rabie Ethani 1432. Imprimerie Officielle. Les Vergers : Bir-Mourad Raïs. Alger. Algérie.

García G M, Del V. Hidalgo M, Blesa M A (2001). Geochemistry of groundwater in the alluvial plain of Tucumán province. Argentina. Hydrogeology Journal, 9(6), 597–610. doi: 10.1007/s10040-001-0166-4

Garrels R M, Mackenzie F T (1971). Evolution of sedimentary rocks, New York.

Gaujous D (1995). La pollution des milieux aquatiques. Aide-mémoire. Ed. Technique et Documentation. Lavoisier, Paris. 220p.

Gautam S K, Maharana C, Sharma D, Singh A K, Tripathi J K, Singh S K (2015). Evaluation of groundwater quality in the Chotanagpur Plateau region of the Subarnarekha River basin, Jharkhand state. India Sustain. Water Qual. & Ecol. 6, 57e74. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2015.06.001>

Gibbs R J (1970). Mechanisms Controlling World Water Chemistry. Science, 170(3962), 1088–1090p. doi:10.1126/science.170.3962.1088,

Giri S, Singh AK (2019). Assessment of metal pollution in groundwater using a novel multivariate metal pollution index in the mining areas of the Singhbhum copper belt. *Environmental Earth Sciences* 78, 1-11p. Doi: 10.1007/s12665-019-8200-9

Giridharan, L, Venugopal T, Jayaprakash, M (2009). Assessment of Water Quality Using Chemometric Tools: A Case Study of River Cooum, South India. *Arch Environ Contam Toxicol* 56, 654–669. <https://doi.org/10.1007/s00244-009-9310-2>

Godard A, Tabeaud MA (1998). *Les climats-mécanismes et répartitions*, 2^{ed} Armond colin, 191 p.

Guerrien, M, Marc (2003). L'intérêt de l'analyse en composantes principales (ACP) pour la recherche en sciences sociales. *journals.openedition.org/cal*, (43), p : 181-192. <https://doi.org/10.4000/CAL.7364>

Güler C, Thyne G, McCray J, Turner K (2002). Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology Journal*.10 (4), p: 455-474.

Gunnar F, Nodbergbruce A, Nodberf F W, Friberg L (2007). *Handbook on the toxicology of metals*. 3eme edition. Academic Press. ISBN: 978-0123694133. 1024 p.

Hachaichi Z (2017). Quantification de la recharge naturelle et artificielle d'un système aquifère soumis à des contraintes climatiques et anthropiques en zone semi-aride (bassin de Sbiba et Foussana) Tunisie centrale. *Hydrologie*. Université d'Avignon, FR, p.248.

Han D, Liang X, Jin M, Currell MJ, Han Y, Song X (2009). Hydrogeochemical indicators of groundwater flow systems in the Yangwu River Alluvial Fan Xinzhou Basin Shanxi China. *Environmental Management*. 44,243–255p. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9301-0>

Haritash, A. K., Kaushik, C. P., Kaushik, A., Kansal, A., &Yadav, A. K. (2008). Suitability assessment of groundwater for drinking, irrigation and industrial use in some North Indian villages. *Environmental Monitoring and Assessment*, 145(1-3), 397–406p. doi:10.1007/s10661-007-0048-x.

Hayzoun H (2014). *Caractérisation et quantification de la charge polluante anthropique et industrielle dans le bassin du Sebou*. Thèse de doctorat. Ecole doctorale MER et Sciences-Toulon (france) centre d'étudesdoctorales « sciences et technologie » - fès (Maroc), 174 p.

Helena B, Pardo R, Vega M, Barrado E, Fernandez J M, Fernandez L (2000). Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water Research*, 34(3), 807–816.doi:10.1016/s0043-1354(99)00225-0.

Hem J D (1985). *Study and interpretation of the chemical characteristic of natural water*. US Geological Survey. Water-Supply. Paper 2254, 263p; Weinheim.

Hosseinzadeh M T (2004). Hydrochemical evaluation of groundwater in the Blue Nile Basin, eastern Sudan, using conventional and multivariate techniques. *Hydrogeology Journal*, 12(2), 144–158p. <https://doi.org/10.1007/s10040-003-0265-5>.

Hounslow AW (1995). *Water quality data: analysis and interpretation*. CRC Press LLC. Lewis publishers. Boca Raton, 397 p.

Hurlbut Jr, Klein C (1982). *Manual de Mineralogía de Dana*. Editorial Reverté, Barcelona, 564 p.

Jalali, M (2005). Major ion chemistry of groundwaters in the Bahar area, Hamadan, Western Iran. *Environmental Geology*, 47, 763–772p. <https://doi.org/10.1007/s00254-004-1200-3>

Join J-L, Coudray J, Longworth K (1997). Using principal components analysis and Na/Cl ratios to trace groundwater circulation in a volcanic island: the example of Reunion. *Journal of Hydrology*, 190(1-2), 1–18p. doi :10.1016/s0022-1694(96)03070-3

Jora (2011). Paramètres de qualité de l'eau de consommation ; Paramètres avec valeurs limites.

Kanohin F, Yapo O B, Bonny A C et al (2017). Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de Bingerville. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 11(5) : 2495-2509p.

Karant K R (1987). *Ground Water Assessment Development and Management*. McGraw Hill Publishing Company Ltd., New Delhi.

Kazakis N, Mattas C, Pavlou A. et al (2017). Multivariate statistical analysis for the assessment of groundwater quality under different hydrogeological regimes. *Environ Earth Sci* 76, 349. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6665-y>

Kelley WP (1940). Permissible composition and concentration of irrigation water. In *Proceedings of the American Society of Civil Engineers* 66,607-613p.

Kieken M (1962). Les traits essentiels de la géologie algérienne. In : “Livre a la mémoire du Professeur P. Fallot”. *Mem. H. Ser. Sot. GBol. Fr*, 545-614p.

Kemmer F (1984). *Manuelle de l'eau*. Edition : Lavoisier technique et documentation. Paris 95- 96-112p.

Kemmer FN (1984). *Manuel de l'eau*, Edition Technique et documentation, Lavoisier, Paris.

Kuldip S, Hundal HS, Dhanwinder S (2011). Geochemistry and assessment of hydrogeochemical processes in groundwater in the southern part of Bathinda district of Punjab, northwest India. *Environ. Earth. Sci.* 64: 1823– 1833. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-0989-9>.

Kumar M, Ramanathan AL, Rao MS, Kumar B (2006). Identification and evaluation of hydrogeochemical processes in the groundwater environment of Delhi, India. *J. Environ. Geol.* 50, 1025–1039p.

Kumar P, Kumar, A, Singh, C K, SraswatCh, Avtar, Ramanathan A Herat S (2016). Hydrogeochemical Evolution and Appraisal of Groundwater Quality in Panna District, Central India. *Expo Health* 8, 19–30p. <https://doi.org/10.1007/s12403-015-0179-1>

Kundu A, Kanti Nag S (2015). Delineation of Groundwater Quality for Drinking and Irrigation Purposes. *International Bulletin of Water Resources & Development (IBWRD)*, Vol. (III) – No. (01)- S.N. (09). 20th Article, X-XXIII p.

Labiod K (2010). Etude du caractère incrustant des eaux et son inhibition par des essais chimiques et d'électrodéposition. Mémoire de Magister. Université de Mentouri de Constantine, 133P

Lacoue-labarthe T (2007). Incorporation des métaux dans les oeufs de la seiche commune *Sepia officinalis* et effets potentiels sur les fonctions digestives et immunitaires. Thèse de doctorat : Océanologie Biologique & Environnement Marin, 200 p.

Lalaoui M, Allia Z, Chebbah M (2020). Hydrochemical processes and suitability assessment of surface water in the Grouz Dam Basin, Northeast Algeria. *J. Fundam. Appl. Sci*, 12 (3), 1452-1474 p.

Lanteigne J (2003). Encyclopédie de l'agora.

Leclercq L, Vandevenne L (1987). Impact d'un rejet d'eau chargée en sel et d'une pollution organique sur les peuplements de diatomées de la Gander (Grand-Duché de Luxembourg). *Cahiers de Biol. Mar.*, 28(2), 311-318p.

Leclercq L, (2001). Les eaux courantes : caractéristiques et moyens d'étude, dans Les zones humides. Actes des colloques organisés en 1996 par le Ministère de la Région Wallonne dans le cadre de l'Année Mondiale des Zones Humides, Jambes, Région Wallonne, DGRNE. 67-82 p.

Le Guen M (2008). La boîte à moustaches pour sensibiliser à la statistique. HAL Id: halshs-00287751.

Liu C-W, Lin K-H, Kuo Y-M (2003). Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 313(1-3), 77–89. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00683-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00683-6)

Liu F, Song X, Yang L, Zhang Y, Han D, Ma Y, Bu H (2015). *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 19, 551–565p.

Loup J (1974). Les eaux terrestres, Hydrologie continentale. Masson et Cie. Paris, 176 p.

Madi G A (2010). Transfert de contaminants en zone côtière influence d'une grande agglomération méditerranéenne, Master 1, Université du Sud Toulon-Var, 39p.

Mahaqia A, Moheghyb M A, Moheghi M M, Mehiqid M, Zandvakili Z (2020). Environmental Hydrogeochemistry Characteristics, Controlling Factors and Groundwater Quality Assessment

in Herat City, West Afghanistan. *Water Resources*, 47, (2), 325–335p. <https://doi.org/10.1134/S0097807820020104>

Martin A (2004) : L'analyse de données. Polycopié de cours ENSIETA - Réf. : 1463. 110p.

Meybeck M, Friedrich G, Thomas R, Chapman DV (1996) Rivers. In: Chapman DV (ed) *Water quality assessments*, 2nd edn. E & FN Spon, 243–318 p.

Mc Neely RN, Neimanis VP, Dwyer L (1979). *Water Quality Sourcebook. A guide to water quality parameters*. Environnement Canada. Ottawa, 88 p.

Mebarki A (2005). *Hydrologie des bassins de l'Est algérien : ressources en eau, aménagement et environnement*. Thèse de doctorat d'Etat. De Géographie et Aménagement du Territoire, Université Mentouri de Constantine, 360 p.

Mihoubi N (2009). *Fonctionnement et gestion hydrogéologique et hydrologique des ressources en eau du bassin de Hammam Grouz, mémoire de Magister. Spécialité : Hydrogéologie*. UnivMentouri de Constantine, 244 p.

Minear R A, Keith L H (1982). *Water analysis. Vol.1, Inorganic Species, Part.1*, Academic Press, New York.

Mohan S V, Nithila P, Reddy S J (1996). Estimation of heavy metals in drinking water and development of heavy metal pollution index. *Journal of Environmental Science and Health. Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology*, 31(2), 283–289p. doi:10.1080/10934529609376357 .

Morette A, (1964). *Précis d'hydrologie*, Masson, Paris, 532 p.

Nambatinga N (2011). *Contribution à l'étude analytique des polluants (en particulier de type métaux lourds) dans les eaux du fleuve Chari lors de sa traversée de la ville de N'Djamena*. Chimie analytique. Université Claude Bernard - Lyon I, Français.

Naseem S, Rafique T, Bashir E, et al (2010) Lithological influences on occurrence of high-fluoride groundwater in Nagar Parkar area, Thar Desert, Pakistan. *Chemosphere*. 78 (11), 1313-1321p. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.01.010.

Ndoye S, Fontaine C, Gaye C, Razack M (2018). *Groundwater Quality and Suitability for Different Uses in the Saloum Area of Senegal*. *Water*, 10(12), 1837. doi: 10.3390/w10121837

Nelson JL, Boawn LC, Viets FG (1959). Method for assessing zinc status of soils using acid-extractable zinc and "titratable alkalinity" values. *Soil Science*: V 88, p Volume 88 - p 275-283

Nwankwoala HO, Udom G J (2011). *Hydrochemical facies and ionic ratios of groundwater in Port Harcourt, Southern Nigeria*. *Res. Jour. Chem. Sci.*, v.1 (3), .87-101 p.

Omo-Irabor O O, Olobaniyi S B, Oduyemi K, Akunna J (2008). *Surface and groundwater water quality assessment using multivariate analytical methods: A case study of the Western Niger*

Delta, Nigeria. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 33(8-13),666–673.
<https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.06.019>

OMS, 2008. *Guidelines for drinking-water quality*, World Health Organization, Geneva.

Ouandaogo-Yameogo S (2008). *Ressources En Eau Souterraine Du Centre Urbain De Ouagadougou Au Burkina Faso Qualite Et Vulnerabilite*, Mémoire Doc., Univ.D'avignonEt Des Pays De Vaucluse, 254 P.

Papatheodorou G, Lambrakis N, Panagopoulos G (2007). Application of multivariate statistical procedures to the hydrochemical studies of a coastal aquifer an example from Crete, Greece *Hydrol. Process.* 21: 1482 – 1495p.

Person J (1978). *Irrigation et drainage en Tunisie problème posé par la salinité des sols et des eaux*. Bulletin du BRGM, 2ème série, section III, n° 2, 143-151 p.

Pichard A (2003). *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, plomb et ses dérivés*. INERIS. 90p.

Piper A M (1944). A graphical procedure in the geochemical interpretation of water analysis. *Trans. Amer. Geophys. Union*, v.25, pp.914–923. <https://doi.org/10.1029/TR025i006p00914>.

Prasad B, Bose J (2001). Evaluation of the heavy metal pollution index for surface and spring water near a limestone mining area of the lower Himalayas. *EnvGeol* 41, 183–188 p.
<https://doi.org/10.1007/s002540100380>.

Postawa A, Hayes C, Criscuoli A, Macedonio F, Angelakis A N, Rose J B, Maier A and McAvoy D C (2013). *Best practice guide on the control of iron and manganese in water supply*. IWA publishing.

Purushothaman P, Rao MS, Kumar B, Rawat YS, Gopal K, et al (2012). *Drinking and Irrigation Water Quality in Jalandhar and Kapurthala Districts, Punjab, India: Using Hydrochemistry*. *International Journal of Earth Sciences and Engineering* 5: 1599-1608.

Rabey R E (2018). Assessment and modeling of groundwater quality using WQI and GIS in Upper Egypt area. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2018, 25, 30808–30817.
<https://doi.org/10.1007/s11356-017-8617-1>.

Raghunath I I M (1987). *Groundwater*. Second edition; Wiley Eastern Ltd., New Delhi, India, 344- 369p.

Rahman, W. and D. Rowell (1979). "The influence of magnesium in saline and sodic soils: a specific effect or a problem of cation exchange?" *European Journal of Soil Science* 30(3), 535-546p. doi:10.1111/j.1365-2389.1979.tb01007.x.

Ramesh K, Elango L (2012). *Groundwater quality and its suitability for domestic and agricultural use in Tondiar river basin, Tamil Nadu, India*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184 (6), 3887-3899p. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2231-3>.

Ramakrishnaiah C R, Sadashivaiah C, Ranganna, G (2009). Assessment of Water Quality Index for the Groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State, India. E-Journal of Chemistry, 6(2), 523–530. doi:10.1155/2009/757424.

Raoult JF (1972). Précisions sur le flysch massylien: série stratigraphique, variation de facies, nature du matériel remanié (Nord du Constantinois, Algérie). Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord; Algérie, VOL. 63, NUM. 0001-0002, P. 73-92

Raoult JF (1974). Géologie de centre de la chaîne numidique (nord de Constantine, Algérie). Thèse. Paris. pp.1-163.

Reggam A, Bouchelaghem H, Houhamdi M (2015). Qualité Physico-Chimique des Eaux de l'Oued Seybouse (Nord-Est de l'Algérie): Caractérisation et Analyse en Composantes Principales (Physico-chemical quality of the waters of the Oued Seybouse (Northeastern Algeria): Characterization and Principal Component Analysis). *Jornal Mater Environ Sci.* 6 (5).p : 1417-1425

Rejesk (2002). Analyse des eaux. 192p

Richards LA (1954). Diagnosis and improvement of saline alkali soils: Agriculture, vol 160. Handbook 60, US Department of Agriculture, Washington DC

Rodier J (1984). L'analyse de l'eau, Eaux naturelles, Eaux résiduaires et Eaux de mer, 7^{ème} édition, DULOD, Paris.

Rodier J (2005). L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer. 8^{ème} édition :Dunod, Paris.

Rodier J, Legube B, Merlet N, coll (2009). L'analyse de l'eau. Paris, Dunod 9^{ème} édition, 1579 p.

Ribeiro L. And Macedo M E (1995). Application of multivariate statistics, trend and cluster analysis to groundwater quality in the Tejo and Sado aquifer. In: Groundwater quality: Remediation and Protection. Proceedings of the Prague Conference. IAHS Publ. N°. 225, p.39-47.

Sadek S, Elkharrim K, Khadmaoui A, Guissouss M, Benelharkati F, Elmarkhi M, Driss B. 2012. Caractérisation physicochimique des eaux usées de l'hôpital provincial de Sidi Kacem (Maroc). *Science Lib.*, 4(120713).p: 1–8.

Sappa G, Ergul S, Ferranti F (2014). Water quality assessment of carbonate aquifers in southern Latium region, Central Italy: a case study for irrigation and drinking purposes. *Applied Water Science* 4, 115-128p. <https://doi.org/10.1007/s13201-013-0135-9>

Saporta G (2011). Probabilités, analyse des données et statistique, Editions Technip, Paris, 656 p.

Schoeller H (1965). Qualitative evaluation of groundwater resources. In: Methods and techniques of groundwater investigations and development. UNESCO, 54–83.

- Schoeller H (1977). Geochemistry of groundwater. In: Brown RH et al (eds) Groundwater studies - an international guide for research and practice. UNESCO, Paris, 1–18.
- Schuddeboom J (1993). Nitrates et Nitrites dans les denrées alimentaires. Éditions du Conseil de l'Europe, Strasbourg, 11 p.
- Schuh W M, Klinekebiel D L, Gardner JC, Meyar RF (1997). Tracer and nitrate movements to groundwater in the Norruem Great Plains. *J. Environ. Qual.* 26:1335-1347.
- SheikhyNarany T, Ramli, M F, Aris, A Z, Sulaiman, W N A, Juahir, H, Fakharian, K (2014). Identification of the Hydrogeochemical Processes in Groundwater Using Classic Integrated Geochemical Methods and Geostatistical Techniques, in Amol-Babol Plain, Iran. *The Scientific World Journal*, 2014, 1–15. doi:10.1155/2014/419058
- Shen F, Mao L, Sun R, Du J, Tan Z, Ding M (2019). Contamination evaluation and Source Identification of Heavy Metals in the Sediments from the Lishui River Watershed, Southern China. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16, 1 – 14p. Doi: 10.3390/ijerph16030336.
- Selvakumar S. Chandrasekar N, Kumar G (2017). Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. *Water Resources and Industry*, 17, 26–33. doi:10.1016/j.wri.2017.02.002
- Sigg, L. Behra, PH. &Stumm, W (2000). Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 3ème édition. Dunod, Paris.
- Singh G, Kamal RK (2016). Heavy metal contamination and its indexing approach for groundwater of Goa mining region, India. *Appl Water Sci.* 7: 1479–1485. Doi: 10.1007/s13201-016-0430-3.
- Singh S K, Srivastava PK, Pandey A C, Gautam S K (2013). Integrated assessment of groundwater influenced by a confluence river system: concurrence with remote sensing and geochemical modelling. *Water Resour. Manag.* 27 (12), 4291-4313p.
<https://doi.org/10.1007/s11269-013-0408-y>
- Sondergaard M, Jensen LP, Jeppensen E (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509, p.135145.
- Soro G, Soro T D, Fossou N M-R, Adjiri OA, Soro N (2019). Application des méthodes statistiques multivariées à l'étude hydrochimique des eaux souterraines de la région des lacs (centre de la Côte d'Ivoire). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 13(3): 1870-1889.
<https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v13i3.54>
- Srivastava A K, Parimal P S (2015). Hydrogeochemistry of Purna alluvial basin, Central India. *J GeolSoc India* 85, 673–685p. doi.org/10.1007/s12594-015-0264-x
- Stone, M. et English, M.C. 1993 Geochemical Composition, Phosphorus Speciation and Mass Transport of Fine-Grained Sediment in Two Lake Erie Tributaries, *Hydrologia*, 253: 17-19.

Stumm W, Morgan JJ (1996). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. 3rd Edition. John Wiley and Sons, New York, 1022 p.

SwarnaLatha PK, Nageswara R (2011). An integrated approach to assess the quality of groundwater in a coastal aquifer of Andhra Pradesh, India. *Earth. Sci.* 64, pp.1823–1833.

Szabolcs I, Darab C (1964). The influence of irrigation water of high sodium carbonate content of soils. In *Proceedings of 8th international congress of ISSS, Trans, II*, 803-812 p.

Talhaoui A, El Hmaidi A, Jaddi H, Ousmana H, Manssouri I (2020). Calcul de l'indice de qualité de l'eau (iqe) pour l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (NE, Maroc). *European Scientific Journal* January. Edition Vol.16, No.2 ISSN: 1857 – 7881, 64-85p. Doi:10.19044/esj.2020.v16n2p64

Tardat Henry M (1992), *Chimie Des Eaux*, 2^{ème} Edition, Les éditions du griffon d'Argile, 213-215 p.

Tireche S (2006). Contribution à l'évaluation de la pollution au profit des collectivités locales. Application d'un système d'évaluation de la qualité. Mémoire de Magistère. Spécialité : Génie des procédés. Université M'HAMED BOUGARA-Boumerdes. 132p.

Todedji J N, Degbey C C, Soclo E, Yessoufou A, Goudjo F, Hounfodji J W, Suanon F, Mama D (2020). Caractérisation physico-chimique et toxicologique des effluents des Centres Hospitaliers et Universitaires du département du Littoral du Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 14(3): p:1118-1132. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v14i3.37>

Toumi N, Hussein BH, Rafrafi S, El kassas N (2015). Groundwater quality and hydrochemical properties of Al-Ula region, Saudi Arabia. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 84. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4241-4>

Tukey, John W (1977). *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley Publishing Company Reading, Mass. — Menlo Park, Cal., London, Amsterdam, Don Mills, Ontario, Sydney. XVI, 688S.

US Salinity Laboratory (1954). *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkaline Soils*, US Department of Agriculture Handbook, no. 60,

Vengosh, A, Kloppmann W, Marei A, Livshitz Y, Gutierrez A (2005). Sources of salinity and boron in the Gaza strip: Natural contaminant flow in the southern Mediterranean coastal aquifer. *Water Resources Research*, 41 (1).

Villa J M (1980). *La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins Algéro-tunisiens*. Thèse de doctorat en science, Université Pierre et Marie Curie (Paris VI), 2 t. tome 1, 315 p.

Wang J, Pant H K (2011). Assessments of potential spatial-temporal variations in phosphorus distribution and fractionation in river Bed Sediments. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 39(2), 148–156 p. doi:10.1002/clen.201000088

- Ward J H (1963). Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association*, 58(301), p: 236 - 244. doi:10.2307/2282967
- W.H.O. (1987). Global pollution and health results of related environmental monitoring. *Global Environment Monitoring system, WHO, UNEP*
- Wilcox L V (1955). Classification and use of irrigation waters, vol 969. U.S. Department of Agriculture Circular, Washington, DC, 19 p.
- Wildi W (1983). La chaîne tello-rifaine (Algérie, Maroc, Tunisie) : structure, stratigraphie et évolution du Trias au Miocène. *Revue de géol. dynamique et de géogr. phys.*, 24 (3) : 201-297.
- Xavier C (2005). Dynamique de transfert du cadmium et du zinc au sein des dépôts de sédiments de curage végétalisés. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Lorraine. 182p.
- Yari AR, Sobhanardakani S (2016). Water Quality Assessment of Ground water Resources in QaleehShahin Plain Based on Cd and HEI. *International Archives of Health Sciences*, 3: 101-106.
- Yidana S M, Yidana A (2010). Assessing water quality using water quality index and multivariate analysis. *Environmental Earth Sciences*, 59(7), 1461-1473 p. <https://doi.org/10.1007/s12665-0090132-3>.
- Zaoui L (2017). Evaluation de la pollution des sols et des eaux de la plaine de Bounamoussa et essais de dépollution. Thèse de doctorat. Spécialité : Biologie végétale. Université Badji Mokhtar – Annaba, 137p.
- Zamiche S, Hamaidi-Chergui F, Demiai A (2018). Pollution of the quaternary aquifer of Mitidja (Algeria) by nitrates: origins and impacts on the quality of water for human consumption. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, ISSN 1112-9867. 10(1), p.113-131.
- Zhang Y, Xu M, Li X, Qi J, Zhang Q, Guo J, Yu L, Zhao R. (2018). Hydrochemical Characteristics and Multivariate Statistical Analysis of Natural Water System: A Case Study in Kangding County, Southwestern China. *Water*, 10(1), 80. doi:10.3390/w10010080
- Zhang Q, Xu P, Qian H (2019). Assessment of Groundwater Quality and Human Health Risk (HHR) Evaluation of Nitrate in the Central-Western Guanzhong Basin, China. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 16, 24. <https://doi.org/10.3390/ijerph-1621-14246>.
- Zinsou H L, Attingli A H, Gnohossou P, Adandedjan D, Laleye P (2016). Caractéristiques physico-chimiques et pollution de l'eau du delta de l'Oueme au Benin. *Journal of Applied Biosciences*, 97(0), 9163. doi:10.4314/jab.v97i1.3.

Annexes

Annexe 1

Paramètres physiques des eaux durant les deux saisons.

	PH		CE		SAL		TDS		Turbidité		Dureté Total		Alcalinité	
	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SH	SS
R1	8,74	-	14	-	400	-	489	-	32,3	-	462	-	296	-
R2	9,03	-	13,5	-	400	-	483	-	29,9	-	459	-	314	-
R3	8,3	-	13	-	1200	-	1068	-	25,5	-	828	-	380	-
R4	8,86	-	13,3	-	400	-	464	-	20,3	-	477	-	300	-
R5	8,02	8,94	14	19,5	700	3400	824	3630	3,06	37.1	404	860	519	770
R6	8,38	-	16,8	-	500	-	528	-	5,91	-	465	-	252	-
R7	7,6	8,08	14	23,5	500	1300	589	1380	4,5	204	398	580	300	730
R8	8	9,01	13	26,5	1000	1300	1090	1450	12,5	16.27	456	400	396	510
R9	7,97	9,07	13,5	24,3	600	1300	689	1460	7,75	7.27	496	580	326	840
R10	7,97	9,05	13,2	23,1	600	1200	667	1320	3,72	14.6	470	580	290	640
R11	7,7	8,18	20	23,1	500	1200	516	1340	26,6	107	443	520	350	840
R12	7,78	8,64	15	19,6	700	1800	811	1910	3,27	13.1	449	720	272	650
R13	7,96	9,08	16	21,2	600	1200	712	1300	2,69	30.5	482	540	272	760
R14	7,86	9,33	15	23,3	600	1300	650	1370	1,11	89.8	440	500	292	600
R15	8	9,04	14	23,4	600	1300	657	1470	14,8	82.8	442	720	292	800
L1	8,44	9,15	14	23,3	500	1200	596	1270	57,7	101	497	640	278	530
L2	8,7	10,42	16,6	28	500	1000	596	1080	23,4	1066	422	400	286	320
L3	8,95	10,7	14	28,6	500	1000	603	1090	88,9	323	452	400	258	210
L4	8,83	10,26	14,6	28,5	500	1000	602	1110	40,8	225	370	440	250	180
L5	8,73	10,28	11,5	26,9	500	900	550	1045	93,5	398	373	440	280	190
L6	8,62	10,22	8,1	22,8	500	900	534	1040	30,5	133	403	420	250	220
L7	8,4	10,28	7,5	25	500	1000	522	1044	46,5	154	552	520	256	220
L8	8,42	10,7	11	28,3	800	1200	541	1080	18,5	282	441	380	238	200
L9	8,47	10,43	11,3	28,3	500	1000	552	1010	38,1	189	450	480	252	160
L10	8,86	10,58	13,9	26	500	1000	588	1060	18,4	345	430	320	240	180
L11	8	9,04	18	23,4	700	1300	747	1470	66,2	82.8	492	720	276	800
L12	7,96	8,97	12,5	25	600	1300	688	1450	1,66	25.6	467	520	296	690

Annexe 2

Les résultats des analyses chimiques des cations majeurs.

	Ca		Mg		Na		K	
	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SH	SS
R1	118	-	108	-	162	-	4	-
R2	115	-	126	-	164	-	3	-
R3	112	-	137	-	206	-	2,9	-
R4	138	-	50	-	259	-	3,3	-
R5	150	80	55	7	272	225	172,5	120
R6	98	-	42	-	233	-	7,2	-
R7	109	145	55	50	246	211	21,6	180
R8	142	180	65	38	246	163	114	136
R9	150	185	50	40	233	211	32	190
R10	120	120	60	34	259	225	34,5	94
R11	127	170	75	40	246	211	22,8	118
R12	105	85	80	70	272	225	31,5	56
R13	105	130	60	47	272	225	35	122
R14	165	140	47	50	246	296	20,8	134
R15	165	80	48	55	259	225	26	122
L1	163	120	47	50	259	225	20,5	152
L2	125	44	55	75	259	225	17	26
L3	140	78	55	65	259	225	16	26
L4	135	95	50	55	259	211	15	25
L5	156	105	75	55	259	197	19,5	25
L6	175	100	44	55	242	225	16,5	26
L7	145	135	50	50	259	225	16,5	50
L8	140	62	50	70	259	197	15	53
L9	110	95	60	55	259	225	17	27
L10	120	76	55	60	259	225	16	33
L11	95	80	50	55	259	225	47,5	122
L12	135	165	55	46	259	225	33,6	144

Annexe 3

Les résultats des analyses chimiques des anions majeurs.

	CO3		SO4		Cl		NO3		PO4		P		HCO3	
	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SS	SH	SH	SS
R1	44	-	138	-	392	-	13,2	-	1		0,4	-	252	-
R2	44	-	128	-	432	-	37	-	4		1,2	-	270	-
R3	40	-	210	-	460	-	33	-	6		1,8	-	340	-
R4	46	-	126	-	400	-	36	-	2		0,8	-	254	-
R5	54	64	200	45	420	400	108	1.110	27	39	8,9	12.6	465	706
R6	56	-	132	-	360	-	76	-	2		0,5	-	196	-
R7	38	72	195	160	380	375	39	1.200	6	37	1,9	12	262	658
R8	100	20	284	60	380	290	92	3.660	27	25	8,9	8.3	296	490
R9	48	60	200	52.5	360	375	62,4	1.852	19	30	3,9	9.9	278	780
R10	34	60	190	60	400	400	63,2	0.766	9	26	3	8.5	256	580
R11	44	32	170	112.5	380	375	108	2.220	8	36	2,7	11.5	306	808
R12	28	60	205		420	400	85,6	13.640	9	24	3,1	7.9	244	590
R13	38	44	200	55	420	400	52	0.416	11	29	3,7	9.3	234	716
R 14	50	36	190	57	380	525	86,4	1.966	10	26	3,4	8.4	242	564
R 15	38	36	200	108	400	400	50,4	1.196	7	24	2,4	7.9	254	764
L1	46	46	200	100	400	400	52	2.028	3	26	1,1	8.3	232	484
L2	10	0	210	180	400	400	88	6.650	0	0	0	0	276	320
L3	22	20	205	110	400	400	124	1.702	3	2	1	0.6	236	190
L4	38	34	195	115	400	375	96	1.816	6	1	2,1	0.5	212	146
L5	46	20	300	20	400	350	53,6	1.382	0	0	0	0	234	170
L6	38	78	190	140	400	400	80,8	1.524	4	5	1,4	1.8	212	142
L7	40	24	190	122	400	400	63,2	3.084	4	2	1,4	0.6	216	196
L8	50	14	190	118	400	350	66,4	3.110	5	0	1,8	0	188	186
L9	18	16	195	115	400	400	72,8	2.906	6	0	1,9	0	234	144
L10	42	24	200	110	400	400	71,2	2.428	6	0	1,8	0	198	156
L11	46	36	205	108	400	400	84,8	1.196	11	24	3,5	7.9	230	764
L12	56	36	200	55	400	400	62,4	1.312	11	31	3,6	10.1	240	654

Annexe 4

Les résultats des analyses chimiques des éléments traces métalliques ETM.

	Fe+		Mn+		Cu+		Al+	
	SS	SH	SS	SH	SS	SH	SS	SH
R1	0,07	-	0,003	-	0,2	-	0,02	-
R2	0,08	-	0,003	-	0,22	-	0,01	-
R3	0,17	-	0,004	-	0,54	-	0,01	-
R4	0,08	-	0,002	-	0,28	-	0,03	-
R5	0,29	0,45	0,008	0,004	0,22	1,36	0,01	0,09
R6	0,05	-	0,002	-	0,22	-	0,01	-
R7	0,09	0,57	0,002	0,02	0,28	2,1	0,02	0,36
R8	0,45	0,29	0,003	0,004	0,46	0,44	0,07	0,04
R9	0,14	0,12	0,002	0,004	0	0,64	0,01	0,06
R10	0,14	0,24	0,006	0,004	0,1	0,56	0	0,05
R11	0,09	0,38	0,002	0,02	0,28	1,32	0,01	0,22
R12	0,2	0,007	0,004	0	0,1	0,12	0,03	0,01
R13	0,33	0,17	0,002	0	0,08	0,56	0	0,01
R14	0,09	0,55	0,004	0,006	0,64	1,04	0,11	0,13
R15	0,28	0,26	0,004	0,004	0,24	0,44	0,02	0,06
L1	0,28	0,52	0,006	0,004	0,78	0,7	0,1	0,09
L2	0,74	1,28	0,01	0,018	2,35	6,4	0,4	1,2
L3	0,31	0,79	0,006	0,014	1,2	2,35	0,14	1,4
L4	0,21	0,65	0,004	0,014	0,72	2,15	0,1	0,41
L5	9,4	0,66	0,024	0,006	4,8	2,15	0,86	0,32
L6	0,26	0,38	0,004	0,006	0,78	1,4	0,11	0,26
L7	0,2	0,43	0,006	0,008	0,62	1,4	0,1	0,32
L8	0,18	0,79	0,006	0,016	0,8	3,5	0,13	0,56
L9	0,19	0,52	0,006	0,008	0,68	2	0,1	0,32
L10	0,2	0,91	0,006	0,006	0,7	2,9	0,1	0,44
L11	0,45	0,26	0,006	0,004	0,3	0,44	0,02	0,06
L12	0,14	0,17	0,004	0,002	0,1	0,56	0	0,07

Annexe5

Les résultats des analyses des Nutriments.

Ech	NH4-		NO2+		Si(OH)4-	
	SH	SS	SH	SS	SH	SS
R1	0,014	-	0,120	-	0,682	-
R2	0,037	-	0,225	-	0,613	-
R3	0,052	-	0,356	-	2,731	-
R4	0,059	-	0,543	-	5,937	-
R5	0,086	26,2	0,392	0,259	9,391	51,598
R6	0,011	-	0,076	-	0,375	-
R7	0,009	68,6	1,554	1,991	3,988	27,827
R8	0,011	60	0,504	1,090	14,072	19,555
R9	0,004	81,9	0,527	0,135	8,689	35,624
R10	0,034	64,5	0,393	0,098	4,928	36,893
R11	0,003	55	1,359	1,562	4,354	37,407
R12	0,040	41,5	2,980	2,331	6,432	30,717
R13	0,031	83,3	2,163	1,532	5,888	30,004
R14	0,043	84,7	2,067	0,109	3,810	32,498
R15	0,033	85,5	2,841	4,038	2,949	30,954
L1	0,008	57,5	0,084	0,074	4,403	0,137
L2	0,074	0,56	0,014	0,097	5,631	10,707
L3	0,004	0,6	0,734	0,316	4,849	11,598
L4	0,024	0,56	0,216	0,542	5,927	10,905
L5	0,071	0,54	0,866	0,104	6,323	10,054
L6	0,029	0,7	0,630	0,648	5,977	11,518
L7	0,005	1,06	0,284	0,379	6,254	11,340
L8	0,006	0,92	0,282	0,369	6,779	12,785
L9	0,286	1,02	0,422	0,180	6,610	10,252
L10	0,001	1,96	0,078	0,052	6,591	17,100
L11	0,004	85,5	3,457	4,038	5,690	36,615
L12	0,049	79,2	3,191	5,239	5,344	16,347

Annexe 6

Les valeurs calculées du FC et du Dc pour chaque échantillon dans les deux saisons.

	Saison humide					Saison sèche				
	Facteur de contamination (FC)				Degrée de contamination (Dc)	Facteur de contamination (FC)				Degrée de contamination (Dc)
	Fe	Al	Cu	Mn		Fe	Al	Cu	Mm	
R1	0,233	0,0001	0,0001	0,0000075	0,23	-	-	-	-	-
R2	0,266	0,00005	0,0001	0,0000075	0,26	-	-	-	-	-
R3	0,566	0,00005	0,0002	0,00001	0,56	-	-	-	-	-
R4	0,266	0,00015	0,0001	0,000005	0,26	-	-	-	-	-
R5	0,966	0,00005	0,0001	0,00002	0,96	1,5	0,45	0,68	0,01	2,64
R6	0,166	0,00005	0,0001	0,000005	0,16	-	-	-	-	-
R7	0,3	0,0001	0,0001	0,000005	0,30	1,9	1,8	1,05	0,05	4,80
R8	1,5	0,00035	0,0002	0,0000075	1,50	0,966	0,2	0,22	0,01	1,39
R9	0,466	0,00005	0	0,000005	0,46	0,4	0,3	0,32	0,01	1,03
R10	0,466	0	0,00005	0,000015	0,46	0,8	0,25	0,28	0,01	1,34
R11	0,3	0,00005	0,00014	0,000005	0,30	1,266	1,1	0,66	0,05	3,07
R12	0,666	0,00015	0,00005	0,00001	0,66	0,023	0,05	0,06	0	0,13
R13	1,1	0	0,00004	0,000005	1,10	0,566	0,05	0,28	0,0075	0,90
R14	0,3	0,00055	0,0003	0,00001	0,30	1,833	0,65	0,52	0,015	3,01
R15	0,933	0,0001	0,00012	0,00001	0,93	0,866	0,30	0,22	0,01	1,39
L1	0,933	0,0005	0,00039	0,000015	0,93	1,733	0,45	0,35	0,01	2,54
L2	2,466	0,002	0,00117	0,000025	2,46	4,266	6,0	3,20	0,045	13,51
L3	1,0333	0,0007	0,0006	0,000015	1,03	2,633	7,0	1,17	0,035	10,84
L4	0,7	0,0005	0,00036	0,00001	0,70	2,166	2,05	1,07	0,035	5,32
L5	31,33	0,0043	0,0024	0,00006	31,34	2,2	1,60	1,075	0,015	4,89
L6	0,866	0,00055	0,00039	0,00001	0,86	1,266	1,30	0,70	0,015	3,28
L7	0,666	0,0005	0,00031	0,000015	0,66	1,433	1,60	0,70	0,020	3,75
L8	0,6	0,00065	0,0004	0,000015	0,60	2,633	2,80	1,75	0,040	7,22
L9	0,633	0,0005	0,00034	0,000015	0,63	1,733	1,60	1,0	0,020	4,35
L10	0,666	0,0005	0,00035	0,000015	0,66	3,033	2,20	1,45	0,015	6,69
L11	1,5	0,0001	0,00015	0,000015	1,50	0,86	0,30	0,22	0,010	1,39
L12	0,466	0	0,00005	0,00001	0,46	0,56	0,35	0,28	0,005	1,20

Annexe 7

Les valeurs calculées du SAR, Na⁺%, MAR, RSC, IP et KI
pour chaque échantillon dans les deux saisons

	Saison humide						Saison sèche					
	SAR	Na+%	MAR	RSC	IP	KI	SAR	Na+%	MAR	RSC	IP	KI
R1	2,58	32,41	60,40	-9,30	41,36	0,47	-	-	-	-	-	-
R2	2,61	30,72	64,61	-10,35	39,49	0,43	-	-	-	-	-	-
R3	3,14	34,67	67,09	-10,1	43,57	0,52	-	-	-	-	-	-
R4	3,86	50,63	37,65	-5,36	59,58	1,01	-	-	-	-	-	-
R5	5,03	57,35	37,93	-2,66	61,01	0,97	6,47	72,79	12,72	9,12	91,78	2,13
R6	4,12	55,14	41,66	-3,32	64,36	1,20	-	-	-	-	-	-
R7	5,22	52,87	45,68	-4,47	61,61	1,06	3,84	54,72	36,49	1,77	60,52	0,80
R8	4,77	52,12	43,27	-4,33	55,58	0,85	2,88	46,53	34,24	-3,46	51,57	0,58
R9	4,05	48,44	35,71	-5,50	56,29	0,86	3,66	52,76	25,16	2,20	58,62	0,72
R10	4,66	52,48	45,45	-5,67	59,80	1,02	4,66	58,01	37,73	2,67	69,13	1,10
R11	4,56	47,25	49,60	-6,11	55,54	0,84	3,77	50,78	23,94	2,47	61,01	0,77
R12	4,71	51,47	55,94	-6,98	58,24	0,99	4,36	52,69	33,05	1,589	64,92	0,97
R13	4,84	55,39	48,78	-5,14	62,44	1,15	4,29	55,37	56	2,78	65,41	0,94
R14	4,72	48,01	32,19	-6,53	55,51	0,87	5,44	59,33	35,07	-0,72	66,17	1,15
R15	4,56	49,34	32,65	-6,81	56,58	0,91	4,73	60,09	48,54	5,14	72,55	1,14
L1	4,55	49,42	32,45	-6,73	56,64	0,93	4,34	57,39	45,08	-0,69	63,18	0,96
L2	4,58	51,93	42,30	-5,97	60,60	1,04	4,76	55,32	49,30	-3,20	66,24	1,15
L3	4,84	50,20	39,56	-6,98	57,91	0,97	4,54	52,90	67,08	-5,53	60,49	1,05
L4	4,68	51,62	38,16	-6,17	59,19	1,03	4,25	51,28	58,03	-5,80	57,95	0,98
L5	4,82	45,57	44,48	-8,68	52,24	0,80	3,86	48,37	46,61	-6,38	55,64	0,87
L6	3,97	46,84	29,53	-7,67	53,99	0,84	4,47	52,19	47,82	-4,65	58,42	1,02
L7	4,52	50,59	36,49	-6,54	57,96	0,98	4,19	50,37	41,98	-6,90	55,95	0,89
L8	4,71	51,06	37,31	-6,41	58,05	1,00	4,05	52,64	46,64	-5,41	58,94	0,95
L9	4,76	52,71	47,61	-6,06	60,76	1,07	4,53	52,91	62,5	-6,43	59,24	1,04
L10	4,91	52,45	43,30	-5,93	59,81	1,06	4,67	54,74	52,08	-5,44	61,28	1,11
L11	4,89	58,33	46,72	-3,61	65,44	1,26	4,73	60,09	58,25	5,14	72,55	1,14
L12	5,33	51,69	40,44	-5,53	58,63	0,99	3,98	52,75	37,93	-0,16	59,74	0,81

Annexe 8

Normes de potabilité des eaux.

	Normes Algériennes		Normes de l'OMS	
	DL	MPL	DL	MPL
PH	--	6,5- 8,5	6,5-8,5	9,2
T(c°)	--	25		25
CE (µs/cm)	--	2880	900	1400
TDS (mg/l)	500	--	600	900
SAL (mg/l)	--	--	--	--
Dureté total	--	200	100	500
Alcalinité	--	--	200	--
Turb (NTU)	--	5	5	10
Ca+ (mg/l)	75	200	75	200
Mg+ (mg/l)	--	150	50	150
K+ (mg/l)	--	20	12	--
Na+ (mg/l)	--	200	--	200
HCO ₃ (mg/l)	--	--	125	350
CO ₃ - (mg/l)	--	--	125	350
SO ₄ - (mg/l)	200	400	200	500
Cl- (mg/l)	200	500	250	600
NO ₃ - (mg/l)	--	50	50	--
PO ₄ - (mg/l)	--	5	200	--
P- (mg/l)	--	--	--	--
Fe+ (mg/l)	0,3	--	0,3	--
Al+ (mg/l)		0,2	0,2	--
Cu+ (mg/l)	2	--	2	--
Mm+ (mg/l)	--	0,05	0,5	--
NH ₄ + (mg/l)	0,5		0,1	--
NO ₂ + (mg/l)	--	0,1	0,1	--
SI(OH) 4+ (mg/l)	--	--	10	--