

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE D'OUM EL BOUAGHI

Faculté : Sciences exactes et sciences de la nature et de la vie



Thèse

POUR OBTENIR LE DIPLOME DE

Doctorat 3ème Cycle

Filière : Ecologie et Environnement

Spécialité : Protection des écosystèmes

Thème :

Diversité, dynamique spatiotemporelle des groupements phytoplanctoniques dans les plans d'eau dans l'Est Algérien

Présenté Par :

BOUCHEMA Nadhir

Thèse soutenue le 26 /02/2025 Devant le jury composé de :

N°	Nom et prénom	Grade	Etablissement	Qualité
01	ABABSA Labeled	Pr	Université d'Oum el Bouaghi	Président
02	KHAMMAR Hichem	Pr	Université d'Oum el Bouaghi	Rapporteur
03	HADJAB Ramzi	MCA	Université d'Oum el Bouaghi	Examineur
04	BOULABEIZ Mahrez	MCA	Université de Khenchela	Examineur
05	CHAFFAI Amin	MCA	Université des sciences et technologie Houari Boumediene. Alger	Examineur

Remerciement

Je tiens à exprimer mes plus sincères remerciements et ma profonde gratitude à **Pr. ABABSA Labeled**, président du jury, pour avoir accepté d'honorer ma soutenance en la présidant. Votre expertise, votre rigueur scientifique et votre disponibilité sont pour moi une véritable source d'inspiration. Je suis profondément reconnaissant pour l'intérêt que vous avez accordé à mon travail et pour l'honneur que vous me faites en présidant cet événement si important.

Mes remerciements les plus chaleureux vont également à **Dr. BOULAABEIZ Mahrez, Dr. HADJAB Ramzi et Dr. CHAFFAI Amin**, examinateurs de ma thèse, pour avoir accepté de consacrer du temps précieux à évaluer mon travail. Votre rigueur intellectuelle, vos conseils avisés et vos remarques enrichissantes ont grandement contribué à améliorer la qualité de cette recherche. Votre implication est un témoignage de votre dévouement à l'excellence académique, et je suis profondément honoré par votre contribution.

Je ne saurais oublier d'exprimer ma profonde reconnaissance à **Dr. Khammar Hicham**, mon directeur de thèse et directeur du laboratoire, pour son encadrement exceptionnel, sa disponibilité et ses encouragements constants tout au long de cette aventure académique. Votre confiance en mes capacités, votre soutien indéfectible et vos conseils éclairés ont été des piliers essentiels dans l'accomplissement de ce travail.

Vous êtes non seulement un mentor exemplaire mais également une source d'inspiration pour moi.

À travers ces mots, j'espère pouvoir transmettre toute ma gratitude et mon respect à chacun d'entre vous pour votre implication et votre contribution à la réalisation de cette thèse. Vous avez tous marqué mon parcours d'une manière unique, et je vous en serai toujours reconnaissant.

شكر وتقدير

أود أن أعبر عن خالص امتناني وعظيم شكري للبروفيسور **عباسة العابد**، رئيس لجنة المناقشة، على قبوله شرف ترؤس مناقشة أطروحتي. إن خبرتكم العلمية، دقتكم الأكاديمية، وتفانيكم تشكل بالنسبة لي مصدر إلهام حقيقي. أنا ممتن جدًا لاهتمامكم بعلمي وللشرف الذي منحتموني إياه من خلال ترؤس هذا الحدث الهام.

أتوجه بأحر عبارات الشكر أيضًا إلى الدكتور **بولعبايز محرز**، الدكتور **حجاب رمزي**، والدكتور **شافعي أمين**، الممتحنين في أطروحتي، على تخصيص وقتهم الثمين لتقييم عملي. لقد ساهمت دقتكم الفكرية، ونصائحكم القيمة، وملاحظاتكم الثاقبة في تحسين جودة هذا البحث بشكل كبير. إن التزامكم يعكس تفانيكم في تحقيق التميز الأكاديمي، وأنا فخور جدًا بمساهمتمكم في هذا العمل.

ولا يمكنني أن أنسى أن أعبر عن عميق امتناني للدكتور **خمار هشام**، مشرفي على الأطروحة ومدير المختبر، على إشرافه المتميز، وتفانيه، وتشجيعه المستمر طوال هذه الرحلة الأكاديمية. لقد كانت ثقتكم بقدراتي، ودعمكم المستمر، ونصائحكم السديدة ركائز أساسية في إنجاز هذا العمل. أنتم لستم فقط مشرفًا أكاديميًا قديرًا، بل أيضًا مصدر إلهام حقيقي لي.

من خلال هذه الكلمات، أمل أن أتمكن من نقل خالص امتناني واحترامي لكل واحد منكم على جهودكم ومساهمتمكم في إتمام هذه الأطروحة. لقد تركتم بصمة خاصة في مسيرتي، وسأظل ممتنًا لكم دائمًا.

Acknowledgment

I would like to express my deepest gratitude and sincere thanks to Prof. ABABSA Labeled, President of the jury, for accepting the honor of presiding over my thesis defense. Your expertise, scientific rigor, and dedication are a true source of inspiration for me. I am profoundly grateful for the interest you have shown in my work and for the great honor you bestow upon me by leading this significant event.

My warmest thanks also go to Dr. BOULAABEIZ Mahrez, Dr. HADJAB Ramzi, and Dr. CHAFFAI Amin, examiners of my thesis, for taking the time to evaluate my work.

Your intellectual rigor, insightful guidance, and valuable remarks have greatly contributed to improving the quality of this research. Your commitment is a testament to your dedication to academic excellence, and I am deeply honored by your contribution.

I cannot forget to express my deep appreciation to Dr. Khammar Hicham, my thesis supervisor and laboratory director, for his exceptional guidance, availability, and constant encouragement throughout this academic journey. Your trust in my abilities, unwavering support, and wise advice have been essential pillars in the completion of this work. You are not only an exemplary mentor but also a true source of inspiration for me.

Through these words, I hope to convey my utmost gratitude and respect to each of you for your involvement and contribution to the completion of this thesis. Each of you has left a unique mark on my journey, and I will always be grateful to you.

Dédicace

Louange à Allah, le Tout-Puissant, pour m'avoir accordé la force, la patience et l'opportunité d'atteindre cet honneur qu'est le doctorat. C'est par Sa grâce et Sa miséricorde que ce chemin a été accompli.

À ma chère mère, source infinie d'amour et de tendresse, toi qui m'as toujours soutenu avec ton affection inégalée, tes prières silencieuses et tes encouragements constants. Ce succès est avant tout le tien, car sans ton soutien, je n'aurais jamais pu parvenir jusqu'ici.

À mon père bien-aimé, pilier de ma force et modèle de sagesse. Ton travail acharné et ton dévouement à notre famille ont toujours été ma source d'inspiration. Merci pour ta confiance en moi et pour les valeurs que tu m'as inculquées.

À mes frères **Bady, Mouiz, Nacer, Chaouki**, et Amine, mes précieux complices de vie. Un merci tout particulier à Anis, pour sa contribution inestimable à ce travail. Votre présence et votre soutien m'ont été indispensables tout au long de ce parcours.

À mes sœurs adorées, dont l'amour et la compréhension ont illuminé les moments difficiles.

À ma future ma femme

À mes chers amis et collègues, qui ont partagé avec moi les joies et les défis de ce long cheminement académique.

À mes enseignants, pour leur guidance et leur savoir précieux, ainsi qu'aux membres du laboratoire d'écologie fonctionnelle et environnement, dont le soutien a enrichi mon travail.

Enfin, à toute ma promotion, avec qui j'ai partagé cette aventure unique. Chacun d'entre vous a laissé une empreinte indélébile dans cette belle étape de ma vie.

Je vous dédie humblement ce travail, avec toute ma gratitude et mon affection.

BOUCHEMA Nadhir

الإهداء

الحمد لله، القادر على كل شيء، الذي منحني القوة والصبر والفرصة للوصول إلى هذا الشرف العظيم، درجة الدكتوراه. لقد تحققت هذا الإنجاز بفضلته ورحمته.

إلى أمي العزيزة، مصدر الحب والحنان اللامحدود، أنت التي ساندتني دائمًا بعطفك الذي لا يُضاهى، بدعواتك الصامتة وتشجيعاتك المستمرة. هذا النجاح هو نجاحك قبل أن يكون لي، فلولا دعمك، لما تمكنت من الوصول إلى هذا اليوم.

إلى والدي الحبيب، ركن قوتي ونموذج الحكمة. لقد كان اجتهادك وتفانيك في رعاية أسرتنا دائمًا مصدر إلهام لي. شكرًا لثقتك بي وللقيم التي غرستها في نفسي.

إلى إخوتي بادي، معيز، ناصر، شوقي، وأمين، شركائي الثمينين في الحياة، وأخص بالشكر أخي أنيس على مساهمته القيمة في هذا العمل. لقد كانت وقفنكم بجانبني ودعمكم لي ضروريين في هذا المشوار.

إلى أخواتي العزيزات، اللاتي كان حبهنّ وتفهمهنّ نورًا يضيء لحظاتي الصعبة.

إلى زوجتي المستقبلية، التي أكن لها كل الحب والاحترام.

إلى أصدقائي وزملائي الأعزاء، الذين شاركوني أفراح وتحديات هذا المشوار الأكاديمي الطويل.

إلى أساتذتي، على توجيهاتهم وعلمهم القيم، وإلى أعضاء مختبر البيئة الوظيفية والبيئة، الذين أثروا عملي بدعمهم.

وأخيرًا، إلى جميع زملائي في الدفعة، الذين شاركت معهم هذه المغامرة الفريدة. لقد ترك كل واحد منكم بصمة لا تُمحى في هذه المرحلة الجميلة من حياتي.

أهديكم هذا العمل بكل تواضع، مع كامل امتناني ومودتي.

بوشمع نذير

Dedication

Praise be to Allah, the Almighty, for granting me the strength, patience, and opportunity to achieve this great honor of earning a doctorate. It is through His grace and mercy that this journey has been completed.

To my dear mother, an endless source of love and tenderness, who has always supported me with her unparalleled affection, silent prayers, and constant encouragement. This success is yours above all, for without your support, I would never have reached this point.

To my beloved father, the pillar of my strength and a model of wisdom. Your hard work and dedication to our family have always been my source of inspiration. Thank you for believing in me and for instilling in me the values that have guided my journey.

To my brothers Bady, Mouiz, Nacer, Chaouki, and Amine, my precious companions in life. A special thank you to Anis for his invaluable contribution to this work. Your presence and support have been essential throughout this journey.

To my beloved sisters, whose love and understanding have brightened the difficult moments.

To my future wife, whom I deeply cherish and respect.

To my dear friends and colleagues, who have shared with me the joys and challenges of this long academic journey.

To my professors, for their guidance and valuable knowledge, and to the members of the Functional Ecology and Environment Laboratory, whose support has enriched my work. Finally, to my entire graduating class, with whom I have shared this unique adventure. Each of you has left an indelible mark on this beautiful chapter of my life.

I humbly dedicate this work to you, with all my gratitude and affection.

BOUCHEMA Nadhir

Table des Matières

Remerciement

شكر وتقدير

Acknowledgment

Dédicace

الإهداء

Dedication

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

I. Introduction1

I.1 Problématique.....8

I.2 Objectifs9

Matériel et méthodes

II.1 Présentation de la zone d'étude10

II.1.1 Barrage de Timgad 10

II.1.2 Barrage de Yabous..... 11

II.2 Géologie et pédologie12

II.2.1 Barrage de Timgad 12

II.2.2 Barrage de Yabous..... 13

II.3 Hydrologie	14
II.3.1 Barrage de Timgad	14
II.3.2 Barrage de Yabous.....	16
II.4 Climat.....	17
A/ Température	17
A.1 Barrage de Timgad	18
A.2 Barrage de Yabous	19
B/ Précipitation	20
B.1 Barrage de Timgad	20
B.2 Barrage de Yabous.....	21
C/ Vents.....	22
D/ Humidité.....	23
II.5 Synthèse climatique	24
A/ Diagramme ombrothermique de GUASSEN.....	24
B/ Classification de Climat par le système d'Emberger.....	26
II.6 Méthodes et techniques d'étude.....	28
II.6.1 Sélection et description des stations d'échantillonnage.....	28
II.6.2 Méthodes et techniques de prélèvement des échantillons d'eau	29
II.6.2.1 Méthodes de prélèvement pour analyses physico-chimiques.....	29
II.6.2.2 Prélèvement et analyse de la communauté micro-algale des barrages	30
II.6.3 Méthodes et techniques d'étude au laboratoire	30
II.6.3.1 Méthodes d'analyse de la qualité physico-chimique de l'eau.....	30
II.6.3.2. Méthodes d'étude du phytoplancton	33
II.7 Exploitation des résultats	34
II.7.1 Exploration des résultats physicochimique.....	34
II.7.1.1 Indice de la qualité des eaux pour la Potabilité	34

A/ Indice de la qualité d'eau WQI	34
B/ Canadian council and Ministry of Environment indice de la qualité d'eau CCME-WQI	36
II.7.1.2 Qualité de l'eau pour l'irrigation	38
A/ Indice de Pollution de l'Eau (WPI)	40
B/ Indice de Pollution par les Nutriments (NuPI).....	41
C/ Indice de Pollution Organique (OPI)	42
D/ Statut Trophique.....	43
II.7.1.4 Rapports ioniques :	44
II.7.1.5 Rapports des nutriments	44
II.7.1.6 Rapport DCO/DBO ₅ par Station et Saison	45
II.7.2 Exploitation des résultats phytoplanctoniques par des paramètres et des indices écologiques	45
A/ Fréquence en nombre (abondance relative).....	45
B/ Constance ou indice d'occurrence.....	46
C/ Analyse de similitude.....	46
II.7.3 Paramètres et indices de diversité des peuplements	47
A/ Indice de diversité de SHANNON	47
B/ Indice d'équipartition des populations (Équitabilité).....	47
C/ Indice de Simpson.....	48
D/ Analyse multivariée	49

Résultats et Discussion

III.1 Résultats51

III.2 Paramètres physiques51

III.2.1 Température.....	51
III.2.2 Salinité.....	52
III.2.3 Conductivité électrique.....	52
III.2.4 Totaux des sels dissous (TDS)	53
III.2.5 Potentiel Hydrogène (pH)	54
III.2.6 Oxygène Dissous	55
III.2.7 Pourcentages de saturation en oxygène	55
III.2.8 Pression partielle d'oxygène	56
III.2.6.9 Turbidité.....	57

III.3 Hydrochimie Générale58

III.3.1 Anions	58
III.3.1.1 Chlorures	58
III.3.1.2 Sulfates	59
III.3.1.3 Bicarbonates	60
III.3.2 Cations.....	61
III.3.2.1 Calcium.....	61
III.3.3.2 Magnésium.....	61
III.3.3.3 Sodium	62
III.3.3.4 Potassium	63
III.3.3.5 Dureté totale	64
III.3.3.6 baryum	64
III.3.3.7 Lithium	65

III.4 Rapports ioniques.....66

III.4.1 Barrage de Timgad	66
III.4.1.1 Analyse du Rapport $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$	66
III.4.1.1.1 Variations du Rapport $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ et Implications Géochimiques	66
III.4.1.1.2 Influence des Facteurs Climatiques et du Cycle Hydrologique	66
III.4.1.1.3 Hypothèse de Mélange d'Eaux et Sources Multiples.....	67
III.4.1.2 Analyse du Rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$	68
III.4.1.2.1 Variabilité Spatio-temporelle du Rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$	68
III.4.1.2.2 Influence des Conditions Géochimiques et des Activités Humaines	69
III.4.1.3 Analyse du Rapport $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$	69
III.4.1.3.1 Influence des Conditions Géochimiques et Climatiques en Milieu Semi-aride	70
III.4.1.3.2 Processus Géochimiques et Influence de la Géologie Locale	70
III.4.1.3.3 Variabilité Spatio-temporelle et Apports Anthropiques	70
III.4.2 Barrage de Yabous.....	71
III.4.2.1 Analyse du Rapport $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$	71
III.4.2.1.1 Impact de l'Évaporation et des Cycles Hydrologiques	71
III.4.2.1.2 Processus Géochimiques et Contexte Géologique	72
III.4.2.1.3 Effets Potentiels des Apports Anthropiques	72
III.4.2.2 Analyse de Rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$	73
III.4.2.2.1 Influence des Processus Géochimiques et du Climat Semi-aride	73
III.4.2.2.2 Apports Anthropiques et Influence des Activités Agricoles.....	74

III.4.2.2.3 Variabilité Spatio-temporelle et Cycles de Recharge	74
III.4.2.3 Analyses de Rapport $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$	75
III.4.2.3.1 Influence des Cycles Hydrologiques et des Conditions Climatiques en Milieu Semi-aride	75
III.4.2.3.2 Origine Géologique et Dissolution des Minéraux Sulfatés.....	76
III.4.2.3.3 Influence des Apports Anthropiques et des Activités Agricoles	76

III.5 Résultats de Concentration des Ions en Fonction de la minéralisation totale (les TDS) pour les Barrages Timgad et Yabous77

III.5.1 Chlorures (Cl^-) vs TDS	77
III.5.2 Sulfate (SO_4^{2-}) vs TDS.....	77
III.5.3 Bicarbonate (HCO_3^-) vs TDS.....	77
III.5.4 Calcium (Ca^{2+}) vs TDS	78
III.5.5 Magnésium (Mg^{2+}) vs TDS.....	78
III.5.6 Sodium (Na^+) vs TDS.....	78
III.5.7 Potassium (K^+) vs TDS.....	78
III.5.8 Faciès chimiques des barrages de Timgad et de Yabous.....	80

III.6 Analyses des nutriments81

III.6.1 Formes d'Azote.....	81
III.6.1.1 Azote Total (NT).....	81
III.6.1.2 Azote Total Dissous (NTD)	82
III.6.1.3 Azote Organique Dissous (NOD)	83
III.6.1.4 Azote Inorganique Dissous (NID).....	84
III.6.1.5 Ammonium (NH_4^+)	85
III.6.1.6 Nitrate (NO_3^-).....	86
III.6.1.7 Nitrite (NO_2^-).....	86
III.6.2 Formes de Phosphore	87
III.6.2.1 Phosphore Total (PT)	87
III.6.2.2 Phosphore Particulaire (PP)	88
III.6.2.3 Phosphore Total Dissous (PTD).....	89
III.6.2.4 Phosphore Organique Dissous (POD).....	89
III.6.2.5 Phosphore Inorganique Dissous (DIP).....	90
III.6.2.6 Orthophosphate (PO_4^{3-}).....	91

III.6.2.7 Polyphosphate (P_2O_5).....	91
III.6.2 Silicates $SiOH_4$	92
III.6.3 Évaluation de la Dominance des Formes d'Azote Inorganique par rapport à la Qualité de l'Eau et des Conditions Écologiques	93
III.6.3.1 Dominance du Nitrate (NO_3^-).....	94
III.6.3.2 Dominance de l'Ammonium (NH_4^+).....	95
III.6.3.3 Présence Modérée de Nitrite (NO_2^-)	95
III.6.4 Rapports des nutriments.....	99
III.6.4.1 Rapport NOD/POD	99
III.6.4.2 Rapport ($NO_3^- + NO_2^-$)/PT	99
III.6.4.3 Rapport NID/PID	100
III.6.4.4 Rapport Nt/ $SiOH_4$	100
III.6.4.5 Rapport $SiOH_4$ /Pt.....	101
III.6.4.6 Rapport $SiOH_4$ /Nt/Pt	101
III.6.5 Corrélation entre les Rapports nutritifs	105
III.6.5.1 Barrage de Timgad	105
III.6.5.2 Barrage de Yabous.....	107
III.6.6 Paramètres de la matière organique.....	108
III.6.6.1 Matières en Suspension (MES)	108
III.6.6.3 Résidu Sec (RS)	109
III.6.6.4 Chlorophylle a (Chlo a)	110
III.6.6.5 Phéopigments	111
III.6.6.6 Carbone Organique Particulaire (COP).....	111
III.6.6.7 Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours (DBO_5)	112
III.6.6.8 Demande Chimique en Oxygène (DCO)	113
III.6.9 Rapport DCO/ DBO_5 par Station et Saison	113

III.7 Indices de la Qualité des eaux 115

III.7.1 Indice de la qualité des eaux pour la potabilité (WQI) :.....	115
III.7.2 Indice de qualité de l'eau pour la Vie aquatique	116

III.8 Qualité de l'eau pour l'irrigation 117

III.8.1 Risque sodique (%Na) et rapport d'adsorption de sodium (SAR)	117
III.8.2. Carbonate Résiduel de Sodium (RSC).....	118

III.8.3. Indice de Perméabilité (PI)	118
III.8.4. Salinité Potentielle (PS)	119
III.8.5. Rapport de Kelly (KR)	119
III.8.6. Bicarbonate Résiduel de Sodium (RSBC).....	119
III.8.7. Risque Magnésien (MH).....	119
III.8.8. Analyse des Corrélations des Paramètres de Qualité de l'Eau du Barrage de Timgad	120
III.8.8.1. Groupement de Na% et KR	121
III.8.8.2. Corrélacion inverse entre PS et RSC	121
III.8.8.3. Groupe SAR et PI	121
III.8.8.4. MH et PS.....	121
III.8.9. Analyse des Corrélations des Paramètres de Qualité de l'Eau du Barrage de Yabous : Approche par Heatmap de Clustering et Implications pour l'Irrigation :	122
III.8.9.1. Corrélacion entre Na% et KR	122
III.8.9.2. Corrélacion entre RSC et PS.....	123
III.8.9.3. Association entre SAR et PI	123
III.8.9.4. Corrélacion MH et PS.....	123

III.9. Indices de pollution des eaux.....125

III.9.1 Indice de Pollution de l'Eau (WPI).....	125
III.9.2 Indice de Pollution des Nutriments (NuPI)	126
III.9.3 Indice de Pollution Organique (OPI).....	126
III.9.4 État Trophique.....	127

III.10. Etude de communautés phytoplanctoniques128

III.10.1. Composition taxonomique de la flore micro algale recensée.....	128
A/ Barrage de Timgad.....	128
B/ Barrage de Yabous	133
III.10.2 Evolution spatio-temporelle de l'abondance relative des peuplements phytoplanctoniques	138
A/ Barrage de Timgad.....	138
B/ Barrage de Yabous	141
III.10.3 Evaluation de la fréquence d'occurrence des peuplements phytoplanctoniques	143
A/ Barrage de Timgad.....	143
B/ Barrage de Yabous	145
C/ Comparaison entre les deux barage.....	146

III.10.4 Similitudes entre la structure des peuplements du phytoplancton (Indice de similitude de SORENSON)...	147
III.10.5 Variation des paramètres de diversité des communautés phytoplanctoniques.....	147
III.10.6. Analyse des corrélations entre les paramètres physico-chimiques et la dynamique des Peuplements phytoplanctoniques	159

IV. Discussion

IV.1. Caractérisation physico-chimique des eaux de deux barrages	167
IV.2 Indices de la qualité des eaux pour la potabilité et la vie aquatique (WQI, CCME-WQI)	170
IV.3 Indices de la qualité des eaux pour l'irrigation.....	172
IV.4 Indices de pollution des eaux pour les deux barrages	175
IV.5 Etat trophique dans les deux barrages.....	178
IV.6 Composition taxonomique de la flore micro algale recensée	180
IV.9 Analyse des corrélations entre les paramètres physico-chimiques et la dynamique des Peuplements phytoplanctoniques	187
Conclusion	189

Références bibliographiques

Annexes

Résumé

Abstract

ملخص

Liste des figures

Figure I.1 : Cycle de L'eau (Source : USGS. Gov).....	3
Figure I.2 : Différents types de barrages (Source : Dossier Départemental des Risques.....	4
Figure I.3 : listing des différents genres de phytoplancton (Source : aquaportail.com).....	7
Figure II.1 : Localisation du Barrage de Koudiet M'douar (Timgad, Batna)	11
Figure II.2 : Localisation du Barrage de Tagharist (Yabous, Khenchela)	12
Figure II.3 : Carte pédologique du barrage Koudiet M'douar (Timgad, Batna).....	13
Figure II.4 : Hydrologie du bassin versant de l'Oued Chemora avec le barrage Timgad.....	15
Figure II.5 : Carte du Réseau hydrographique, bassin versant de Tagharist.....	17
Figure II.6 : Diagramme Ombrothermique de la wilaya de Batna (2018/2023).	25
Figure II.7 : Diagramme Ombrothermique de la wilaya de Khenchela (2018/2023)	25
Figure II.8 : Climatogramme d'Emberger.....	27
Figure II.9 : Localisation et vues générales des stations d'échantillonnage	28
Figure II.10 : Schéma d'un filet à plancton.....	29
Figure II.11 : Cellule de Nageotte	33
Figure III.1 : Variation saisonnière des Température dans les deux barrages d'étude	49
Figure III.2 : Variation saisonnière des Salinité dans les deux barrages d'étude	50
Figure III.3 : Variation saisonnière de la Conductivité électrique dans les deux barrages	51
Figure III.4 : Variation saisonnière des Totaux des sels dissous dans les deux barrages	52
Figure III.5 : Variation saisonnière de PH dans les deux barrages d'étude	52
Figure III.6 : Variation saisonnière d'oxygène dissous dans les deux barrages d'étude	53
Figure III.7 : Variation saisonnière de la saturation en oxygène dans les deux barrages	54
Figure III.8 : Variation saisonnière de Pression partielle d'oxygène dans les deux barrages	55

Figure III.9: Variation saisonnière de turbidité dans les deux barrages	56
Figure III.10 : Variation saisonnière des concentrations des Chlorures dans les deux barrages	57
Figure III.11: Variation saisonnière des Sulfates dans les deux barrages d'étude.....	58
Figure III.12: Variation saisonnière des Bicarbonate dans les deux barrages d'étude	58
Figure III.13: Variation saisonnière de Calcium dans les deux barrages d'étude	59
Figure III.14: Variation saisonnière de Magnésium dans les deux barrages d'étude	60
Figure III.15: Variation saisonnière de Sodium dans les deux barrages d'étude	61
Figure III.16: Variation saisonnière de Potassium dans les deux barrages d'étude	61
Figure III.17: Variation saisonnière de la Dureté Totale dans les deux barrages d'étude	62
Figure III.18: Variation saisonnière de Baryum dans les deux barrages d'étude	63
Figure III.19: Variation saisonnière de Lithium dans les deux barrages d'étude	63
Figure III.20: Rapport Cl/SO ₂ ⁻ Par Échantillon dans le barrage de Timgad	65
Figure III.21 : Rapport Ca ²⁺ / Mg ²⁺ Par Échantillon dans le barrage de Timgad	67
Figure III.22 : Rapport HCO ₃ /SO ₂ ⁻ Par Échantillon dans le barrage de Timgad	68
Figure III.23 : Rapport Cl/SO ₂ ⁻ Par Échantillon dans le barrage de Yabous	70
Figure III.24 : Rapport Ca ²⁺ / Mg ²⁺ Par Échantillon dans le barrage de Yabous	72
Figure III.25: Rapport HCO ₃ /SO ₂ ⁻ Par Échantillon dans le barrage de Yabous.	74
Figure III.26: Concentration des Ions en Fonction de la méniralisation totale (les TDS)	77
Figure III.27: Diagramme de PIPER pour les barrages de Timgad et de Yabous.	79
Figure III.28: Variation saisonnière d'azote total dans les deux barrages d'étude	80
Figure III.29: Variation saisonnière de NTD dans les deux barrages d'étude	81
Figure III.30: Variation saisonnière des NOD dans les deux barrages d'étude	82
Figure III.31: Variation saisonnière de NID dans les deux barrages d'étude	83
Figure III.32: Variation saisonnière de l'ammonium dans les deux barrages d'étude	83

Figure III.33: Variation saisonnière des nitrates dans les deux barrages d'étude	84
Figure III.34: Variation saisonnière des nitrites dans les deux barrages d'étude	85
Figure III.35: Variation saisonnière de Phosphore total dans les deux barrages d'étude	86
Figure III.36: Variation saisonnière de Phosphore particulaire dans les deux barrages d'étude	86
Figure III.37: Variation saisonnière de PTD dans les deux barrages d'étude	87
Figure III.38: Variation saisonnière de POD dans les deux barrages d'étude	88
Figure III.39: Variation saisonnière de DIP dans les deux barrages d'étude	88
Figure III.40: Variation saisonnière des Orthophosphates dans les deux barrages d'étude	89
Figure III.41: Variation saisonnière des Polyphosphates dans les deux barrages d'étude	90
Figure III.42: Variation saisonnière de Silicate dans les deux barrages d'étude	91
Figure III.43 : Matrice de corrélation des rapports nutritifs de barrage de Timgad	104
Figure III.44 : Matrice de corrélation des rapports nutritifs de barrage de Yabouts	105
Figure III.45: Variation saisonnière des matières en suspension dans les deux barrages	106
Figure III.46: Variation saisonnière de Résidu sec dans les deux barrages d'étude	107
Figure III.47: Variation saisonnière de La Chlorophylle a dans les deux barrages d'étude	107
Figure III.48: Variation saisonnière des Phéopigments dans les deux barrages d'étude	108
Figure III.49: Variation saisonnière de Carbon organique particulaire dans les deux barrages ...	109
Figure III.50: Variation saisonnière de la DBO dans les deux barrages d'étude (de mai 2022	109
Figure III.51: Variation saisonnière de la DCO dans les deux barrages d'étude.....	110
Figure III.52: Évaluation Comparative de la Qualité de l'Eau WQI entre les deux barrages	113
Figure III.53: Évaluation Comparative de la Qualité de l'Eau CCME entre les deux barrages.....	114
Figure III.54: Analyse des Corrélations des Paramètres de Qualité de l'Eau pour l'irrigation	119
Figure III.55: Analyse des Corrélations des Paramètres de Qualité de l'Eau pour l'irrigation	121
Figure III.56: Évaluation Comparative de la Qualité de l'Eau WPI entre les deux barrages.....	122

Figure III.57: Évaluation Comparative de la Qualité de l'Eau NuPI entre les deux barrages.....	123
Figure III.58 : Évaluation Comparative de la Qualité de l'Eau OPI entre les deux barrages.....	124
Figure III.59: Évaluation Comparative de l'état trophique de l'Eau des deux barrages	124
Figure.III.60 : Evolution temporelle des effectifs moyens des différentes classes Timgad	137
Figure III.61: Evolution temporelle des effectifs moyens des différentes classes Yabous	140
Figure III.62: Évolution mensuelle de l'indice de Simpson dans les deux barrages	148
Figure III.63: Evolution des Indices de Shanon-weaver et Equitabilité dans Timgad	151
Figure III.64: Evolution des Indices de Shanon-weaver et Equitabilité dans Yabous	156
Figure III.65: Analyse canonique des correspondances (CCA) à Timgad	157
Figure III.66 : Analyse de redondance (RDA) à Timgad	159
Figure III.67: Analyse canonique des correspondances (CCA) à Yabous	161
Figure III.68 : Analyse de redondance (RDA) à Yabous	163

Liste des tableaux

Tableau II.1 : Températures moyennes mensuelles à la wilaya de Batna. (2018 à 2023)	19
Tableau II.2 : Températures moyennes mensuelles à la wilaya de Khenchela. (2018 à 2023)	19
Tableau II.3 : Précipitations totales mensuelles de la wilaya de Batna (2018/2023)	21
Tableau II.4 : Précipitations totales mensuelles de la wilaya de Khenchela (2018/2023)	21
Tableau II.5 : Moyennes mensuelles de vitesse du vent exprimée en (km/h) pour la période	22
Tableau II.6 : Moyennes mensuelles de vitesse du vent exprimée en (km/h) pour la période	22
Tableau II.7 : Moyennes mensuelles de l'humidité exprimée en % à Timgad	23
Tableau II. 8 : Moyennes mensuelles de l'humidité exprimée en % à Yabous.....	23
Tableau II.9 : Détails des analyses physico-chimiques de l'eau	30
Tableau II.10 : Pondération (w_i) et pondération relative (rW_i) de chaque paramètre chimique.....	35
Tableau II.11 : État de la qualité de l'eau selon la classification du CCME-WQI	37
Tableau II.12 : Classification des indices de qualité de l'eau d'irrigation	38
Tableau II.13 : Catégories de classification de l'état de pollution selon WPI	40
Tableau II.14 : Catégories de classification de l'état de pollution selon Nupi	40
Tableau II.15 : Intervalles des classes des paramètres de l'OPI	41
Tableau II.16 : Catégories pour classifier l'état de pollution organique basé sur l'OPI	41
Tableau II.17 : Niveaux trophiques basés sur le rapport (NT/PT)	42
Tableau III.1 : Pourcentage (%) la dominance des formes d'azote inorganique à Timgad	94
Tableau III.2 : Pourcentage (%) la dominance des formes d'azote inorganique à Yabous	95
Tableau III.3 : Résultats des rapports nutritifs dans le barrage de Timgad	100
Tableau III.4 : Résultats des rapports nutritifs dans le barrage de Yabous	101
Tableau III.5 : Résultats de rapport saisonnier par station de DCO/DBO5 à Timgad	111
Tableau III.6 : Résultats de rapport saisonnier par station de DCO/DBO5 à Yabous	112

Tableau III.7 : Nombre de stations de Timgad et Yabous par rapport aux indices d'irrigation	117
Tableau III.8 : Inventaire taxonomique du phytoplancton recensé à Timgad	125
Tableau III.9 : Inventaire du genre des phytoplanctons recensés à Timgad	128
Tableau III.10 : Pourcentages en nombre de genres des classes de phytoplancton à Timgad.....	130
Tableau III.11 : Inventaire taxonomique du phytoplancton recensé à Yabous	131
Tableau III.12 : Inventaire du genre des phytoplanctons recensés à Yabous	133
Tableau III.13 : Pourcentages en nombre de genres des classes de phytoplancton à Yabous.....	135
Tableau III.14 : Comparaison des caractéristiques écologiques de Timgad et Yabous	143
Tableau III.15 : Indice de similitude de SORENSEN (%) calculé entre les	144

Liste des abréviations

ANBT : Agence Nationale des Barrages et de Transfères

CCA : Analyse Canonique des Correspondances

CCME-WQI: canadian council and ministry of environnement water quality index

H° : Humidité

KR: Kelly's ration

MH: Magnesium hazard

Na%: Sodium pourcentage

NuPI : Nutrients pollution index

OMS : Organisation mondiale de la santé

OPI : Organic pollution index

P° : Précipitation

PI: Permiability index

PS: Potential salinity

RDA : Analyse de Redondance

RSBC: Residual sodium bicarbonate

RSC: residual Sodium Carbonate

SAR: Sodium absorbtion ratio

T° : Température

TMG : Stations d'échantilonnage dans le barrage de Timgad

WPI: Water pollution index

WQI: Water qualité index

YBS : Stations d'échantillonnage dans le barrage de Yabous

INTRODUCTION

I. Introduction

L'eau de surface est un élément vital du cycle hydrologique terrestre, et sa qualité est essentielle pour Les activités anthropiques, telles que la fourniture d'eau potable, l'agriculture et l'industrie, ont un impact significatif sur la qualité de l'eau de surface (Das, 2024 ; Mammeri et al., 2023). L'évaluation de cette qualité est une tâche complexe qui implique l'analyse de divers paramètres physico-chimiques., notamment le pH, la turbidité, les solides dissous totaux et les contaminants biologiques (Mammeri et al., 2023 et Das, 2024). Il est essentiel de saisir la dynamique de la qualité de l'eau de surface afin de faciliter la prise de décisions et la gestion des ressources hydriques (Saalidong et al., 2022). Diverses études ont analysé la corrélation entre la qualité des eaux de surface et différents paramètres, tels que le pH, la température et les composants chimiques (Saalidong et al., 2022). Par exemple, une étude menée dans la zone minière de Tarkwa a révélé que le pH, l'alcalinité totale et le calcium étaient des prédicteurs significatifs du pH optimal de l'eau de surface (Saalidong et al., 2022). Une autre étude réalisée dans le bassin du fleuve Mahanadi, Odisha, Inde, a utilisé les méthodes Relief Algorithm (RA) et Weight of Evidence (WOE) Une étude a été menée pour évaluer la qualité de l'eau de surface, révélant que 63,16 % des échantillons étaient classés dans la catégorie de mauvaise qualité de l'eau (Das, 2024). Le Water Quality Index (WQI) est une méthode fréquemment employée afin d'évaluer la qualité des eaux de surface, malgré ses limites (Bouchema et al.,2024). Une étude menée dans le fleuve Saint-Jean, au Canada, Il a été démontré que l'Indice de Qualité de l'Eau ne rendait pas compte de manière précise des niveaux de qualité de l'eau de surface (SWQL) en raison de l'absence d'échantillons représentatifs (Din et al., 2017). Pour résoudre ce problème, l'étude a proposé une méthode rentable combinant l'imagerie Landsat-8 L'utilisation de l'intelligence artificielle est envisagée pour la dérivation d'échantillons d'eau représentatifs et l'obtention de valeurs précises pour les paramètres de qualité de l'eau en surface (SWQL) (Han et al., 2024). Les techniques de télédétection et d'apprentissage automatisé peuvent assister à l'amélioration de l'évaluation de la qualité des eaux de surface (Han et al., 2024). Une autre étude a utilisé le modèle Swin-UNet pour construire un ensemble de données mondiales des lacs à haute résolution temporelle, ayant des applications dans la prédiction des zones (Han et al., 2024). Outre ces recherches, divers ensembles de données sont accessibles pour la détection de l'eau en surface, notamment l'ensemble de données Global Surface Water Occurrence (GSWO) et l'ensemble de données GLH-water (Li et al., 2023 ; Han et al., 2024).

Les sources d'eau potable en Algérie présentent des différences régionales marquées en termes de caractéristiques de l'indice de qualité de l'eau (WQI). (Arab et al., 2018) Dans les régions du nord, comme le barrage de Boukourdane et la région du Moyen Sébaou, une étude rapporte des valeurs de WQI comprises entre 60 et 72, avec une qualité décrite comme moyenne ou bonne, bien que des baisses saisonnières soient observées. (Boualem et Saibi, 2022) En revanche, l'eau de la région d'El-Oued, dans le Sahara algérien, est évaluée comme très mauvaise à impropre à la consommation (8 % très mauvaise et 92 % impropre), tandis que les sites du nord-est présentent une large gamme de valeurs avec des intervalles numériques étroits (environ 99 à 175) et des classifications indiquant que 66,67 % des échantillons ne sont pas potables. Les sites du sud-ouest présentent un profil contrasté : une étude signale une répartition 50–50 entre une qualité excellente et bonne, tandis qu'une autre rapporte 36 % de bonne qualité, 53 % de qualité médiocre, 6 % de très mauvaise qualité et 5 % d'eau impropre à la consommation. (Bouslah et al., 2017) Une étude menée dans le sud-est se concentre sur la modélisation du WQI sans fournir de classifications spécifiques. Les variations du nombre et du type de paramètres mesurés entraînent des valeurs de WQI allant de 60 jusqu'à 12 271. Ces résultats, basés sur des ensembles de mesures et des schémas de classification diversifiés, démontrent que la qualité de l'eau potable en Algérie varie selon la localisation et est influencée à la fois par des facteurs naturels et des activités humaines. (Derdour et al., 2020)

La rareté de la ressource hydrique constitue un enjeu majeur dans les zones semi-arides, où la disponibilité restreinte d'eau engendre des défis significatifs pour divers secteurs tels que l'agriculture, la sylviculture, l'approvisionnement en eau potable et la génération d'énergie hydroélectrique à partir des barrages (Morante-Carballo et al., 2022). Les études sur le changement climatique suggèrent que les précipitations dans ces régions semi-arides devraient diminuer, aggravant ainsi la pénurie d'eau (Turini et al., 2019).

Pour faire face à la rareté de l'eau dans les régions semi-arides, plusieurs approches ont été proposées, comme l'approche qui consiste à améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'eau, par exemple grâce à l'utilisation de l'irrigation goutte-à-goutte et de l'hydroponie, qui peuvent multiplier la productivité en eau et produire davantage avec moins d'eau (Bahn et al., 2021). Une autre approche consiste à développer des scénarios d'utilisation durable de l'eau, qui nécessitent des données précises sur la disponibilité et la demande en eau (Gráf et al., 2020). Les techniques de télédétection et les algorithmes d'apprentissage automatique peuvent être

utilisés pour évaluer le potentiel en eau souterraine et estimer les précipitations à haute résolution spatio-temporelle dans les régions semi-arides (Turini et al., 2019 ; Maskooni et al., 2020). Par exemple, une étude a utilisé des algorithmes d'apprentissage automatique pour évaluer le potentiel en eau souterraine dans une région semi-aride en Iran et a trouvé que la principale source d'eau est l'eau souterraine, qui est menacée par la sur extraction et la dégradation de la qualité (Maskooni et al., 2020). La cartographie de la productivité en eau des cultures et l'étalonnage peuvent également être utilisés pour identifier les zones où l'utilisation de l'eau peut être améliorée (Ghorbanpour et al., 2022). Par exemple, une étude a trouvé que la productivité en eau des cultures pour le blé à l'échelle mondiale varie de 0,2 à 1,5 kg/m³, avec une moyenne de 0,86 (Ghorbanpour et al., 2022). Dans l'ensemble, la rareté de l'eau est un problème urgent dans les régions semi-arides et nécessite une approche multifacette pour y faire face (Elkamhawy et al., 2021).

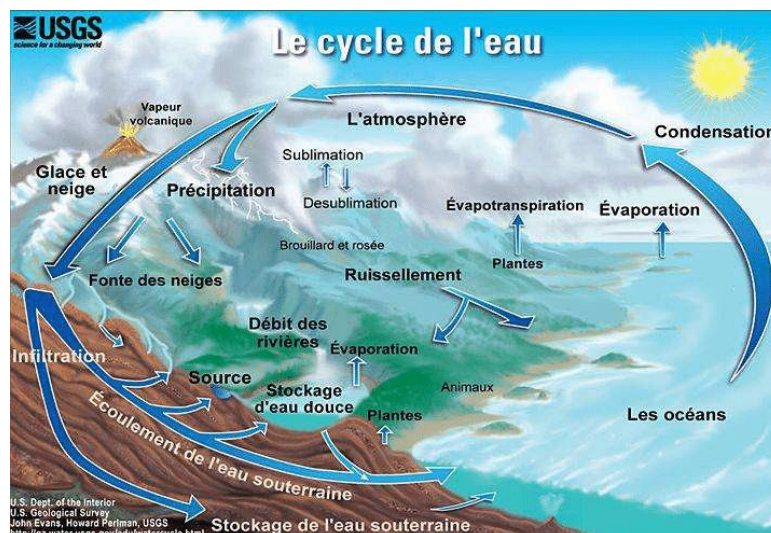


Figure I.1 : Cycle de L'eau (Source :USGS.gov)

La pénurie d'eau est un problème majeur qui touche diverses régions, en particulier dans les zones semi-arides. Les barrages jouent un rôle essentiel dans la gestion des ressources en eau, mais leur efficacité dépend de plusieurs facteurs, notamment leur conception, leur emplacement et leur entretien. Les recherches ont montré que les barrages peuvent avoir des impacts à la fois positifs et négatifs sur la pénurie d'eau (Bouchema et al., 2024).

D'un côté positif, les barrages peuvent aider à réguler le flux d'eau, prévenir les inondations et fournir une source d'eau potable pour l'irrigation, la consommation humaine et les usages industriels (Wambua et al., 2014). Toutefois, les barrages peuvent également perturber les

cycles naturels de l'eau, altérer les écosystèmes et aggraver la pénurie d'eau dans les zones en aval. Par exemple, une étude sur le bassin versant de la rivière Upper Tana au Kenya a révélé que les sécheresses ont conduit à une pénurie d'eau sévère, affectant la production agricole, les ressources forestières et la production d'hydroélectricité (Wambua et al., 2014).

Dans certains cas, les barrages peuvent être conçus pour atténuer les effets négatifs de la pénurie d'eau. Par exemple, une étude sur les barrages agricoles en Australie a montré qu'ils stockaient plus de 20 fois la quantité d'eau de la baie de Sydney et occupaient une superficie plus grande que celle de l'État de Rhode Island (Malerba et al., 2021). Cependant, cette même étude a également noté que de nombreux barrages agricoles en Australie ne sont pas bien entretenus, ce qui entraîne une perte d'eau et une diminution de leur efficacité (Malerba et al., 2021).

De plus, des recherches ont montré que l'emplacement et la conception des barrages peuvent avoir un impact sur la pénurie d'eau (Morante-Carballo et al., 2022). Une étude sur l'impact des barrages sur la pénurie d'eau dans les zones semi-arides a trouvé que les barrages peuvent avoir un effet significatif sur la disponibilité de l'eau, en particulier dans les régions où les ressources en eau sont limitées (Fig. 1.2) (Morante-Carballo et al., 2022). Une autre étude sur la prévision des sécheresses utilisant des indices et des réseaux neuronaux artificiels a révélé que les barrages peuvent jouer un rôle crucial dans l'atténuation des effets des sécheresses, en particulier dans les régions à forte demande en eau (Wambua et al., 2014).

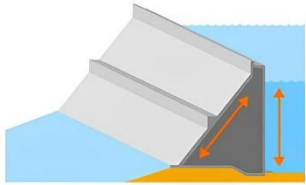
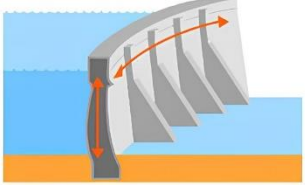
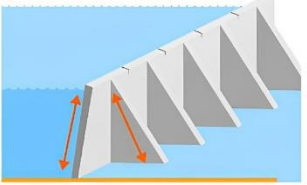
	Barrage poids	Barrage voûte	Barrage à contreforts
	Résistance à la poussée de l'eau du fait de son propre poids. Profil triangulaire, en matériaux de remblais (meubles ou semi-rigides) ou en béton.	Poussée de l'eau reportée sur les rives (effet d'arc) de par sa courbure convexe, tournée vers l'amont. Constitué exclusivement de béton.	Poussée de l'eau reportée sur les rives (effet d'arc) de par sa courbure convexe, tournée vers l'amont. Constitué exclusivement de béton.
Spécificités			

Figure I.2 : Différents types de barrages (Source : Dossier Départemental des Risques Majeurs. France)

Les phytoplanctons d'eau douce constituent une composante essentielle des écosystèmes aquatiques, jouant un rôle vital dans la chaîne alimentaire et produisant de l'oxygène par photosynthèse (Rivas-Villar et al., 2021). Toutefois, l'identification et le suivi de ces organismes peuvent poser des défis en raison de leur diversité et de leur ambiguïté, compte tenu du grand nombre d'espèces de micro et pico-plancton. (Phan et al., 2016). Pour relever ce défi, les chercheurs ont développé diverses méthodes pour détecter et classer les spécimens de phytoplancton à partir d'images de microscopie numérique d'échantillons d'eau douce (Rivas-Villar et al., 2021a; Rivas-Villar et al., 2021b). Ces méthodes impliquent généralement une combinaison d'algorithmes de vision par ordinateur et de techniques d'apprentissage automatique pour segmenter, identifier et classer les spécimens individuels. Par exemple, une chaîne de traitement entièrement automatique a été proposée, capable de détecter et de segmenter les spécimens individuels, de fusionner les spécimens et colonies dispersés, et de différencier les véritables phytoplanctons des autres objets similaires non-phytoplanctoniques (Rivas-Villar et al., 2021a). Une autre étude a démontré l'efficacité des classificateurs Random Forest pour identifier les espèces de phytoplancton avec une précision moyenne allant jusqu'à 98,24 % (Phan et al., 2016).

En plus des méthodes basées sur l'image, d'autres approches ont été développées pour étudier les phytoplanctons d'eau douce (Phan et al., 2016). Par exemple, l'outil Water Ecosystems Tool (WET) 1.0 est un modèle flexible d'écosystème aquatique qui comprend un module de phytoplancton avec quatre modes de comportement de mouvement vertical (Schnedler-Meyer et al., 2022a; Schnedler-Meyer et al., 2022b). Ce modèle peut simuler la dynamique des populations de phytoplanctons dans différents environnements aquatiques et peut être utilisé pour étudier l'impact de divers facteurs environnementaux sur la croissance et la succession des phytoplanctons (Schnedler-Meyer et al., 2022a et Schnedler-Meyer et al., 2022b).

La croissance et la distribution des phytoplanctons sont influencées par divers facteurs environnementaux, incluant des éléments hydrologiques tels que les flux d'eau, les courants marins et les marées. (Hong et al., 2023). Ces facteurs affectent la migration horizontale, le mélange vertical et le transport des nutriments des phytoplanctons. Les eaux côtières présentent une vitesse relativement faible de l'eau de mer, ce qui contribue à la rétention et à l'agrégation des phytoplanctons. Les apports en éléments nutritifs provenant des cours d'eau vers l'océan favorisent la prolifération de phytoplancton en créant un environnement propice à leur croissance (Hong et al., 2023). Les variations mondiales de la température de l'océan ont

également un impact sur la croissance des phytoplanctons (Hong et al., 2023). Avec l'augmentation continue des températures marines mondiales, Les variations de température peuvent provoquer des perturbations dans les niveaux de chlorophylle-a. La diminution de la concentration de chlorophylle-a peut-être expliquée par la baisse des nutriments, ce qui a un impact sur la croissance des phytoplanctons. Toutefois, il est possible que la fréquence des événements extrêmes liés aux proliférations algales augmente de façon constante en raison de l'impact du changement climatique. (Hong et al., 2023). En Algérie, au printemps, les communautés de phytoplancton dans les réservoirs des barrages algériens montrent une augmentation de l'abondance. (Bidi-Akli et al., 2017) *Planktothrix agardhii* apparaît dans le barrage de Zeralda, tandis que le barrage de Boukourdane présente des niveaux élevés de phytoplancton. Dans le barrage d'Aïn Dalia, les diatomées telles que *Thalassiosira*, *Cyclotella* et *Synedra* deviennent dominantes à mesure que les températures augmentent et que les niveaux de chlorophylle-a s'élèvent. (Errahmani et Hamaidi-Chergui, 2015).

En été, un pic d'abondance est observé, avec une domination des cyanobactéries sous des températures élevées et des niveaux accrus d'orthophosphates. *Microcystis wesenbergii* domine dans le barrage de Zeralda, tandis que le barrage de Zit-Emba enregistre une forte concentration en cyanobactéries. (Hamaidi-Chergui et al., 2014)

En automne, les cyanobactéries restent présentes et les diatomées atteignent leur densité maximale (43 % dans le barrage d'Aïn Dalia) en raison de la baisse des températures et de l'accumulation des nutriments. (Hassen et al., 2019).

L'hiver est marqué par une abondance minimale du phytoplancton ; *Chamaesiphon polymorphus* remplace les espèces dominantes des saisons précédentes, et les diatomées émergent sous des températures basses et des concentrations élevées de nitrates, bien que leur abondance globale soit réduite (Heramza et al., 2021)

De plus, des variations spatiales spécifiques aux réservoirs sont observées, notamment une diminution des cyanobactéries en profondeur dans le barrage de Zit-Emba et des effets de turbulence liés à la morphologie du bassin dans le barrage de Zeralda (Fig. 1.3) (Chaffai et al., 2022)

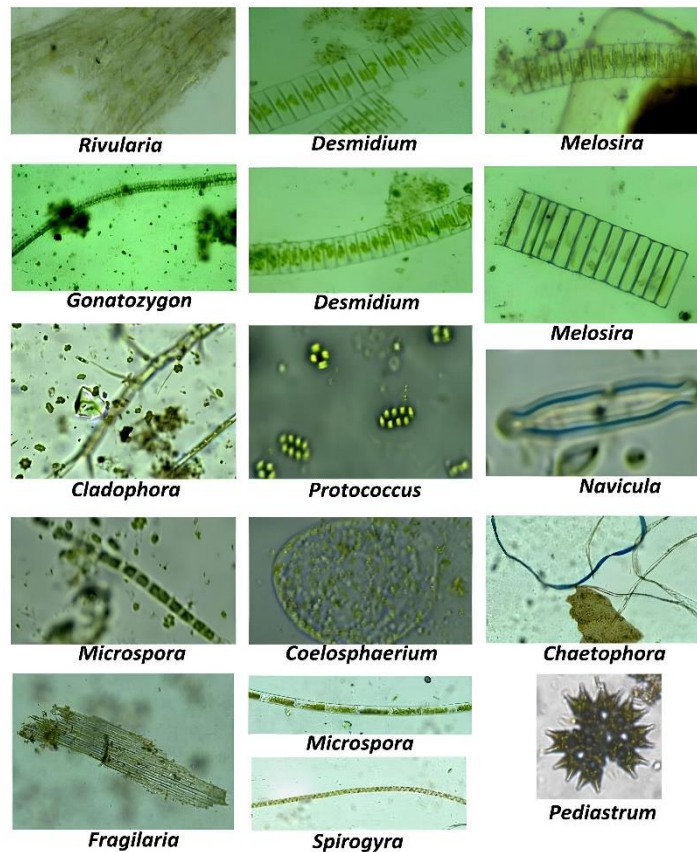


Figure I.3 : Listing des différents genres de phytoplancton (Source : aquaportail.com)

La composition du phytoplancton est affectée par des facteurs environnementaux tels que la température de l'eau, l'azote ammoniacal, l'azote nitré, le phosphore dissous, la conductivité et le pH (He et al., 2022). Les espèces dominantes de phytoplancton dans les eaux autour de Macao étaient *Skeletonema costatum*, *Aulacoseira granulata*, *Thalassiothrix frauenfeldii* et *Thalassionema nitzschioides* (He et al., 2022). L'abondance des phytoplanctons dans les eaux autour de Macao variait entre 46 607,14 et 1 355 000 cellules/m³, l'abondance la plus élevée ayant été observée à la station S8 (He et al., 2022). Les diatomées étaient le principal contributeur à la diversité des phytoplanctons dans les eaux autour de Macao, représentant une proportion importante de l'abondance totale (He et al., 2022). Les diatomées, notamment les espèces telles que *Skeletonema costatum* et *Thalassionema nitzschioides*, ont montré une prédominance dans ces écosystèmes aquatiques, contribuant de manière significative à la production primaire (He et al., 2022). Cette dominance des diatomées peut être liée aux conditions environnementales locales, notamment la disponibilité en nutriments et la température de l'eau.

Les paramètres environnementaux, tels que les fluctuations de la température de l'eau et les niveaux de nutriments, exercent une influence complexe sur la structure et l'évolution des populations de phytoplancton (Hong et al., 2023). Par exemple, les quantités d'azote ammoniacal et de phosphore dissous sont des facteurs déterminants pour la croissance des phytoplanctons, les concentrations idéales favorisant la prolifération de certaines espèces telles que les diatomées. Les fluctuations du pH et de la conductivité sont soumises à l'influence des paramètres environnementaux et les changements climatiques, modifient également la composition spécifique des communautés de phytoplanctons, ce qui peut affecter leur rôle dans la chaîne trophique aquatique (He et al., 2022). Les fluctuations dans les concentrations de chlorophylle-a, souvent utilisées comme indicateur de l'abondance des phytoplanctons, peuvent refléter ces changements environnementaux (Hong et al., 2023). En conséquence, Les perturbations induites par les changements climatiques, telles que l'élévation des températures océaniques et les phénomènes climatiques extrêmes, ont la capacité d'altérer à la fois la distribution spatiale et temporelle du phytoplancton, exerçant ainsi une influence sur les écosystèmes aquatiques à des niveaux local et régional. (Hong et al., 2023).

I.1 Problématique

Les écosystèmes aquatiques, tels que les barrages situés dans les zones semi-arides, jouent un rôle essentiel dans le développement socio-économique, notamment en matière d'approvisionnement en eau pour l'agriculture, l'industrie et la consommation humaine. Cependant, ces milieux sont soumis à des pressions anthropiques croissantes, telles que l'agriculture intensive, le rejet des eaux usées domestiques et industrielles, ainsi que les effets du changement climatique, qui impactent significativement leurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques.

Dans les régions semi-arides du nord-est algérien, les barrages de Koudiet L'Medouar à Timgad et de Taghariste à Yabous constituent des réservoirs stratégiques, mais leur durabilité écologique est menacée par des déséquilibres environnementaux. L'étude des communautés phytoplanctoniques, en tant que bioindicateurs sensibles des changements environnementaux, s'avère cruciale pour évaluer l'état écologique de ces milieux.

Cependant, les interactions complexes entre les paramètres physico-chimiques de l'eau et la composition phytoplanctonique, ainsi que leur variation spatio-temporelle, restent insuffisamment explorées dans ces barrages. Une compréhension approfondie de ces

dynamiques est essentielle pour établir des stratégies de gestion durable et prévenir la dégradation des ressources aquatiques.

I.2 Objectifs

L'objectif général de cette étude est d'évaluer la diversité et la répartition spatio-temporelle des communautés phytoplanctoniques dans les barrages de Koudiet L'Medouar et de Taghariste, situés dans une région semi-aride du nord-est algérien, afin de comprendre leur réponse aux facteurs environnementaux.

Les objectifs spécifiques sont :

- Caractériser les paramètres physico-chimiques des eaux des deux barrages ;

Analyser un maximum de paramètres physico-chimiques, incluant les nutriments et la matière organique, pour évaluer l'état des eaux sur une base saisonnière.

- Identifier et quantifier les communautés phytoplanctoniques ;

Réaliser l'identification taxonomique et le dénombrement des genres phytoplanctoniques pour établir leur composition et leur abondance.

- Évaluer la relation entre les paramètres physico-chimiques et les communautés phytoplanctoniques ;

Appliquer des analyses statistiques multivariées pour déterminer les interactions entre les genres phytoplanctoniques et les variables environnementales.

- Étudier la dynamique spatio-temporelle des phytoplanctons ;

Analyser la variation saisonnière et spatiale de la composition phytoplanctoniques et des paramètres environnementaux pour chaque barrage.

- Fournir des recommandations pour une gestion durable ;

Identifier les principales pressions environnementales et proposer des mesures adaptées pour préserver la qualité des eaux et la biodiversité des barrages étudiés.

Matériel et méthodes

II.1 Présentation de la zone d'étude

II.1.1 Barrage de Timgad

Le réservoir du barrage de Koudiet M'douar, localisé à une distance d'environ 35 km de Batna et à 7 km au nord-est du site archéologique de Timgad, renommé pour ses vestiges romains, constitue un élément d'importance significative en termes d'hydrologie. Les coordonnées géographiques, indiquant une longitude de 06° 24' E et une latitude de 35°31' N, identifient de manière précise un point spécifique sur le barrage, où la ligne de rivage de l'Oued atteint une altitude d'environ 988 mètres au-dessus du niveau de la mer. Ce barrage fait partie intégrante du projet de grande envergure de transfert des eaux du barrage de Beni Haroun, l'un des ouvrages hydrauliques les plus stratégiques du pays (Figure II.1) avec une capacité de stockage totale de 69,10 millions de mètres cubes, le barrage de Koudiet M'douar est un acteur clé dans l'approvisionnement en eau potable et industrielle de la wilaya de Batna. En l'an 2000, ces besoins étaient évalués à 38 millions de mètres cubes. De plus, cette infrastructure permet l'irrigation de 15 700 hectares de terres agricoles localisées dans les plaines fertiles de Batna et de Chemora (ANBT, 2003).

La finalisation du projet de transfert hydraulique à partir du barrage de Beni Haroun devrait entraîner une augmentation significative des capacités hydriques de la région. Par conséquent, le volume annuel régularisé augmentera de 15 millions de mètres cubes à 191 millions de mètres cubes, ce qui permettra une extension significative des approvisionnements en eau potable et industrielle. Ce projet profitera directement à plusieurs villes environnantes, notamment Tazoult, Arris, Khenchela et Kais, contribuant au développement socio-économique de ces zones (ANBT, 2003).

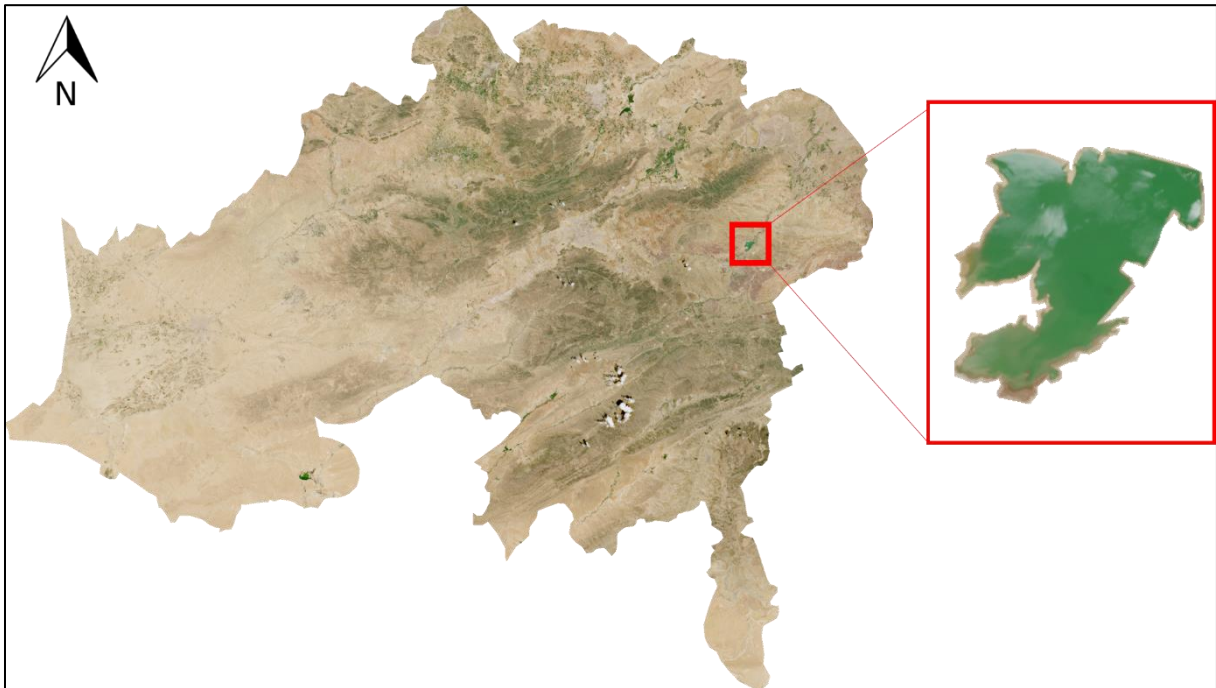


Figure II.1 Localisation du Barrage de Koudiet M'douar (Timgad, Batna) (Originale 2025).

II.1.2 Barrage de Yabous

Le Barrage de Yabous est situé dans la localité de Yabous, également connue sous le nom de Tagharist, une région localisée au nord-ouest de la wilaya de Khenchela et à la limite sud-est de la wilaya de Batna. Cette zone, d'une superficie de 157 km², est délimitée par les communes de Taouzient et Touffana au nord, Bouhmama et Ichemoul au sud, Timgad et Foum-Toub à l'ouest, ainsi que Fais et Chélia à l'est. Géographiquement, elle est située entre les parallèles 35°15' au nord et 36° au sud, et les méridiens 6°15' à l'est et 7°45' à l'ouest (Figure II.2). Le bassin versant de Tagharist présente une diversité écologique remarquable, caractérisée par des formations forestières variées et d'une grande importance écologique. Les forêts de pins d'Alep (*Pinus halepensis*) prédominent dans les zones basses et intermédiaires, tandis que les forêts de chênes verts (*Quercus ilex*) sont fréquentes dans les zones intermédiaires. Les altitudes élevées, comme au niveau du mont Chélia, abritent des forêts de cèdres (*Cedrus atlantica*) qui figurent parmi les éléments les plus emblématiques de la biodiversité locale. En périphérie des forêts denses, on trouve des garrigues et des formations dégradées, composées principalement d'arbustes tels que le genêt (*Genista* spp.), le ciste (*Cistus* spp.), la bruyère (*Erica* spp.) et le lentisque (*Pistacia lentiscus*), accompagnés de graminées comme le diss (*Ampelodesmos mauritanicus*) (Sekkiou, 2017).

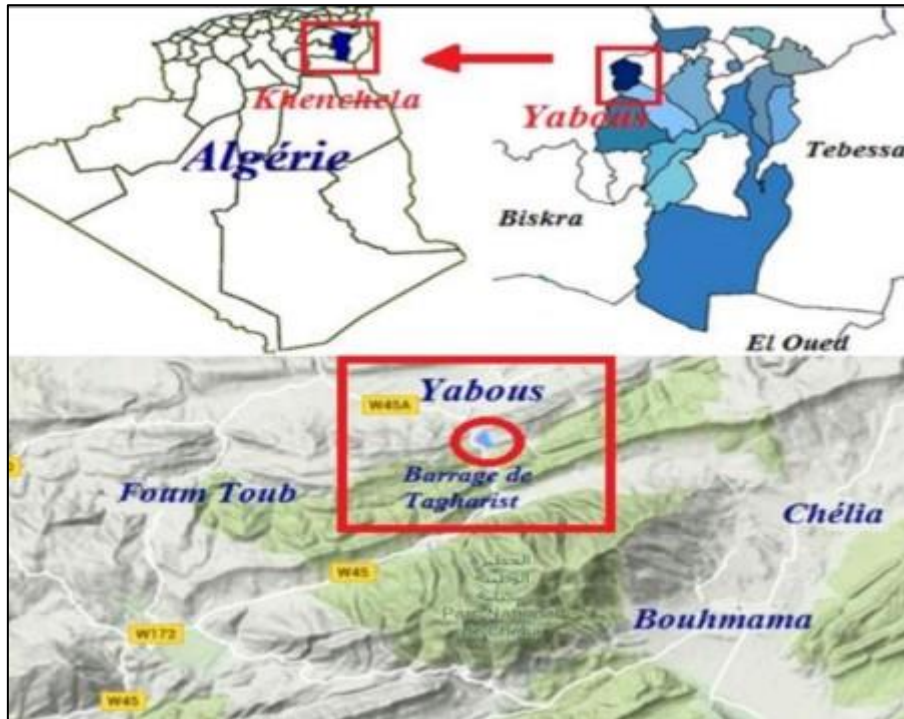


Figure II.2 Localisation du Barrage de Tagharist (Yabous, Khenchela) (Source : Oudni&Dinar, 2016)

II.2 Géologie et pédologie

La géologie joue un rôle essentiel dans toute analyse hydrologique et hydro chimique. Les propriétés lithologiques, la tectonique et la structure géologique sont des facteurs déterminants pour évaluer à la fois la qualité et la quantité des eaux. La qualité de l'eau est impactée par la dissolution des minéraux présents dans les formations rocheuses, tandis que la quantité d'eau est déterminée par les caractéristiques du sol, qu'il soit perméable ou imperméable, ce qui influe sur les processus de ruissellement et d'infiltration (Labeled, 2015).

II.2.1 Barrage de Timgad

La région du barrage de Timgad (Figure II.3) présente une structure géologique spécifique, avec une digue principale reposant sur un substratum de grès argileux et d'argilites gréseuses, tandis que la digue du col est formée de limons argileux, d'argiles limoneuses et d'argiles pures. Une particularité remarquable de la région réside dans la présence importante de gypse, qui se manifeste sous la forme de plaques d'environ 1 mm d'épaisseur, disposées en un motif polygonal. Les résultats des analyses granulométriques indiquent que le sol est de texture fine, caractérisé par une répartition proportionnelle comme suit : 2 à 27 % de sable, 39 à 57 % de

limon, et 28 à 51 % d'argile. Cette configuration suggère que le matériau en question est une argile limoneuse avec une faible teneur en sable.

Le site du barrage et sa cuvette sont situés sur des terrains d'origine marine remontant au Miocène inférieur, comprenant une formation gypsifère finale datant du Miocène supérieur. Les caractéristiques géologiques de la zone ont un impact direct sur les propriétés mécaniques et hydrologiques, ce qui est crucial pour la stabilité et le bon fonctionnement de l'ouvrage (Houadef & Salem, 2007 ; Labeled ,2015).

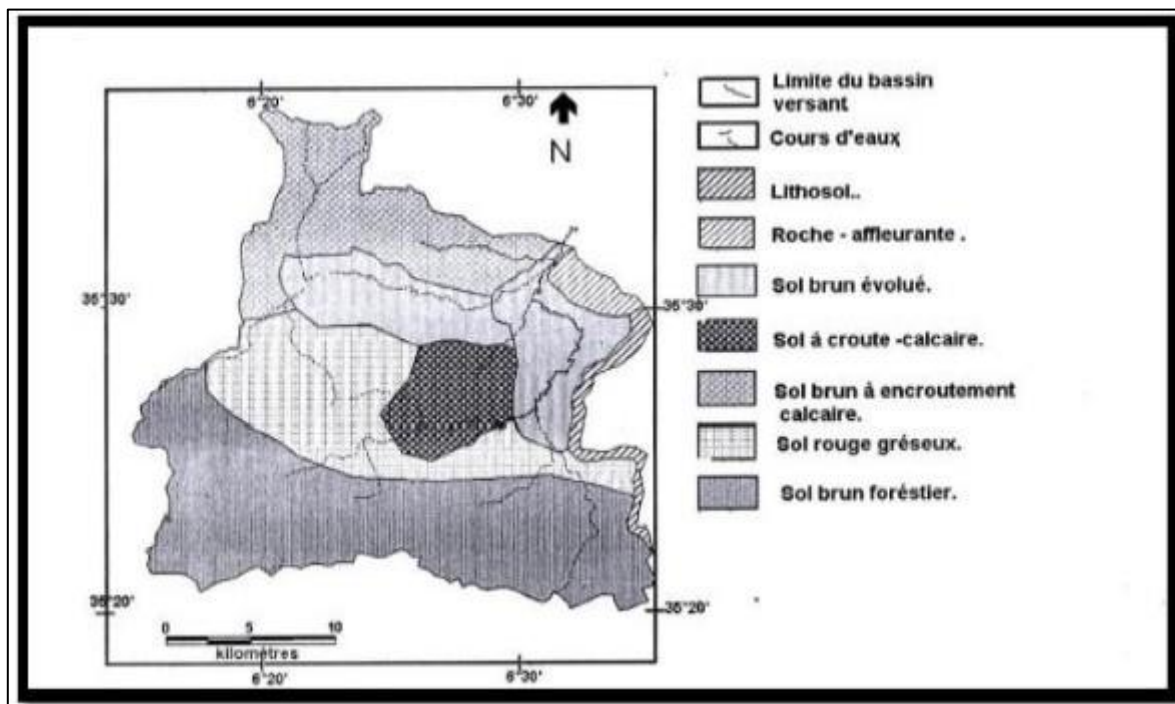


Figure II.3 : Carte pédologique du barrage Koudiet M'douar (Timgad, Batna) (ANONYME, 2006 in HOUADEF et SALEM, 2007).

II.2.2 Barrage de Yabous

D'après Laffitte (1939), à partir du Trias, la zone de Yabous a été caractérisée par des dépôts épicontinentaux présentant des épaisseurs variables et une diversité de faciès. Pendant cette période, la région pré-saharienne était caractérisée par une plate-forme sédimentaire où se déposaient divers types de sédiments, reflétant les conditions géologiques spécifiques.

D'un point de vue tectonique, la région présaharienne est liée à l'Atlas tunisien, qui est distinct de l'Atlas saharien par la présence du massif des Aurès. Ce relief, dont le sommet s'élève à

2328 mètres, représente un obstacle naturel majeur qui influence de manière significative la géologie et l'hydrologie de la région. L'interaction entre la dynamique géologique et tectonique de la région a un impact significatif sur les caractéristiques des bassins hydrologiques, ainsi que sur les relations entre les eaux de surface et les eaux souterraines. Par conséquent, l'analyse de ces phénomènes est essentielle pour appréhender de manière approfondie les ressources en eau locales (Dinar et al.,2018).

II.3 Hydrologie

II.3.1 Barrage de Timgad

Le barrage de Koudiet M'douar est intégré dans le bassin versant (Figure II.4) de l'Oued Chemora, dont la surface totale s'étend sur 590 km² jusqu'à la section du barrage. L'Oued Chemora se divise en deux branches principales : l'Oued Soultez et l'Oued Reboa. Parmi ces deux affluents, l'Oued Reboa est celui qui draine l'ensemble de la partie sud du bassin et se distingue par sa taille, étant 1,6 fois plus grand que l'Oued Soultez. Ce dernier s'écoule d'ouest en est jusqu'à sa confluence avec l'Oued Reboa, formant un réseau hydrographique structuré et cohérent au sein du bassin versant (Anonyme, 2006, cité dans Houadef et Salem, 2007). La configuration de ces oueds, associée à la morphologie du bassin, joue un rôle crucial dans la gestion des flux hydriques, en influençant à la fois les écoulements de surface et les dynamiques de recharge des nappes phréatiques. Cette organisation hydrographique est également déterminante pour les études hydrologiques et les analyses de gestion des eaux en lien avec les fonctions et la durabilité du barrage.

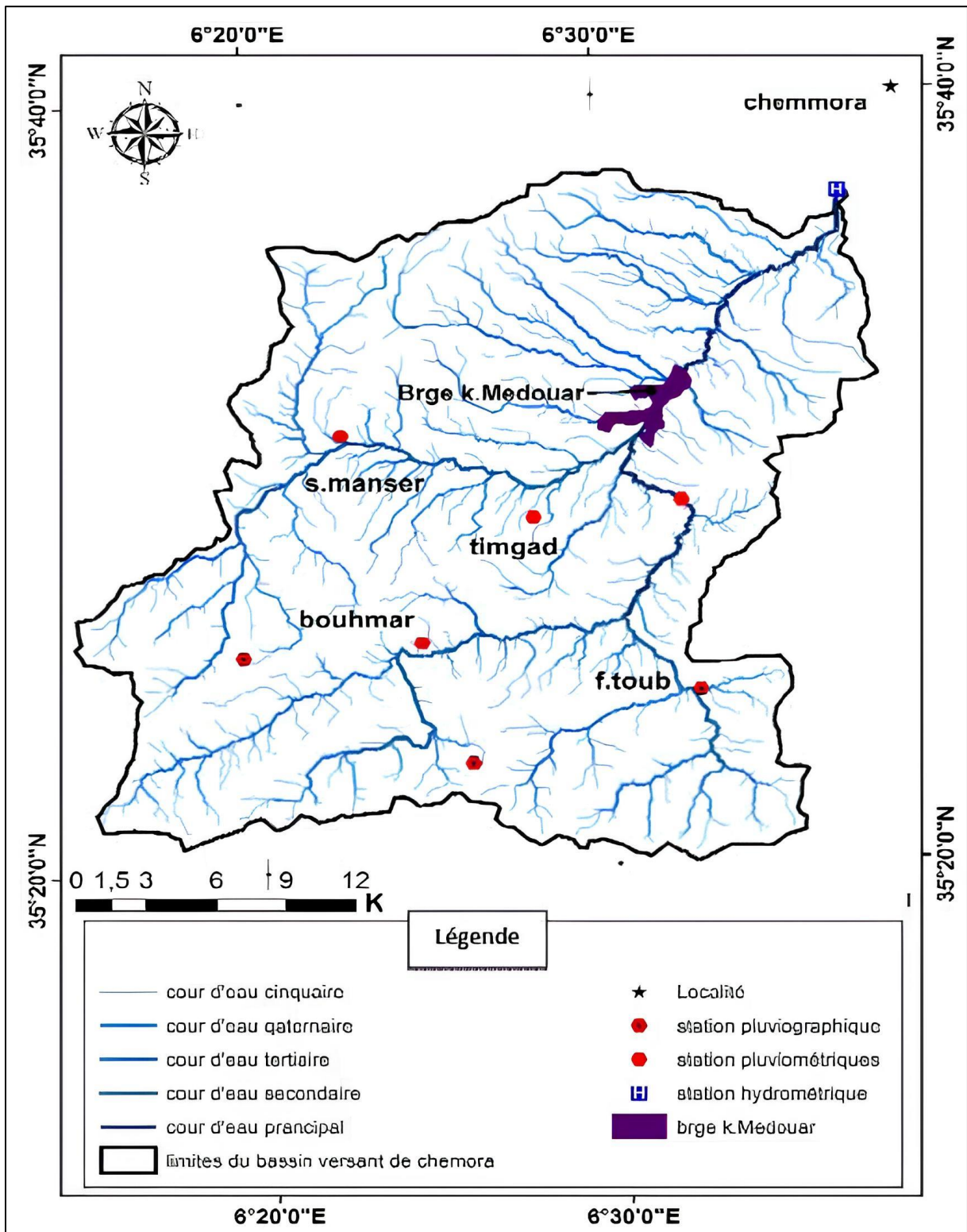


Figure II.4 : Hydrographie du bassin versant de l'Oued Chemora avec le barrage Timgad

(Source : Chitour&Kellil, 2022)

II.3.2 Barrage de Yabous

Le réseau hydrographique du bassin versant de Taghrist est alimenté par d'importants affluents, notamment l'Oued Talha et plusieurs torrents de montagne, dont la majorité s'écoule vers le nord avant de se rejoindre dans l'Oued Taghrist. Comme indiqué dans la Figure II.5, l'Oued Taghrist est un large torrent de montagne qui prend sa source sur les versants nord-est des Aurès, principalement au niveau du Djebel Chélia (2326 m) et du Djebel Tkhizranat (1795 m). Son cours suit initialement une direction nord-ouest avant de bifurquer vers le nord-nord-est, traversant une vallée située entre le Djebel Chélia et le Djebel Tkhizranat, parallèlement à la route W45.(Dinar et al., 2018)

Environ un kilomètre avant le site du barrage, l'Oued Taghrist reçoit d'autres affluents importants. À l'est, il est alimenté par l'Oued Touchent, qui prend sa source au Djebel Ifrsène (1580 m), tandis qu'à l'ouest, il reçoit les eaux de Chaabet Khaled, un torrent provenant des pentes nord du Djebel Tkhizranat. L'Oued Taghrist se caractérise par les éléments suivants : une orientation générale sud-est—nord-ouest (SE—NW), une pente minimale de 2,8 %, un tracé sinueux, un lit majeur dégagé de 180 m, un fond alluvial composé de matériaux grossiers (diamètre supérieur à 60 cm) et un régime d'écoulement turbulent.(Dinar et al., 2018)

Après avoir traversé la gorge de Taghrist, l'Oued pénètre dans la plaine de Yabous, une haute plaine caractérisée par un réseau hydrographique très dense. Dans cette zone, l'Oued prend la forme d'une plaine inondable, avec un cône de déjection atteignant une largeur de plus de 250 m. Ici, la largeur du lit majeur est bien plus grande que celle du lit d'étiage, et le cours d'eau montre une sinuosité marquée. Il est également divisé en plusieurs chenaux, particulièrement sur sa rive gauche.(Bouraoui & Khiari, 2016).

Au-delà de la route CW20 reliant Batna à Khenchela, l'Oued Taghrist conflue avec l'Oued Martoum, anciennement connu sous le nom d'Oued Yabous, formant ainsi l'Oued Boulefreis. Ce nouveau cours d'eau poursuit son trajet à travers les plaines d'Ouled Fadhel et Rhemila, où il adopte une pente quasiment nulle et une sinuosité remarquable. Son écoulement devient principalement fluvial avant de se disperser dans le chott El-Tarf, situé entre Khenchela et Ain Beida (Bouraoui & Khiari, 2016).

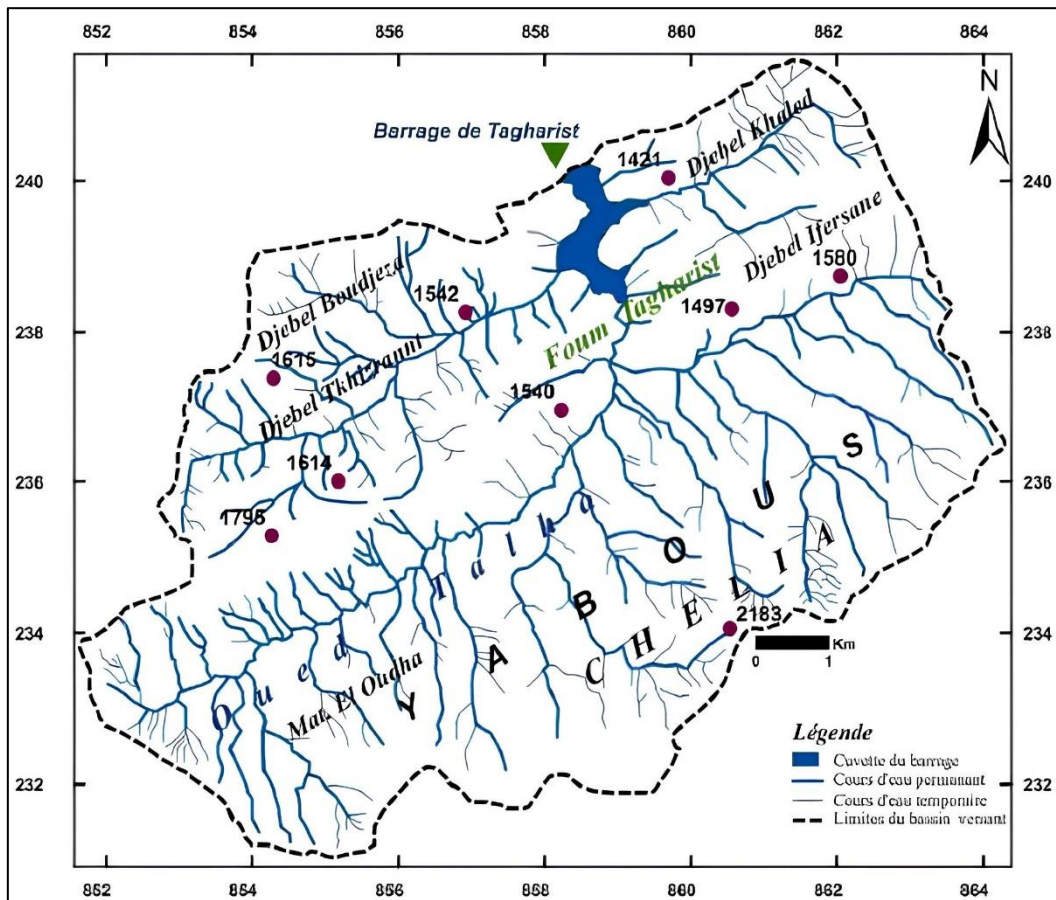


Figure II.5: Carte du Réseau hydrographique, bassin versant de Tagharist (Source :

ANBT, 2006)

II.4 Climat

Le climat constitue un facteur essentiel en raison de son influence déterminante sur les organismes vivants. Il joue un rôle fondamental dans la répartition géographique de ces derniers et agit comme un paramètre clé régissant les dynamiques des biocénoses. Selon Dajoz (2003), le climat est la composante directe la plus significative pour comprendre la distribution et l'adaptation des espèces, ainsi que pour évaluer les interactions complexes qui sous-tendent le fonctionnement des écosystèmes. Cette relation entre le climat et les communautés biologiques reflète l'impact majeur des conditions climatiques sur la biodiversité, les cycles biologiques et les processus écologiques

A/ Température

Selon Barbault (2000), la température exerce une influence cruciale sur le fonctionnement physiologique et la reproduction des organismes vivants. Étant donné que les variations de

température suivent un schéma géographique bien défini, elles déterminent en grande partie la répartition spatiale des espèces animales et végétales. Ces aires de distribution peuvent souvent être associées à des isothermes, qui représentent des lignes imaginaires reliant des points de même température moyenne. Ainsi, la température ne se limite pas à être une simple condition environnementale, mais constitue un facteur écologique clé influençant la diversité, l'abondance et la répartition des espèces à l'échelle globale

A.1 Barrage de Timgad

Entre 2018 et 2023 (Tableau II.1), le régime thermique de la région étudiée révèle une variation saisonnière marquée. Les températures augmentent progressivement de janvier à mai, atteignant leur pic maximal en juillet, avant de redescendre jusqu'à décembre. Cette dynamique saisonnière distingue clairement trois grandes périodes climatiques :

- Période estivale : Les mois d'été (juin, juillet et août) sont caractérisés par des températures élevées, dépassant régulièrement les 25 °C, faisant de cette période-là plus chaude de l'année. Ces températures élevées influencent de manière significative l'évaporation et la disponibilité en eau, notamment dans les écosystèmes sensibles.
- Période hivernale : Les mois d'hiver, en particulier janvier et décembre, enregistrent les températures les plus basses, généralement inférieures à 10 °C. Ce refroidissement marque une période de dormance pour de nombreux organismes et peut limiter certaines activités biologiques et agricoles.
- Périodes de transition : Les mois de mai, septembre, octobre et novembre se situent dans une zone intermédiaire, avec des températures modérées variant entre 15 °C et 23 °C. Ces périodes jouent un rôle clé dans les transitions écologiques, marquant souvent le début ou la fin des cycles de croissance végétative et des migrations animales.

Tableau II.1 : Températures moyennes mensuelles à la station météorologique de la wilaya de Batna (2018 à 2023)

Mois	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	Août	septembre	octobre	novembre	décembre
T (°C)	5	7	8,8	13,8	18	25,8	29,6	27,8	23,2	15,8	9,4	7

A.2 Barrage de Yabous

Les données de température (Tableau II.2) montrent une variation saisonnière typique des régions tempérées à semi-arides, caractérisée par des températures plus basses en hiver et des valeurs maximales en été. En janvier, la température moyenne est de 7,2 °C, atteignant son minimum annuel en février à 6,8 °C, ce qui reflète les conditions hivernales les plus rigoureuses. Une augmentation progressive est observée à partir de mars (10,2 °C), indiquant le début du printemps. Les températures culminent en juillet avec une valeur moyenne de 27,3 °C, marquant le pic de la saison estivale. Ce réchauffement est typique de l'influence climatique semi-aride, souvent associée à une forte radiation solaire et à des journées plus longues. Une légère diminution est notée en août (26,0 °C), suivie par une baisse continue en septembre (21,6 °C) et octobre (16,8 °C), signalant la transition vers l'automne. En novembre, les températures chutent à 10,8 °C, annonçant l'arrivée de l'hiver, avant de revenir à des valeurs proches de celles de janvier (7,4 °C en décembre). Cette cyclicité est cohérente avec les schémas climatiques annuels des régions similaires, influencée par des facteurs tels que l'altitude, la latitude et les conditions atmosphériques régionales.

Tableau II.2 : Températures moyennes mensuelles à la station météorologique de la wilaya de Khenchela. (2018 à 2023)

Mois	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	décembre
T (°C)	7,2	6,8	10,2	18	18	22	27,3	26	21,6	16,8	10,8	7,4

B/ Précipitation

La répartition spatiale des précipitations moyennes annuelles est fortement influencée par plusieurs paramètres locaux propres à chaque région, parmi lesquels l'altitude, l'exposition et l'orientation jouent un rôle déterminant. Ces facteurs topographiques conditionnent les variations des quantités de précipitations reçues, créant ainsi des disparités notables entre différentes zones. En région méditerranéenne, les précipitations revêtent une importance cruciale pour le fonctionnement des écosystèmes et les activités humaines, bien qu'elles se distinguent par un régime souvent irrégulier et une distribution inégale. (Seltzer. 1946)

Selon Seltzer (1946), ce régime irrégulier se manifeste particulièrement par une alternance nette entre des périodes de fortes précipitations, généralement pendant l'automne et l'hiver, et des périodes de sécheresse prolongée, typiques de l'été. La fluctuation saisonnière des précipitations constitue un enjeu de taille en matière de gestion des ressources hydriques, particulièrement dans les zones où l'agriculture et les besoins en eau sont étroitement liés aux niveaux de pluviométrie. Il est crucial de comprendre ces dynamiques hydrologiques afin de prévoir les conséquences du changement climatique, qui risque d'aggraver ces variations, et de concevoir des stratégies de gestion durable des écosystèmes méditerranéens.

B.1 Barrage de Timgad

Les données des précipitations annuelles (Tableau II.3) révèlent une variation notable au fil des mois, reflétant des différences saisonnières marquées. Le mois de mai se distingue comme le plus arrosé de l'année, avec un total de 92,6 mm de précipitations, tandis que les mois de juin et juillet enregistrent les valeurs les plus faibles, avec seulement 10,2 mm et 8,4 mm, respectivement.

En règle générale, les saisons intermédiaires, à savoir le printemps et l'automne, se distinguent par des niveaux de précipitations plus élevés que ceux observés pendant les saisons estivales et hivernales. Par exemple, les mois de mars, avril et mai présentent des niveaux de précipitations importants, ce qui indique une dynamique climatique propice à une recharge hydrique essentielle pour les sols et les écosystèmes. En contraste, les mois estivaux, en particulier juillet et août, se caractérisent par des niveaux de précipitations exceptionnellement bas, mettant en évidence la sécheresse caractéristique de cette période. La distribution saisonnière des précipitations décrite est caractéristique des climats méditerranéens ou semi-arides, où les précipitations sont concentrées pendant des périodes spécifiques de l'année,

suivies de longues périodes de sécheresse estivale. Cette irrégularité constitue un défi majeur pour la gestion des ressources hydriques, notamment dans les zones qui reposent sur les précipitations pour l'agriculture et les écosystèmes locaux.

Tableau II.3 : Précipitations totales mensuelles à la station météorologique de la wilaya de Batna (2018/2023)

Mois	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	décembre
Précipitation mm	30	30,4	86,2	69	92,6	10,2	8,4	29,4	47,2	23,4	54	24,2

B.2 Barrage de Yabous

Les données de précipitations (Tableau II.5) révèlent un régime pluviométrique typique des climats méditerranéens à influence semi-aride, avec des précipitations concentrées principalement durant les mois d'hiver et de printemps, et une forte réduction en été. En janvier, les précipitations s'élèvent à 21 mm, augmentant légèrement en février (27,2 mm), pour atteindre un maximum notable en mars avec 86,4 mm. Cette tendance peut être attribuée à une intensification des perturbations atmosphériques typiques de la saison froide, favorisant les précipitations. Les mois d'avril (78,8 mm) et mai (71 mm) maintiennent des précipitations significatives, bien qu'en diminution progressive, marquant la transition vers la saison sèche. En juin, une chute drastique est observée (15,2 mm), suivie des niveaux les plus bas de l'année en juillet (8,8 mm). Cette période estivale, marquée par une quasi-absence de précipitations, est caractéristique des climats de cette région, sous l'effet de la subsidence associée à l'anticyclone subtropical. Une reprise modérée des précipitations s'observe à partir d'août (37,8 mm), indiquant le début de la transition vers l'automne. En septembre (36,6 mm) et octobre (41,6 mm), les précipitations augmentent légèrement, culminant dans une phase de réactivation des perturbations. En novembre (28,8 mm) et décembre (24,6 mm), les précipitations décroissent de manière progressive, bouclant le cycle annuel.

Tableau II.4 : Précipitations totales mensuelles à la station météorologique de la wilaya de Khenchela (2018/2023)

Mois	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	décembre
Précipitation mm	21	27,2	86,4	78,8	71	15,2	8,8	37,8	36,6	41,6	28,8	24,6

C/ Vents

La vitesse du vent est une variable essentielle dans l'étude du climat d'une région, jouant un rôle clé dans l'analyse des dynamiques atmosphériques. Mesurée généralement en mètres par seconde (m/s) ou en kilomètres par heure (km/h), cette donnée est relevée à une hauteur standard de 10 mètres au-dessus du sol. Elle permet aux climatologues de mieux comprendre et caractériser le climat régional, notamment en raison de son influence sur divers paramètres météorologiques tels que les températures, l'humidité, la formation des nuages, et la distribution des précipitations.

La vitesse du vent a également un impact significatif sur les phénomènes météorologiques extrêmes. Des vents puissants peuvent entraîner la formation de tempêtes, d'ouragans, de tornades, et d'autres événements climatiques violents, rendant leur mesure cruciale pour les études de risques météorologiques.

Afin de recueillir ces données, on fait usage d'un anémomètre. Cet appareil permet de mesurer à la fois la vitesse et la direction du vent, offrant ainsi des données précises pour une analyse approfondie. Les données provenant des anémomètres sont incorporées dans des cartes de vent et des modèles de circulation atmosphérique. Ces instruments facilitent l'identification des tendances des vents prédominants par les climatologues, améliorent la compréhension des conditions météorologiques locales et permettent une prévision plus précise des impacts climatiques, notamment dans les régions exposées à des phénomènes météorologiques extrêmes. Ces données revêtent également une importance capitale pour des applications concrètes, telles que la gestion des ressources énergétiques éoliennes ou l'évaluation des risques climatiques dans des zones peuplées.

Les résultats de vitesse de vent sont présentés dans les Tableaux II.6, II.7.

Tableau II.5 : Moyennes mensuelles de vitesse du vent exprimée en (km/h) pour la période (2018/2023) dans la station de Batna

Mois	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	décembre
Vent Km/h	17,6	18	21,2	21,6	21,6	24	22,6	21,2	20	17,4	18,8	16,6

Tableau II.6 : Moyennes mensuelles de vitesse du vent exprimée en (km/h) pour la période (2018/2023) dans la station de Khenchela

Mois	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	Août	septembre	octobre	novembre	décembre
Vent Km/h	20,6	19,6	23,2	22,4	21	23,8	20,2	19,4	18,6	17,4	20,4	18,8

D/ Humidité

L'humidité revêt une importance primordiale en climatologie en raison de son rôle crucial dans la modulation des températures et des phénomènes météorologiques. La teneur en humidité de l'air se caractérise par diverses mesures, telles que le point de rosée, définissant le seuil de température à partir duquel la condensation débute, l'humidité relative, exprimant le rapport entre la quantité actuelle de vapeur d'eau et la capacité maximale de l'air à la contenir à une température donnée, ainsi que la pression partielle de vapeur d'eau, qui illustre la contribution de cette dernière à la pression totale de l'air. L'humidité a un impact direct sur divers phénomènes météorologiques tels que la genèse des nuages, les précipitations, le brouillard, ainsi que la perception thermique, en intensifiant la sensation de chaleur pendant l'été ou de froid pendant l'hiver. Son incidence peut varier en fonction de la localisation géographique, de la saison et des autres paramètres climatiques. Dans les régions tropicales, un taux élevé d'humidité favorise des précipitations importantes et une végétation luxuriante, alors que dans les zones arides, une faible humidité aggrave la sécheresse et les variations de température. Ainsi, ce paramètre revêt une importance capitale dans la compréhension des dynamiques climatiques et de leurs impacts sur les systèmes naturels et les activités anthropiques. Les résultats sont exposés dans les tableaux II.8 et II.9.

Tableau II.7 : Moyennes mensuelles de l'humidité exprimée en % pour la période (2018/2023) dans la station de Batna

Mois	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	décembre
Humidité %	75,8	73	75,4	69	61,4	44	38,4	44,6	58,4	67,6	75,8	74,6

Tableau II.8 : Moyennes mensuelles de l'humidité exprimée en % pour la période (2018/2023) dans la station de Khenchela

Mois	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	Août	septembre	octobre	novembre	décembre
Humidité %	74,4	72	73,6	67,2	60,8	43,2	38,8	45,4	57,8	67,4	71,8	72

II.5 Synthèse climatique

A/ Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

L'outil fondamental pour repérer les phases sèches et humides d'une région précise est le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen, qui s'appuie sur l'examen des informations mensuelles relatives aux précipitations et aux températures (Dajoz, 2003). Cet instrument graphique, fréquemment employé en climatologie, offre la possibilité de représenter de manière claire les variations saisonnières et d'identifier les périodes sensibles pour les écosystèmes ou les activités humaines.

D'après Frontier et ses collègues (2004), l'élaboration du diagramme de Bagnouls et Gaussen repose sur une double représentation graphique. Les mois de l'année sont indiqués sur l'axe des abscisses, tandis que sur l'axe des ordonnées sont incluses les températures moyennes mensuelles en degrés Celsius ($^{\circ}\text{C}$) ainsi que les précipitations mensuelles en millimètres (mm). L'échelle de mesure des précipitations est deux fois plus grande que celle des températures, en fonction des unités sélectionnées. Cette corrélation entre l'échelle de température et le temps revêt une importance cruciale dans l'identification des périodes climatiques particulières : un mois est qualifié de sec si les précipitations mensuelles sont en deçà de deux fois la température moyenne mensuelle ($P < 2T$), et d'humide dans le cas contraire ($P \geq 2T$).

Afin de déterminer les périodes de pluie et de sécheresse dans la zone examinée, deux diagrammes ombrothermiques ont été construits, l'un pour Timgad (Figure II.6) et l'autre pour Yabous (Figure II.7), couvrant la période de 2018 à 2023.

Selon la figure II.6, La région de Timgad Entre 2018 et 2023, le climat de cette région se distingue par une alternance nette entre deux périodes sèches et deux périodes humides, reflétant des variations saisonnières marquées. Les périodes sèches s'étendent de juin à octobre pour la première, correspondant aux mois les plus chauds de l'année, où les températures élevées et la faible pluviométrie prédominent, et de septembre à octobre pour la

seconde, une phase de transition où les précipitations restent insuffisantes pour contrer la sécheresse. Les périodes humides, quant à elles, couvrent les mois de janvier à mai pour la première, une phase où les précipitations surpassent les températures moyennes, favorisant une recharge hydrique essentielle, et de novembre à décembre pour la seconde, marquée par les premières pluies automnales, atténuant progressivement les conditions sèches de l'été. Cette dynamique illustre un régime climatique typique des zones méditerranéennes ou semi-arides, où les précipitations se concentrent en hiver et au printemps, tandis que l'été est dominé par une sécheresse prolongée.

À Yabous (Figure II.7), durant la période d'étude 2018-2022, le climat se divise en deux saisons distinctes, caractérisées par des conditions climatiques opposées. La première est une saison humide et fraîche qui s'étend d'octobre à mi-mai, marquée par des précipitations significatives et des températures modérées à basses, favorisant des conditions propices à la croissance végétale et à la recharge hydrique. La seconde est une saison sèche et chaude, couvrant la période de début juin à octobre, caractérisée par des températures élevées et une absence quasi-totale de précipitations, ce qui accentue les conditions de sécheresse estivale typiques des régions méditerranéennes ou semi-aride.

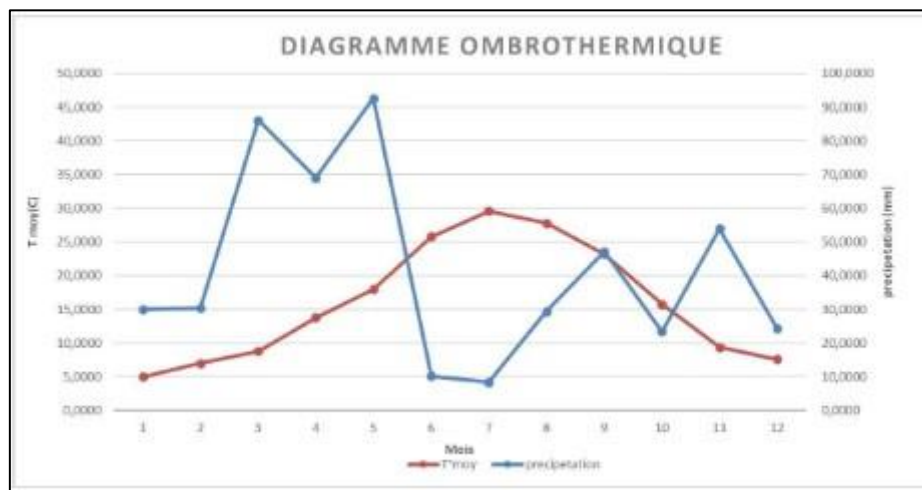


Figure II.6 Diagramme Ombrothermique de la wilaya de Batna (2018/2023).

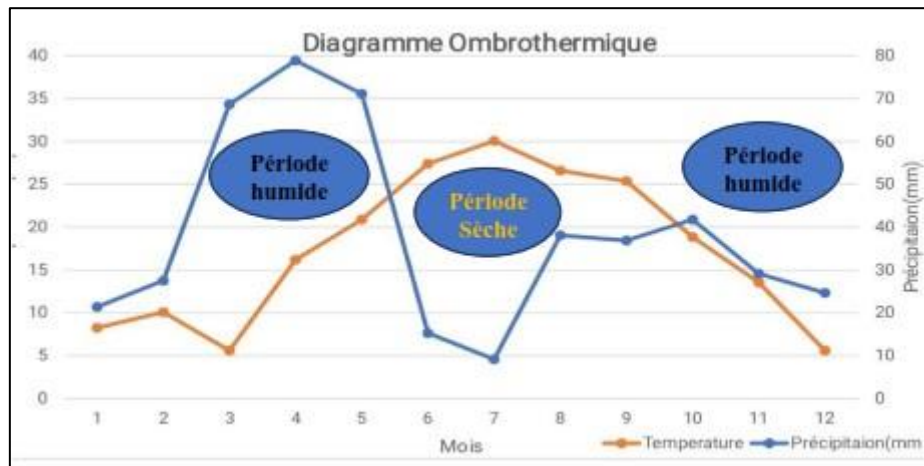


Figure II.7 Diagramme Ombrothermique de la wilaya de Khenchela (2018/2023).

B/ Classification de Climat par le système d'Emberger

Le système d'Emberger, élaboré par Dajoz (1985-2003), est couramment employé afin de caractériser les divers types de climats méditerranéens. Cette approche se fonde sur deux variables clés : la sécheresse, évaluée à l'aide du quotient pluviothermal Q2 (indiqué sur l'axe des ordonnées), et la moyenne des températures minimales du mois le plus froid (indiquée sur l'axe des abscisses). Le quotient pluviothermal Q2 est défini par la formule simplifiée suivante, selon Stewart (1969) :

$$Q2 = 2000 \cdot \left[\frac{P}{M^2 - m^2} \right]$$

P : pluviométrie annuelle en mm.

M : température moyenne maximale du mois le plus chaud en °K.

m : température moyenne minimale du mois le plus froid en °K.

Le quotient pluviothermal (Q2) est un indicateur clé pour évaluer le degré d'humidité d'un climat, particulièrement dans les régions méditerranéennes. Plus Q2 est élevé, plus le climat est humide (Dajoz, 1985). Selon Faurie et al. (1998-2003), cet indice est spécifiquement adapté pour les zones méditerranéennes et permet de distinguer les différentes catégories climatiques selon les seuils suivants :

- Climat humide : $Q2 > 100$
- Climat tempéré : $100 > Q2 > 50$
- Climat semi-aride : $50 > Q2 > 25$

- Climat aride : $25 > Q2 > 10$
- Climat désertique : $Q2 < 10$

Pour situer la région d'étude dans le climagramme d'Emberger et déterminer son étage bioclimatique, nous avons calculé le quotient pluviothermique $Q2$ à l'aide des données climatiques recueillies sur la période 2018-2023 :

Les calculs effectués pour le barrage de Timgad ($Q2=45,17$) et pour Yabous ($Q2=47,27$) montrent que la région d'étude se situe dans l'étage bioclimatique semi-aride à hiver frais pour la période 2018-2023 (Fig. II.8).

Ces valeurs de $Q2$, comprises entre 25 et 50, indiquent un climat semi-aride, caractérisé par des précipitations insuffisantes pour compenser les pertes dues à l'évaporation et à la transpiration. La mention d'un hiver froid précise que, bien que globalement aride, la région connaît des températures basses significatives durant la saison hivernale, ce qui influence la dynamique des écosystèmes locaux et les activités agricoles.

Cette classification bioclimatique souligne les défis environnementaux spécifiques de la région, tels que la gestion limitée des ressources en eau et les contraintes pour la végétation et les cultures adaptées à ces conditions climatiques. Ces données sont cruciales pour orienter les stratégies de gestion durable, tant pour l'agriculture que pour la préservation des écosystèmes naturels.

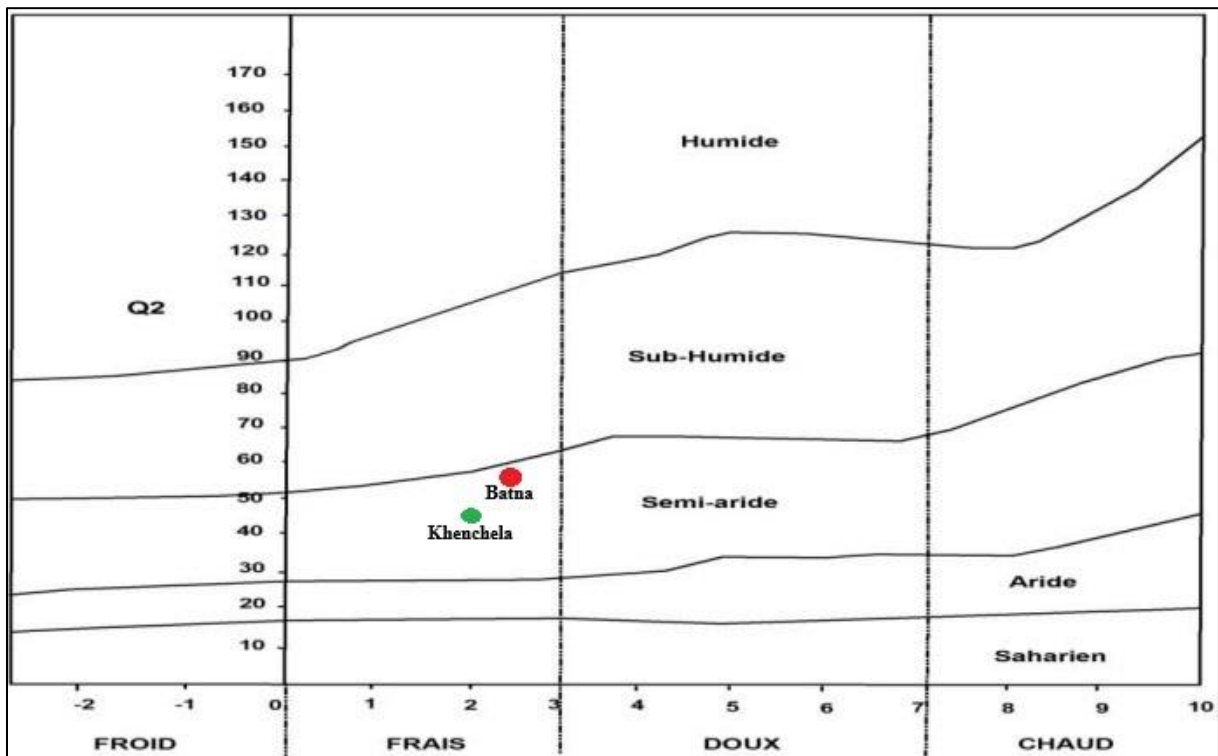


Figure II.8 Climagramme d'EMBERGER

II.6 Méthodes et techniques d'étude

II.6.1 Sélection et description des stations d'échantillonnage

Afin d'assurer la représentativité des stations tant au regard des caractéristiques naturelles que des pressions anthropiques, nous avons procédé à une prospection sur cinq sites de prélèvement situés à divers endroits du domaine étudié. Trois de ces stations ont été implantées sur les digues de chaque barrage, dans le but d'obtenir des résultats représentatifs concernant les paramètres physico-chimiques et la diversité du phytoplancton, tout en tenant compte de celles les moins impactées par les activités humaines. Deux autres stations ont été sélectionnées à proximité des terres agricoles, dans les zones les plus fréquemment utilisées par l'homme (pêche, loisirs, pâturage, etc.), permettant ainsi une comparaison avec des sites soumis à une pression anthropique plus marquée (Fig. II.9).

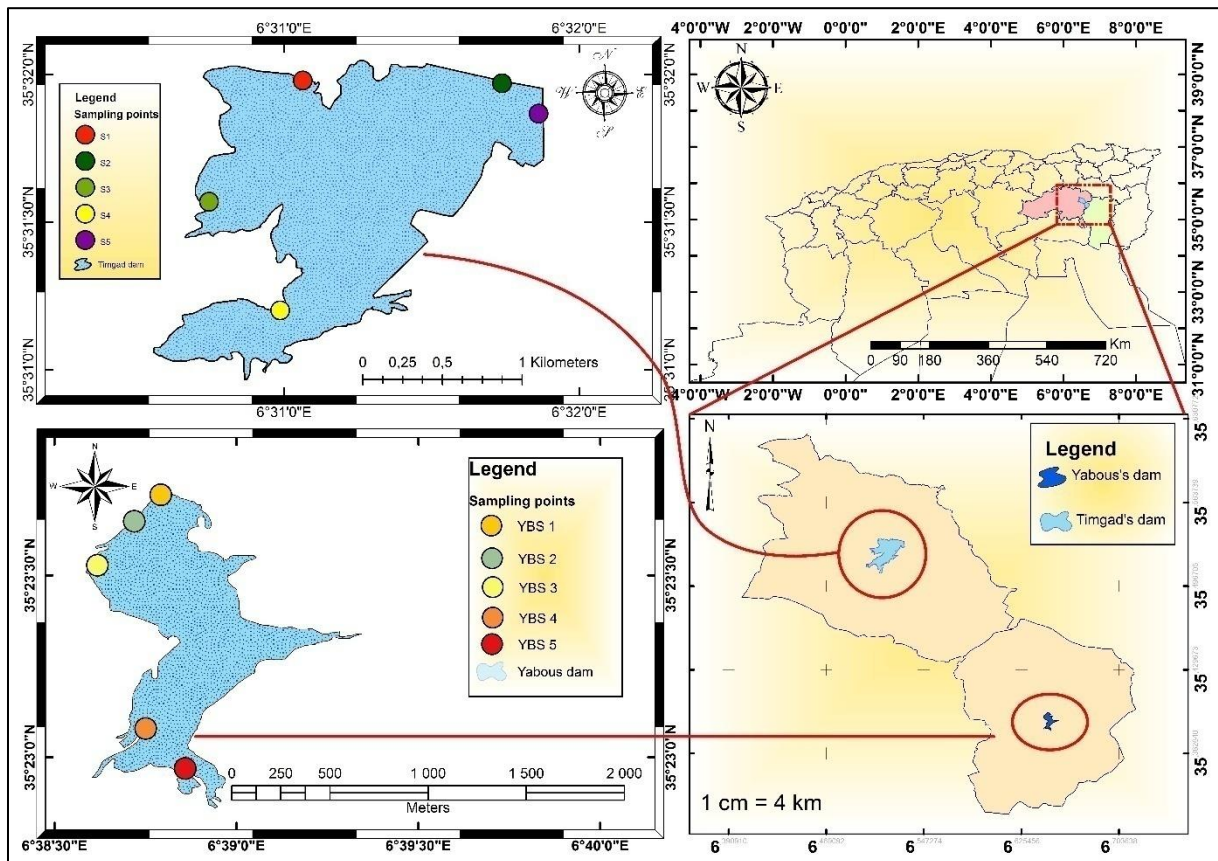


Figure II.9 : Localisation et vues générales des stations d'échantillonnage au niveau du barrage de Timgad et barrage de Yabous (Originale réaliser par Arc GIS 10.8)

II.6.2 Méthodes et techniques de prélèvement des échantillons d'eau

II.6.2.1 Méthodes de prélèvement pour analyses physico-chimiques

Les prélèvements d'échantillons d'eau de surface ont été effectués de mai 2022 à avril 2023 à cinq stations situées le long des barrages, afin de couvrir l'intégralité du cours d'eau. La carte présentée dans la Figure II.8 illustre la localisation de ces stations de prélèvement. Les prélèvements ont été effectués à une profondeur de 30 cm sous la surface de l'eau en utilisant des flacons d'une contenance de 1,5 litre. Les échantillons prévus pour l'analyse physico-chimique ont été stockés dans des flacons en polyéthylène. Par la suite, les échantillons ont été acheminés au laboratoire dans une glacière et conservés à une température de 4°C en vue de leur analyse.

II.6.2.2 Prélèvement et analyse de la communauté micro-algale des barrages

Pour recueillir des données qualitatives et quantitatives sur la communauté micro-algale des deux barrages, l'échantillonnage implique la réalisation d'un prélèvement représentatif de la colonne d'eau, en suivant la technique exposée par Bernard (1992). Un volume fixe de 100 litres d'eau de surface est passé à travers un filet à plancton (filet en soie avec des mailles de moins de 5 μm de diamètre), installé sur un cylindre de 30 cm de diamètre et d'une profondeur de 45 cm. Le filet se termine par un collecteur, qui est une bouteille conçue pour recueillir l'échantillon (Fig. II.10). Un échantillon de 100 ml d'eau filtrée est prélevé et conservé en vue d'une analyse microscopique ultérieure. La technique de préservation employée est celle exposée par Sournia (1978), qui implique l'adjonction de 2 ml de solution de Lugol à 10 % dans chaque contenant stérile. Chaque récipient est pourvu d'étiquettes contenant des données cruciales telles que le site de prélèvement, la date et l'heure de prélèvement.

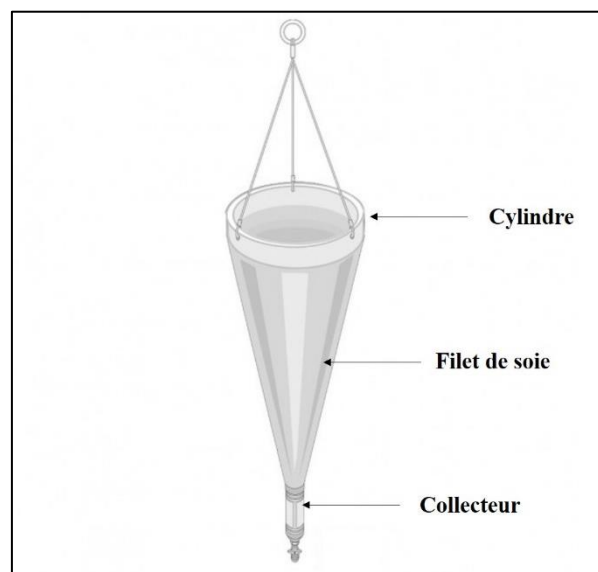


Figure II.10 : Schéma d'un filet à plancton.

II.6.3 Méthodes et techniques d'étude au laboratoire

II.6.3.1 Méthodes d'analyse de la qualité physico-chimique de l'eau

Les relevés de température ont été enregistrés en degrés Celsius ($^{\circ}\text{C}$), tandis que la conductivité électrique (CE) a été mesurée en micro siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Les niveaux de pH ont été déterminés à l'aide d'une échelle sans dimension. Les solides dissous totaux (TDS) ont été quantifiés en milligrammes par litre ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), la salinité exprimée en

unités de salinité pratique (PSU). Les niveaux d'oxygène dissous (OD) ont été évalués en milligrammes par litre ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Ces mesures ont été effectuées sur le terrain à l'aide de l'appareil multi paramètre WTW Multi 3620 IDS, un dispositif de haute précision garantissant une acquisition de données rigoureuse. En outre, la demande chimique en oxygène (DCO) a été mesurée en milligrammes par litre ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) à l'aide de l'appareil Hach DR3900, et la demande biochimique en oxygène (DBO5) a été évaluée dans les mêmes unités avec le Hach BioTector B3500. Enfin, la turbidité, exprimée en unités de néphélométrie (NTU), a été mesurée à l'aide du turbidimètre Hach 2100AN IS.

Dans le cadre de l'évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau, divers paramètres ont été analysés. Les spécificités concernant la méthode de mesure de chaque paramètre sont exposées dans le Tableau II.9.

Tableau II.9 : Détails des analyses physico-chimiques de l'eau.

Eléments	Principe de méthode	Références
Azote ammoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$)	Dosage spectrophotométrique ($\lambda = 630 \text{ nm}$)	Parsons et al. (1989)
Nitrites (NO_2^-)	Dosage spectrophotométrique ($\lambda = 543 \text{ nm}$)	Parsons et al. (1989)
Nitrates (NO_3^-)	Réduction des nitrates en nitrites et dosage spectrophotométrique des nitrites ($\lambda = 543 \text{ nm}$)	Parsons et al. (1989)
Azote Total (NT)	Réduction des nitrates en nitrites et dosage spectrophotométrique des nitrites ($\lambda = 543 \text{ nm}$)	Parsons et al. (1989)
Azote Totale dissous (NTD)	Réduction des nitrates en nitrites et dosage spectrophotométrique des nitrites ($\lambda = 543 \text{ nm}$)	Parsons et al. (1989)
Azote Organique dissous (NOD)	Réduction des nitrates en nitrites et dosage spectrophotométrique des nitrites ($\lambda = 543 \text{ nm}$)	Parsons et al. (1989)
Phosphate (PO_4^{3-})	Dosage spectrophotométrique: ($\lambda = 885 \text{ nm}$)	Aminot et Chaussepied (1983)
Poly	Digestion pendant 30 min et dosage	Rodier (2009)

phosphates(P ₂ O ₅)	spectrophotomètre ($\lambda = 885 \text{ nm}$)	
Phosphore total (PT)	Digestion pendant 30 min et dosage spectrophotométrique ($\lambda = 885 \text{ nm}$)	Rodier (2009)
Phosphore total dissous (PTD)	Digestion pendant 30 min et dosage spectrophotométrique ($\lambda = 885 \text{ nm}$)	Rodier (2005)
phosphore particulaire (PP)	Digestion pendant 30 min et dosage spectrophotométrique ($\lambda = 885 \text{ nm}$)	Rodier (2005)
phosphore organique dissous (POD)	Digestion pendant 30 min et dosage spectrophotométrique ($\lambda = 885 \text{ nm}$)	Rodier (2005)
Silicium (Si)	Dosage spectrophotométrique ($\lambda = 810 \text{ nm}$)	Aminot et Chaussepied (1983)
Sodium (Na ⁺)	Spectrophotometrie a flamme	Rodier (2005)
Potassium (K ⁺)	Spectrophotometrie a flamme	Rodier (2005)
Calcium (Ca ²⁺)	Spectrophotometrie a flamme	Rodier (2005)
Baryum (Ba ⁺)	Spectrophotometrie a flamme	Rodier (2005)
Lithium (Li ⁺)	Spectrophotometrie a flamme	Rodier (2005)
Chlorure (Cl ⁻)	Analyses volumétriques	Rodier (2005)
Dureté (Ca ²⁺ + Mg ²⁺)	Analyses volumétriques	Rodier (2005)
Magnésium Mg ²⁺	methode de sustraction	Rodier (2005)
Sulfate (SO ₄ ²⁻)	Dosage spectrophotométrique ($\lambda = 650 \text{ nm}$)	Aminot et Chaussepied (1983)
Carbonate et bicarbonate (TA – TAC))	Analyses volumétriques	Rodier (2009)
Carbone organique particulaire (COP)	Méthode titrimétrique : oxydation et dosage du carbone en équivalent glucose	Parsons et al. (1989)
Matières en suspensions et Résidus sec	Double Pesées	Aminot et Chaussepied (1983), Rodier (2009)
Chlorophyl a	Dosage spectrophométrique ($\lambda = 665$) et ($\lambda = 750$) méthode de LORENZEN	Aminot et Chaussepied (1983),

II.6.3.2. Méthodes d'étude du phytoplancton

Il est indispensable d'incorporer du Lugol au laboratoire pour assurer la fixation des échantillons d'eau à analyser. Il est recommandé d'ajouter au moins 8 gouttes de solution de Lugol par 100 ml d'eau afin d'obtenir une coloration orangée, tout en évitant d'atteindre une teinte brun foncé. La dose de Lugol peut être modulée en fonction des propriétés du milieu, en particulier le pH de l'eau. Les échantillons fixés doivent être stockés dans des contenants opaques, protégés de la lumière, et maintenus à une température située entre 4 et 10 °C, en accord avec les directives de Druart et Rimet (2008).

Suite à l'homogénéisation de l'échantillon, un volume de 15 ml est extrait et transféré dans une chambre de comptage présentant une surface de 2 cm² (2 cm de longueur sur 1 cm de largeur).

L'identification du phytoplancton repose principalement sur l'observation des caractéristiques morpho-anatomiques, telles que la configuration des colonies ou des trichomes, ainsi que les dimensions et la pigmentation des cellules, qui servent de critères pour la classification des genres (Michel, 1987). L'identification des espèces a été restreinte au niveau générique, en utilisant comme sources de référence de Bourrelly (1985) et Michel (1987). Le comptage du phytoplancton s'effectue en suivant les étapes ci-après :

- Agitation du flacon pour garantir l'homogénéité de l'échantillon.
- Prélèvement d'un sous-échantillon de 15 ml, qui est déposé dans la chambre de comptage (cellule de Nageot) (Figure.II.11).
- Observation au microscope optique à un grossissement de 40x.

Comptage des algues rencontrées lors des trajets horizontaux effectués sur toute la longueur de la chambre. Cette opération est répétée deux fois, et la moyenne des deux comptages est retenue. Il est important de noter que le comptage ne porte pas sur l'ensemble de la surface de la chambre, mais uniquement sur une "sous-chambre" de 2 cm².

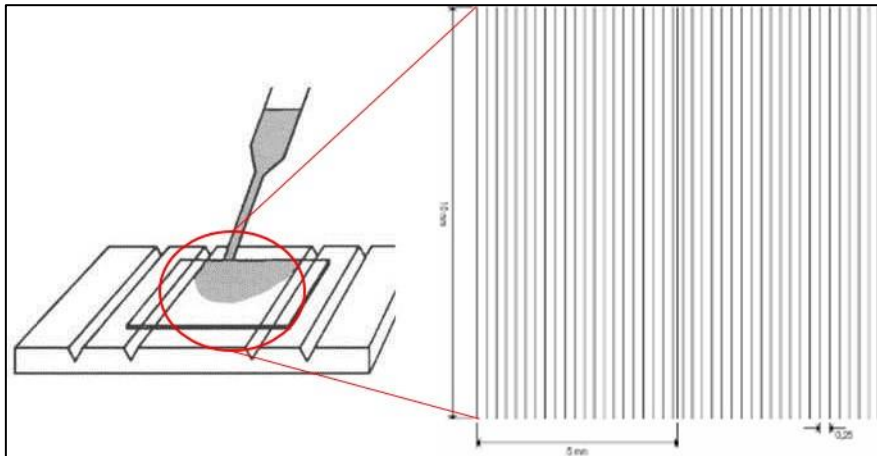


Figure II.11 : Cellule de Nageotte

II.7 Exploitation des résultats

II.7.1 Exploration des résultats physicochimique

II.7.1.1 Indice de la qualité des eaux pour la Potabilité

A/ Indice de la qualité d'eau WQI

Le recours à l'Indice de Qualité de l'Eau (WQI) a été mis en œuvre afin d'améliorer l'évaluation de la qualité de l'eau, offrant ainsi une méthode efficace pour la classer en termes de potabilité. Le calcul du WQI repose sur l'inclusion de dix paramètres de qualité de l'eau (Température, pH, Conductivité électrique (CE), Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^-), avec des pondérations initiales (w_i) assignées en fonction de leur importance relative pour la qualité globale de l'eau potable, conformément aux directives de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2011) (voir Tableau 1). Certains paramètres tels que le chlorure (Cl^-), le nitrate (NO_3^-) et le sulfate (SO_4^{2-}) ont été attribués une pondération maximale de 5 en raison de leur importance cruciale dans l'évaluation de la qualité de l'eau, tandis que la conductivité électrique (EC), le pH, la dureté totale (TH), les solides dissous totaux (TDS) et le sodium (Na^+) ont reçu une pondération de 4. Les ions Mg^{2+} et Ca^{2+} ont été affectés d'un coefficient de pondération de 2, tandis que les paramètres HCO_3^- et K^+ ont reçu un coefficient de pondération minimal de 1, étant jugés moins déterminants dans l'analyse de la qualité de l'eau (Vasanthavigar et al., 2010; Gibrilla et al., 2011; Srinivasamoorthy et al., 2011; Bouderbala, 2017).

Dans la deuxième étape, la pondération relative (rW_i) est calculée comme suit :

$$rWi = \frac{wi}{\sum_{i=1}^n wi} \quad (1)$$

Dans la formule, (rWi) représente la pondération relative, (wi) désigne la pondération attribuée à chaque paramètre, et (n) correspond au nombre total de paramètres. Les valeurs calculées de (rWi) sont spécifiées dans le tableau II.10.

Passons à la troisième étape : une échelle d'évaluation de la qualité (qi) est attribuée à chaque paramètre en divisant sa concentration mesurée par la concentration standard correspondante, conformément aux directives définies par l'OMS (2011).

$$qi = \frac{Ci}{Si} \times 100 \quad (2)$$

Dans cette cadre, (qi) est l'indice de qualité, (Ci) est la concentration de chaque paramètre chimique dans les échantillons d'eau, exprimée en $mg \cdot L^{-1}$, et (Si) représente la concentration maximale permise pour la potabilisation de chaque paramètre chimique spécifique, également exprimée en $mg \cdot L^{-1}$.

En dernier lieu, lors de l'évaluation de l'Indice de Qualité de l'Eau (WQI), la première étape est d'obtenir (SLi) pour chaque paramètre. La somme cumulée des valeurs (SLi) est utilisée pour calculer l'Indice de Qualité de l'Eau (WQI) de chaque échantillon.

$$SLi = rWi \times qi \quad (3)$$

$$WQI = \sum SLi \quad (4)$$

La classification de l'Indice de Qualité de l'Eau (WQI) suit une méthodologie élaborée par Singh et al. (2011). Selon cette classification, un WQI inférieur à 50 indique une qualité de l'eau excellente, un WQI compris entre 50 et 100 signifie une qualité de l'eau bonne, un WQI dans la plage de 101 à 200 indique une qualité de l'eau médiocre, un WQI entre 200 et 300 implique une très mauvaise qualité de l'eau, et un WQI supérieur à 300 désigne une eau non potable.

Table II.10. Pondération (wi) et pondération relative (rWi) de chaque paramètre chimique.

Paramètres	OMS (2011)	Poids (wi)	Poids relatif (rWi)
EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	500	4	0,097560976
pH	6.5-8.5	4	0,097560976
Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	250	5	0,12195122
SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	250	5	0,12195122
HCO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	300	1	0,024390244
Na ⁺ (mg l ⁻¹)	200	4	0,097560976
Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	75	2	0,048780488
Mg ²⁺ (mg l ⁻¹)	45	2	0,048780488
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	50	5	0,12195122
K ⁺ (mg l ⁻¹)	12	1	0,024390244
TH (mg l ⁻¹)	300	4	0,097560976
TDS (mg l ⁻¹)	500	4	0,097560976

B/ Canadian council and Ministry of Environment indice de la qualité d'eau CCME-WQI

L'Indice de Qualité de l'Eau du CCME (IQE-CCME) Dans cette étude, nous avons pris en compte 10 paramètres pour le calcul de l'Indice de Qualité de l'Eau basé sur le CCME, à savoir : la température à 25°C, le pH, les nitrates (NO₃⁻), les chlorures (Cl⁻), les sulfates (SO₄²⁻), les bicarbonates (HCO₃⁻), le calcium (Ca²⁺), le sodium (Na⁺), le potassium (K⁺) et le magnésium (Mg²⁺). La méthode CCME-WQI a été utilisée afin d'évaluer la qualité de l'eau des deux barrages. Cette approche se fonde sur trois composantes clés : l'étendue (F1), la

fréquence (F2) et l'amplitude (F3). Les valeurs de F1, F2 et F3 sont calculées selon la méthode suivante.:

A.1 F1 (Étendue)

F1 représente le pourcentage d'indicateurs qui ne respectent pas leurs valeurs standards au moins une fois pendant la période d'évaluation. Le calcul de F1 peut être déterminé à l'aide de l'Équation suivante :

$$F1 = \frac{\text{Number of failed variables}}{\text{Total number of variables}} \times 100 \quad (5)$$

A.2 F2 (Fréquence)

F2 indique la proportion des quantités mesurées qui dépassent la norme, servant de métrique pour la fréquence à laquelle un objectif de qualité de l'eau n'est pas atteint. Le calcul de F2 peut être effectué à l'aide de l'Équation suivante :

$$F2 = \frac{\text{Number of failed test}}{\text{Total number of tests}} \times 100 \quad (6)$$

A.3 F3 (Amplitude)

F3 représente l'amplitude de la manière dont les objectifs sont dépassés, indiquant dans quelle mesure les valeurs des tests non conformes sont éloignées de leurs objectifs (valeur guide). Pour calculer F3, trois étapes sont nécessaires :

Étape 1 : La différence entre une concentration individuelle et la valeur objective, qu'elle soit supérieure ou inférieure dans le cas d'un objectif minimal, est appelée une "excursion". L'Équation (excursion i) a été utilisée pour calculer l'excursion lorsque la valeur mesurée ne doit pas dépasser l'objectif. L'Équation (excursion ii) a été appliquée lorsque la valeur mesurée devait être égale ou supérieure à l'objectif.

$$\text{excursion } i = \left(\frac{\text{Failed test value } i}{\text{Objective } i} \right) - 1 \quad (7) \qquad \text{excursion } ii = \left(\frac{\text{Objective } i}{\text{Failed test value } i} \right) - 1 \quad (8)$$

Étape 2 : Il s'agit de calculer la somme totale des non-conformités des tests individuels, connue sous le nom de "somme normalisée des excursions", à l'aide de l'Équation suivante :

$$nse = \frac{\sum_{i=0}^n \text{excursion } i}{\text{Total number of tests}} \quad (9)$$

L'amplitude F3 est déterminée à l'aide d'une fonction asymptotique qui ajuste la somme normalisée des excursions par rapport aux objectifs, produisant ainsi une valeur allant de 0 à 100. Cette fonction est exprimée dans l'Équation suivante :

$$F3 = \frac{nse}{0.01nse+0.01} \quad (10)$$

Enfin, l'Indice de Qualité de l'Eau CCME-WQI est déterminé à l'aide de l'Équation suivante :

$$CCME - WQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2+F2^2+F3^2}}{1.732} \right) \quad (12)$$

Les formules fournies permettent de calculer un indice CCME-WQI dont la valeur se situe entre 0 et 100. La qualité de l'eau peut alors être classée en cinq catégories selon les valeurs de CCME-WQI calculées, comme indiqué dans le Tableau II.11.

Tableau II.11: État de la qualité de l'eau selon la classification du CCME-WQI.

CCME-WQI	95-100	80-94	65-79	45-64	0-44
Etat de la qualité d'eau	excellente	Bonne	Equitable	Marginale	mauvaise

II.7.1.2 Qualité de l'eau pour l'irrigation

La qualité de l'eau utilisée pour l'irrigation exerce une influence notable sur les propriétés du sol, ce qui a des répercussions directes sur les performances des cultures agricoles. Il est primordial de saisir la qualité de l'eau employée pour l'irrigation ainsi que ses éventuelles répercussions nuisibles sur le développement des cultures. L'indice de qualité de l'eau est un outil utilisé pour évaluer de manière globale la qualité de l'eau d'irrigation, permettant ainsi une évaluation exhaustive de l'impact combiné de chaque paramètre de qualité de l'eau. L'évaluation de la qualité de l'eau d'irrigation a été réalisée en analysant divers paramètres tels que le pourcentage de sodium (Na %), le proportion d'absorption du sodium (SAR), le risque de magnésium (MH), le ratio de Kelly (KR), l'indice de perméabilité (PI), la salinité potentielle (PS), le carbonate de sodium résiduel (RSC) et le bicarbonate de sodium résiduel (RSBC) (Asadi et al., 2020; Maman Hassan et Firat Ersoy, 2022).

Cette étude a procédé à l'évaluation de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation en se basant sur les indices spécifiés. Les résultats ont été dérivés en effectuant des calculs basés sur les

formules exprimées en milliéquivalents par litre (meq·L⁻¹), telles que définies dans le Tableau II.12.

Tableau II.12 : Classification des indices de qualité de l'eau d'irrigation

Modèle de classification	Formules	Catégories	Valeurs de références	Références
Percent Sodium (%Na)	$\%Na = \frac{Na^+ + K^+}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+} * 100$	Excellente Bonne Admissible Médiocre Mauvaise	0 - 20 20 - 40 40 - 60 60 - 80 > 80	(Wilcox, 1955)
Sodium Absorption Ratio (SAR)	$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2}}$	Excellente Bonne Admissible Médiocre Mauvaise	< 2 2 - 12 12 - 22 22 - 32 > 32	(Richard, 1954)
Permeability Index (PI)	$PI = \frac{Na^+ + \sqrt{(HCO_3^-)}}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+} * 100$	Approprié Inapproprié	< 75 ≥ 75	(Doneen, 1964)
Residual Sodium Carbonate (RSC) (meq l ⁻¹)	$RSC = (HCO_3^- + CO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+})$	Admissible Inapproprié	< 1.25 ≥ 1.25	(Richard.USDA, 1954)
Magnesium hazard (MH)	$MH = \frac{Mg^{2+}}{Ca^{2+} + Mg^{2+}} * 100$	Admissible Inapproprié	< 50 ≥ 50	(Raghunath,1987)
Kelly's ratio (KR)	$KR = \frac{Na^+}{Ca^{2+} + Mg^{2+}}$	Admissible Inapproprié	< 1 ≥ 1	(Kelley,1940 ; Kelley,1963)
Potential salinity (PS)	$PS = Cl^- + \sqrt{SO_4^{2-}}$	Excellente à Bonne Bonne à médiocre Médiocre à mauvaise	< 3 3-5 > 5	(Doneen, 1964)
Residuel sodium bicarbonate (RSBC)	$RSBC = HCO_3^- - Ca^{2+}$	Non alkaline Normal Basse alkalinité	≤ 00 Equals 0 00 - 2.5 2.5 - 5	(Gupta and Gupta, 1983)

		Moyenne	5 -10	
		Alcalinité	> 10	
		Alcalinité élevé		
		Alcalinité très élevé		

II.7.1.3 Indices de Pollution des eaux

A/ Indice de Pollution de l'Eau (WPI)

Le Water Pollution Index (WPI) a été employé afin d'évaluer le degré de pollution global des barrages de Koudiet Medouar et de Tagharist. Cette étude a utilisé divers paramètres tels que le pH, la conductivité électrique (EC), les solides dissous totaux (TDS), les nitrates (NO_3^-), les chlorures (Cl^-), les sulfates (SO_4^{2-}), les bicarbonates (HCO_3^-), le sodium (Na^+), le potassium (K^+), le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}) et la dureté totale (TH) pour le calcul de l'indice WPI. L'étude a quantifié la charge de pollution liée à chaque paramètre en se basant sur l'équation spécifiée par Li et al. (2016) et Houssein et Patra (2020) :

$$PLi = \left(\frac{ci}{si} \right) \quad (13)$$

Où :

Ci désigne la concentration mesurée de chaque paramètre.

Si représente la norme observée de l'OMS (2011) pour chaque paramètre.

L'indice WPI global est ensuite déterminé à l'aide de l'équation suivante :

$$WPI = \sum \frac{PLi}{n} \quad (14)$$

Où :

n : représente le nombre de paramètres pris en compte dans le calcul de la charge de pollution.

La classification basée sur l'Indice de Pollution de l'Eau est divisée en quatre catégories, comme décrit dans le Tableau II.13 ci-dessous.

Tableau II.13 : Catégories de classification de l'état de pollution basé sur l'Indice de Pollution de l'Eau (WPI).

Gammes de WPI	CLASSES DE POLLUTION
WPI <0.5	Excellente
0.5-0.75	Bonne
0.75-1	Pollution modéré
WPI >1	Pollution élevé

B/ Indice de Pollution par les Nutriments (NuPI)

L'Indice de Pollution par les Nutriments (NuPI) a été calculé pour évaluer l'état de pollution du barrage. Le calcul du NuPI a été effectué en utilisant l'équation fournie par Tokatli (2021) :

$$NuPI = \frac{C_n}{MAC_n} + \frac{C_p}{MAC_p} \quad (15)$$

Où :

C_n représente la concentration moyenne des nitrates,

C_p représente la concentration moyenne des phosphates,

MAC_n désigne la concentration maximale autorisée des nitrates selon les Directives Algériennes de Qualité de l'Eau (2011),

MAC_p Il s'agit de la limite maximale permise pour la concentration des phosphates telle que définie dans les Directives Algériennes de Qualité de l'Eau de 2011.

La classification de l'Indice de Pollution par les Nutriments est divisée en quatre catégories, comme décrit dans le Tableau II.14 ci-dessous.

Tableau II.14 : Catégories de classification de l'état de pollution basé sur l'Indice de Pollution par les Nutriments (NuPI).

Valeurs de NuPI	Classes de NuPI
<1	Pas de pollution
1.0-3.0	Pollution modéré
3.1-6.0	Pollution élevé
06	Pollution très élevé

C/ Indice de Pollution Organique (OPI)

Dans cette étude, afin d'évaluer l'Indice de Pollution Organique (OPI), les méthodes décrites par Leclercq et Maquet (1987) ont été appliquées, en se fondant sur quatre paramètres : l'ammonium (NH_4^+), la Demande Chimique en Oxygène (DCO), la Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours (DBO_5), exprimée en mg. l^{-1} , ainsi que le nitrite (NO_2^-) et l'orthophosphate (PO_4^{3-}), exprimés en $\mu\text{g.l}^{-1}$. Ces paramètres ont été utilisés pour évaluer les niveaux de pollution dans les deux barrages, classés selon les degrés de pollution (voir Tableau II.16).

La méthodologie consiste à classer les valeurs des polluants en cinq classes et à déterminer le numéro de classe correspondant pour chaque paramètre, en fonction des mesures obtenues, afin de calculer ensuite une moyenne, comme indiqué dans le Tableau II.15 (Adour, 2001). Nous avons calculé les moyennes pour chaque paramètre (voir Tableau II.15) et les avons positionnées par rapport aux classes de pollution organique définies dans le Tableau II.16.

Tableau II.15 : Intervalles des classes des paramètres de l'OPI

Classes	DBO_5 (mg-O ₂ . L ⁻¹)	NH_4^+ (mg.L ⁻¹)	NO_2^- (μg. L ⁻¹)	PO_4^{3-} (μg. L ⁻¹)
5	<2	<0.1	<5	<15
4	2–5	0.1–0.9	6–10	16–75
3	5.1–10	1–2.4	11–50	76–250
2	10.1–15	2.5–6	51–150	251–900
1	>15	>6	>150	>900

Tableau II.16 : Catégories pour classifier l'état de pollution organique basé sur l'OPI

Valeurs de la pollution organique	Classes de la pollution organique
5 - 4.6	Pas de pollution organique
4.5-4	Basse pollution organique
3.9-3	Pollution organique modéré
2.9-2	Pollution organique élevé
1.9-1	Pollution organique très élevé

D/ Statut Trophique

La gestion des ressources aquatiques repose sur l'évaluation de la productivité biotique et de la concentration en nutriments au sein du système. Par conséquent, le suivi des concentrations en nutriments est essentiel pour préserver la productivité biotique des écosystèmes aquatiques. Cette approche garantit leur utilisation durable et protège les services écosystémiques qu'ils fournissent (Matlala, 2023). Les différents niveaux trophiques des écosystèmes aquatiques, ainsi que leurs concentrations en nutriments et les rapports TN : TP correspondants, sont présentés comme rapporté dans (Downing et McCauley, 1992 ; Yang et al., 2008), dans le Tableau II.17 ci-dessous.

Tableau II.17 : Niveaux Trophiques Basés sur les Concentrations en Azote Total (TN) et Phosphore Total (TP) ainsi que le Rapport TN : TP (Adapté et Modifié de Downing et McCauley, 1992 ; Yang et al., 2008)

Catégories	Description	TN (mg.L ⁻¹)	TP (mg.L ⁻¹)	TN: TP
Oligotrophique	Milieu aquatique caractérisé par un faible apport en nutriments, une faible production de matière organique, des taux de décomposition réduits et un cycle rapide des nutriments	0.25-0.50	0.005-0.010	> 100 Pas de modification (Naturelle)
Mésotrophique	Milieu aquatique caractérisé par une concentration en nutriments entraînant une productivité modérée.	0.51-1.0	0.011-0.030	51-100 Basse modification
Eutrophique	Milieu aquatique caractérisé par une abondance de nutriments et des taux de productivité élevés, souvent associés à un appauvrissement en oxygène.	1.1-2.0	0.031-0.10	21-50 Modification intermédiaire
Hypertrophique	Milieu aquatique caractérisé par une très faible diversité des espèces, une productivité élevée, une prolifération excessive de plantes aquatiques et des efflorescences algales.	2.0	0.10	<20 Fortement modifier

II.7.1.4 Rapports ioniques

Les rapports ioniques jouent un rôle fondamental dans l'analyse hydrogéochimique, en offrant des indices précieux sur l'origine et les processus de minéralisation des eaux naturelles, particulièrement dans les zones semi-arides. Ils servent à différencier les apports géologiques naturels (comme la dissolution du gypse ou de la dolomite) des possibles influences d'origine humaine (telles que les engrais agricoles), tout en donnant des informations sur l'incidence des variations climatiques et hydrologiques, telles que l'évaporation et la recharge. L'analyse des rapports ioniques tels que Cl/SO_4 , Ca^{2+}/Mg^{2+} et HCO_3/SO_4 permet de déduire les processus de dissolution et de précipitation minérale, de surveiller les variations de la qualité de l'eau et de développer des modèles prédictifs de l'évolution chimique des aquifères. Ainsi, ces rapports revêtent une importance primordiale dans la compréhension de la dynamique géochimique des ressources en eau et dans l'élaboration de stratégies de gestion durable. (Appelo & Postma, 2019 ; Gaillardet et al., 2019 ; Stumm & Morgan, 2020).

II.7.1.5 Rapports des nutriments

L'évaluation de la qualité de l'eau et de la santé des écosystèmes aquatiques repose largement sur l'analyse des rapports nutritifs présents. Ils se basent fréquemment sur l'analyse des niveaux de nutriments tels que l'azote, le phosphore et le silicium, qui ont un impact direct sur la productivité primaire des écosystèmes aquatiques (Dodds, 2003). Ces rapports sont utiles pour évaluer la répartition des éléments nutritifs essentiels et pour identifier les facteurs qui favorisent ou entravent la croissance des organismes aquatiques, en particulier du phytoplancton, qui occupe une place centrale dans la chaîne alimentaire des réservoirs et des plans d'eau douce (Sterner & Elser, 2002).

Dans le domaine de la gestion des ressources hydriques, les rapports nutritifs offrent des données précieuses permettant d'anticiper les dangers liés à l'eutrophisation, un processus susceptible de causer des blooms d'algues néfastes et de compromettre la qualité de l'eau (Smith et Schindler, 2009). Il est crucial de bien comprendre ces rapports afin de guider les stratégies de gestion écologique et de prévenir les dommages environnementaux dans les écosystèmes aquatiques (Conley et al., 2009).

II.7.1.6 Rapport DCO/DBO₅ par Station et Saison

Dans le cadre semi-aride du nord-est de l'Algérie, les barrages de Timgad et de Yabous occupent une place essentielle dans la gestion des ressources hydriques. Ces ouvrages hydrauliques reçoivent une diversité d'apports organiques issus à la fois de sources naturelles et anthropiques, qui sont influencés par les activités agricoles, industrielles et urbaines avoisinantes. L'examen des rapports DCO/DBO₅ pour ces deux barrages permet d'approfondir la compréhension de la biodégradabilité de la matière organique présente, en mettant en lumière la part des composés facilement dégradables et celle des composés réfractaires qui opposent une résistance à la dégradation.

D'après Samudro et Mangkoedihardjo (2010), le rapport DCO/DBO₅ est un paramètre utilisé pour évaluer la biodégradabilité de la matière organique et est classé comme suit :

- DCO/DBO₅ < 2 : La matière organique est facilement biodégradable, indiquant des apports principalement d'origine naturelle, tels que les débris végétaux et les résidus agricoles récents.
- DCO/DBO₅ entre 2 et 2,5 : La matière organique présente une biodégradabilité modérée. Cela pourrait résulter de sources mixtes, combinant matière organique naturelle et certains polluants organiques résistants.
- DCO/DBO₅ > 2,5 : La matière organique est principalement réfractaire et difficilement biodégradable. Ce cas est souvent associé aux apports industriels, aux matières organiques stables et aux produits chimiques résistant à la dégradation.

II.7.2 Exploitation des résultats phytoplanctoniques par des paramètres et des indices écologiques

A/ Fréquence en nombre (abondance relative)

La fréquence centésimale (Fc) est définie comme le pourcentage d'individus d'une espèce (ni) par rapport au total des individus recensés (N) dans un peuplement, ce qui en fait une mesure de l'abondance relative de cette espèce. Il est possible de la calculer pour un prélèvement particulier ou pour l'ensemble des prélèvements effectués dans une biocénose (Dajoz, 2003).

$$Fc = \frac{(ni)}{N} \times 100 \quad (16)$$

B/ Constance ou indice d'occurrence

La constance (C) se définit comme le quotient du nombre de relevés contenant l'espèce étudiée (Pi) par le nombre total de relevés (P), exprimé en pourcentage. (Dajoz, 2003).

$$C = \frac{Pi}{P} \times 100 \quad (17)$$

Bigot et Bodot (1973) catégorisent les espèces en différents groupes en se basant sur leur fréquence d'apparition :

- Les espèces constantes sont celles qui sont présentes dans 50 % ou plus des relevés effectués.
- Les espèces accessoires sont détectées dans 25 à 49 % des échantillons prélevés.
- Les espèces accidentelles sont celles retrouvées dans plus de 10 % et moins de 25 % des prélèvements.
- Les espèces considérées comme très accidentelles ou sporadiques sont caractérisées par une fréquence d'observation inférieure à 10 %.

C/ Analyse de similitude

C.1 Indice de SORENSEN

Pour évaluer la similarité ou la disparité dans la composition des peuplements, à la fois spatialement et temporellement, l'indice de SORENSEN, connu sous le nom de coefficient de similitude de SORENSEN (Qs) (Magurran, 1988), a été employé pour mener une analyse discriminante de la structure des relevés. L'indice est déterminé en utilisant la formule ci-dessous.:

$$Qs = \frac{2c}{a+b} \times 100 \quad (18)$$

où :

a représente le nombre d'espèces recensées dans le relevé 1.

b est le nombre d'espèces recensées dans le relevé 2.

c désigne le nombre d'espèces communes aux deux relevés.

II.7.3 Paramètres et indices de diversité des peuplements

A/ Indice de diversité de SHANNON

L'indice de diversité de Shannon découle d'une fonction développée par Shannon et Wiener, qui a été largement utilisée comme mesure de la diversité écologique. Il est parfois erronément appelé l'indice de Shannon-Weaver (Krebs, 1989 ; Magurran, 1988). Cet indice, représenté par la lettre H' , est basé sur la théorie de l'information. La diversité d'un écosystème est déterminée par la fréquence à laquelle chaque espèce est présente parmi l'ensemble des individus qui le composent. La quantité de H' , exprimée en bits, est déterminée par l'équation suivante. (Blondel, 1979 ; Dajoz, 2003 ; Magurran, 1988) :

$$H' = -\sum Pi \text{Log}_2 Pi \quad (19)$$

Où Pi est utilisé pour décrire la proportion des individus de l'espèce i par rapport au nombre total d'individus recensés (N), on a :

$$Pi = \frac{ni}{N} \quad (20)$$

Cet indice fournit une mesure de la diversité des espèces dans un milieu donné. Si tous les individus appartiennent à une seule espèce, l'indice de diversité H' est égal à 0 bits. À l'inverse, plus la diversité des espèces est grande, plus la valeur de H' augmente. Cet indice est indépendant de la taille de l'échantillon et prend en compte la distribution des individus entre les différentes espèces (Dajoz, 2003). Pour le calcul de cet indice, nous avons privilégié la richesse générique, c'est-à-dire le nombre d'espèces sans prendre en compte la spécificité des individus au sein de chaque genre.

B/Indice d'équipartition des populations (Équitabilité)

L'indice d'équipartition, également appelé équitabilité, est défini comme le rapport entre la diversité calculée (H') et la diversité théorique maximale (H'_{max}). On la définit comme le logarithme base 2 de la richesse totale des espèces (S) (Blondel, 1979) :

$$E = \frac{H'}{H'_{MAX}}; H'_{max} = \text{Log}_2 S \quad (21)$$

Cet indice varie entre 0 et 1. Une valeur proche de 0 ($E < 0,5$) indique que la quasi-totalité des individus est concentrée sur une seule espèce. En revanche, une valeur égale à 1 signifie que toutes les espèces ont une abondance équivalente (Barbault, 1981).

C/ Indice de Simpson

L'indice de Simpson, formulé par le statisticien Edward H. Simpson en 1949, évalue la probabilité que deux individus choisis au hasard soient de la même espèce ou du même groupe dans un peuplement donné. Cet indice est également célèbre pour être lié au fameux paradoxe de Simpson, où les conclusions statistiques peuvent être contre-intuitives selon la manière dont les données sont agrégées (Simpson, 1951).

En écologie, on définit l'indice de Simpson comme la probabilité que deux individus choisis au hasard appartiennent à la même espèce au sein d'un échantillon de population. La formule initiale se présente comme suit:

$$P(w) = \sum(p^2i) \quad (21)$$

Où La variable p_i désigne le rapport d'individus de l'espèce i , déterminé par l'équation $p_i = n_i/N$ où n_i représente le nombre d'individus de l'espèce i et N correspond au nombre total d'individus dans l'échantillon. Cet indice fournit une évaluation de l'uniformité du peuplement : une valeur proche de 1 indique un peuplement homogène, caractérisé par la domination d'une ou de quelques espèces. En revanche, un indice bas témoigne d'une grande diversité dans la répartition des espèces.

Diverses versions de l'indice de Simpson sont disponibles, variant en fonction de la taille de l'échantillon analysé. L'indice λ est appliqué à un ensemble infini dans le contexte d'un échantillonnage avec remise, alors que l'indice LL est utilisé pour un ensemble fini dans le cas d'un échantillonnage sans remise. Par exemple, en ce qui concerne le peuplement de phytoplancton en milieu marin, l'indice λ sera préféré, alors que pour une population d'oiseaux forestiers par hectare, l'indice LL sera plus adapté.

L'indice de Simpson est fréquemment accompagné de l'indice de diversité de Simpson, lequel est déterminé de la manière suivante ::

$$D = 1 - \lambda \text{ ou } D = 1 - L \quad (21)$$

Cet indice de diversité est plus intuitif et plus facile à interpréter. Un indice D égal à 0 signifie qu'il n'y a qu'une seule espèce dans le peuplement, tandis qu'un indice D proche de 1 indique une grande diversité d'espèces, avec une répartition plus équitable des individus entre les différentes espèces.

D/ Analyse multivariée

D.1 Analyse Canonique des Correspondances (CCA)

L'Analyse Canonique des Correspondances (CCA) est une méthode multivariée utilisée pour analyser les relations entre les espèces et leur environnement dans les données écologiques (Jeong, 2020). Bien que la CCA traditionnelle repose sur des hypothèses de relations linéaires, des avancées récentes ont introduit des extensions non linéaires. Zhou et al. (2023) ont proposé une CCA non linéaire (NCCA), qui reflète mieux les interactions non linéaires entre les espèces et leur environnement, surpassant les approches polynomiales précédentes.

La CCA trouve également des applications au-delà de l'écologie. Wang et al. (2020) ont souligné son potentiel pour l'analyse de données complexes en neurosciences. En outre, Lipovetsky (2022) a présenté l'Analyse Canonique de Corrélation de Concordance (CCCA) comme une extension de la CCA visant à maximiser le coefficient de corrélation de concordance de Lin au lieu de celui de Pearson. Cette méthode prend en considération à la fois la corrélation et la similarité des moyennes et des variances entre les agrégats, ce qui permet d'obtenir une évaluation plus approfondie de la concordance entre les ensembles de données.

Ces avancées mettent en lumière la progression constante des méthodes de CCA pour répondre à divers défis analytiques rencontrés dans de multiples domaines scientifiques.

D.2 Analyse Redondante des Données

L'Analyse de Redondance (RDA) est une méthode multivariée polyvalente utilisée en génomique paysagère pour modéliser les relations entre des prédicteurs environnementaux et les variations génomiques (Capblancq & Forester, 2021). Elle peut être appliquée à diverses tâches, telles que la sélection de variables, le partitionnement de la variance et l'étude des associations génotype-environnement.

La RDA s'est également avérée efficace pour la réduction de données à haute dimension, notamment dans le traitement des informations spectrales proche infrarouge, comme pour

l'authentification améliorée des huiles d'olive (Sánchez-Rodríguez et al., 2022). Pour les variables de réponse catégoriques, une version logistique de la RDA, basée sur des modèles linéaires généralisés, a été proposée comme alternative aux techniques linéaires classiques (Vicente-Villardón & Vicente-González, 2021).

Bien que distincte de la RDA, l'Analyse Discriminante Linéaire (LDA) est une autre méthode utilisée pour la réduction de dimension et la classification dans divers domaines (Zhou, 2020). La RDA et la LDA sont toutes deux des outils puissants permettant d'analyser des ensembles de données complexes et d'extraire des informations significatives à partir de données à haute dimension dans leurs domaines respectifs.

Résultats

III.1 Résultats

III.2 Paramètres physiques

L'étude des données relatives aux paramètres physiques du barrage de Timgad et du barrage de Yabous sur une période d'un an révèle des fluctuations saisonnières significatives, ainsi que des disparités remarquables entre les différentes stations de mesure. Ces variations, caractéristiques des écosystèmes aquatiques, témoignent de l'impact des conditions météorologiques locales et des apports hydriques.

III.2.1 Température

Pour le barrage de Timgad, les mesures de la température de l'eau présentées dans la Figure III.1 mettent en évidence une variation thermique notable tout au long de l'année. La température moyenne s'établit à $(18,85 \pm 5,31)^\circ\text{C}$, avec un minimum enregistré de $9,00^\circ\text{C}$ à la station TMG01 en janvier 2023, et un maximum de $28,00^\circ\text{C}$ observé à la station TMG03 en mai 2022.

En ce qui concerne le barrage de Yabous, la température de l'eau (voir Figure III.1) affiche une moyenne de $(20,76 \pm 3,72)^\circ\text{C}$, avec des variations saisonnières significatives. En mars 2023, la station YBS05 enregistre la température la plus basse de 17°C , tandis qu'en août 2022, la même station enregistre la température la plus élevée de 27°C .

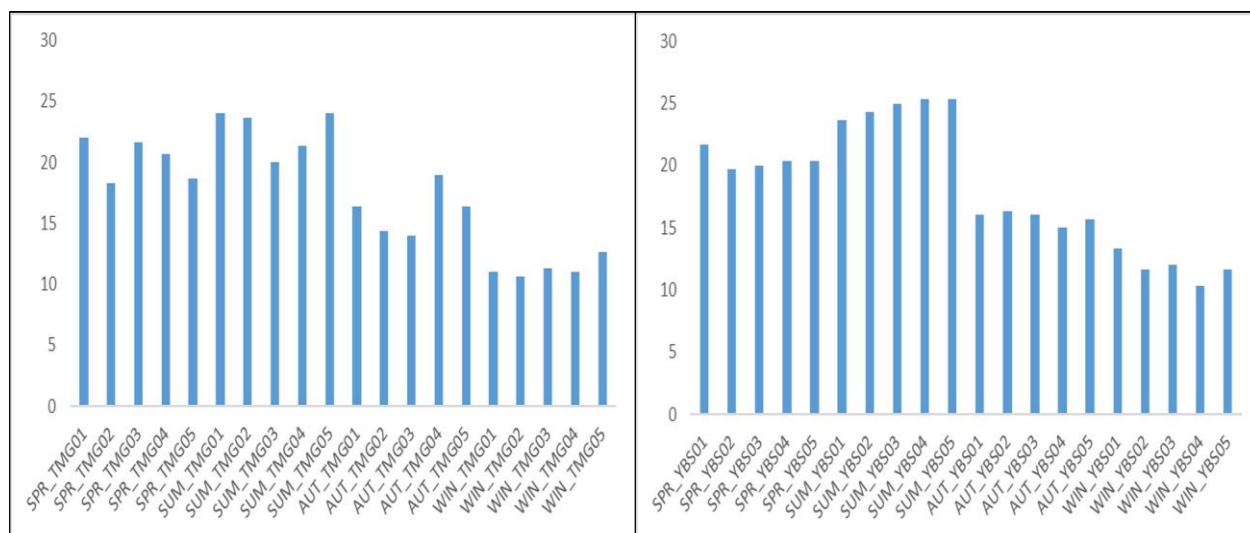


Figure III.1 : Variation saisonnière de la température exprimée en (°C) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023) (TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.2.2 Salinité

Dans la Figure III.2, La salinité des eaux du barrage de Timgad est relativement stable, avec une moyenne de $0,67 \pm 0,180$ PSU et des valeurs oscillantes entre 0,50 PSU (station TMG03 en juillet et en septembre 2022) et 1,40 PSU (station TMG01 en avril 2023). Cela reflète une faible influence des apports externes en sels dissous, avec des fluctuations liées principalement à l'évaporation et aux précipitations.

La salinité (S) dans le barrage de Yabous (Figure III.2) reste globalement stable tout au long de l'année avec une moyenne de $(0,17 \pm 0,04)$ PSU. La salinité la plus faible est mesurée à la station YBS01 en mai 2022 (0,1 PSU), et la plus élevée est relevée à plusieurs stations en novembre 2022 et janvier 2023 (0,2 PSU). Cette stabilité relative pourrait indiquer une faible influence des apports externes en sels dissous ou une homogénéité de la source d'alimentation en eau.

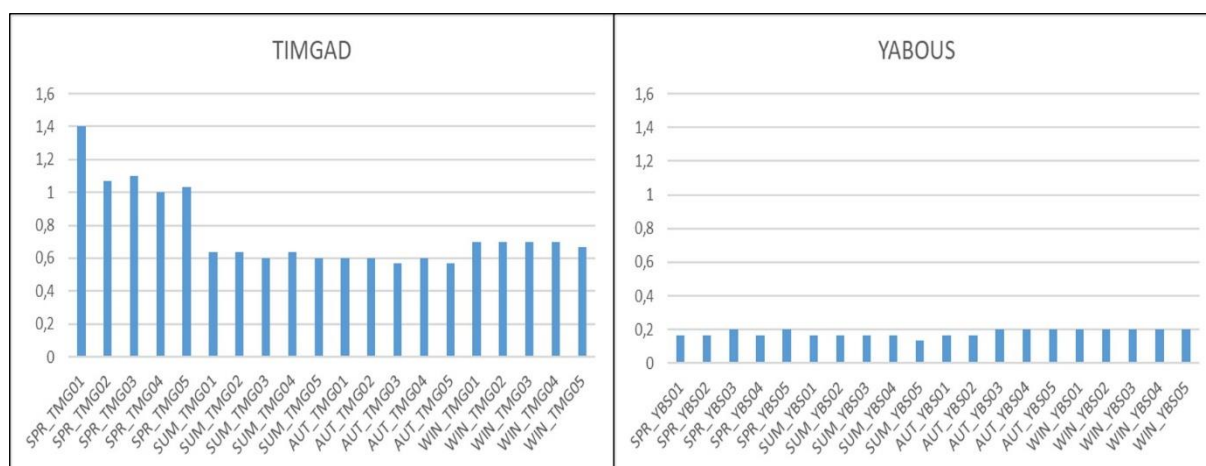


Figure III.2:Variation saisonnière de salinité exprimée en (PSU) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.2.3 Conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) du barrage de Timgad (Figure III.3), qui est indicative de la concentration en ions dissous, affiche une moyenne de $(1398,31 \pm 308,73)$ $\mu\text{S}/\text{cm}$. La valeur la plus basse de conductivité a été enregistrée à la station TMG03 en juillet 2022 (1040 $\mu\text{S}/\text{cm}$), tandis que la valeur la plus élevée a été observée en mars 2023 (2560 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à TMG03). La

Figure III.3 illustre la conductivité électrique (CE) du barrage de Yabous, avec une moyenne de $(536,87 \pm 77,84)$ $\mu\text{S}/\text{cm}$. En mai 2022, la station YBS02 enregistre la plus faible conductivité mesurée, s'élevant à $313 \mu\text{S}/\text{cm}$, tandis qu'en avril 2023, la station YBS05 atteint la valeur la plus élevée de $601 \mu\text{S}/\text{cm}$.

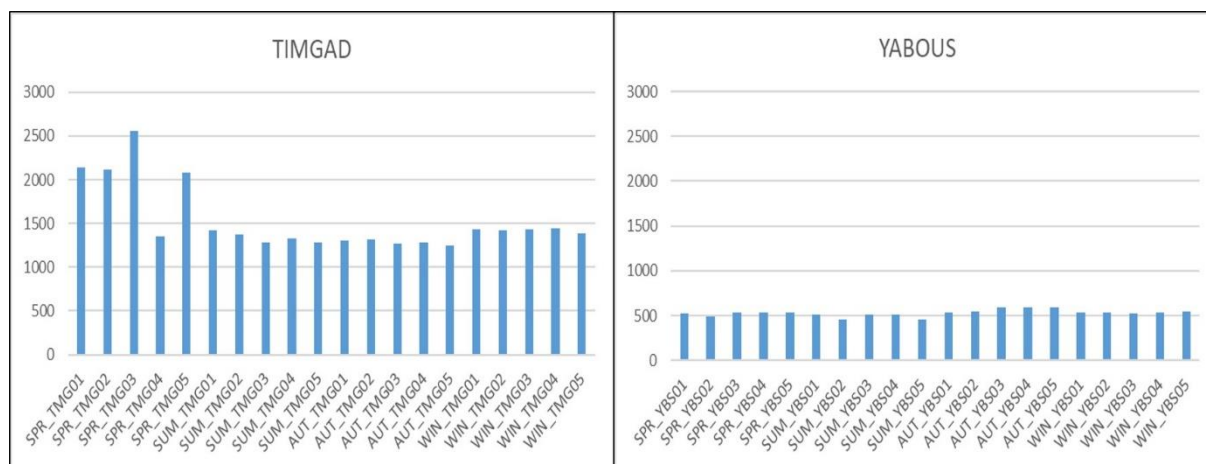


Figure III.3: Variation saisonnière de la conductivité électrique exprimée en ($\mu\text{s}/\text{cm}$) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)

III.2.4 Totaux des sels dissous (TDS)

Les solides dissous totaux (TDS) de barrage de Timgad dans la Figure III.4 sont fortement corrélés avec la conductivité électrique, dont la moyenne est de $(1389,63 \pm 319,77)$ mg/L , variant entre $1039 \text{ mg}/\text{L}$ (TMG03 en juillet 2022) et $2530 \text{ mg}/\text{L}$ (TMG03 en mars 2023).

Les solides dissous totaux (TDS) de barrage de Yabous (Figure III.4) montrent une tendance similaire à la CE avec une moyenne de $(536,37 \pm 77,83)$ mg/L . La concentration la plus basse en TDS est observée à la station YBS02 en mai 2022 avec $314 \text{ mg}/\text{L}$ et la plus élevée à la station YBS05 en avril 2023 ($601 \text{ mg}/\text{L}$). L'évaporation intense pendant les mois d'été contribué à l'augmentation de cette concentration, tandis que les apports d'eau douce au cours des périodes de pluie réduisent cette valeur.

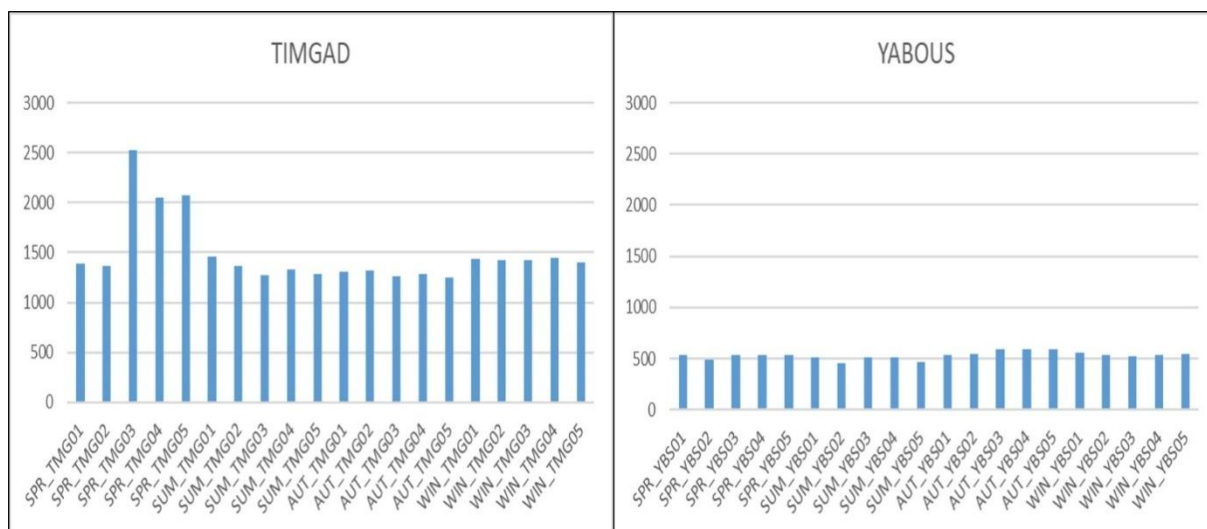


Figure III.4: Variation saisonnière des totaux des sels dissous exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.2.5 Potentiel Hydrogène (pH)

Le pH des eaux du barrage de Timgad reste globalement neutre à légèrement alcalin (Figure III.5), avec une moyenne de $(7,67 \pm 0,37)$, fluctuant entre 7,11 à TMG03 en mars 2023 et 8,50 à TMG05 en mai 2022.

Dans la Figure III.5, Le pH des eaux du barrage de Yabous demeure légèrement alcalin, avec une moyenne de $(7,95 \pm 0,21)$. La station YBS03 a enregistré la valeur la plus basse. en février 2023 (7,66), tandis que la plus élevée est relevée à la station YBS02 en avril 2023 (8,69).

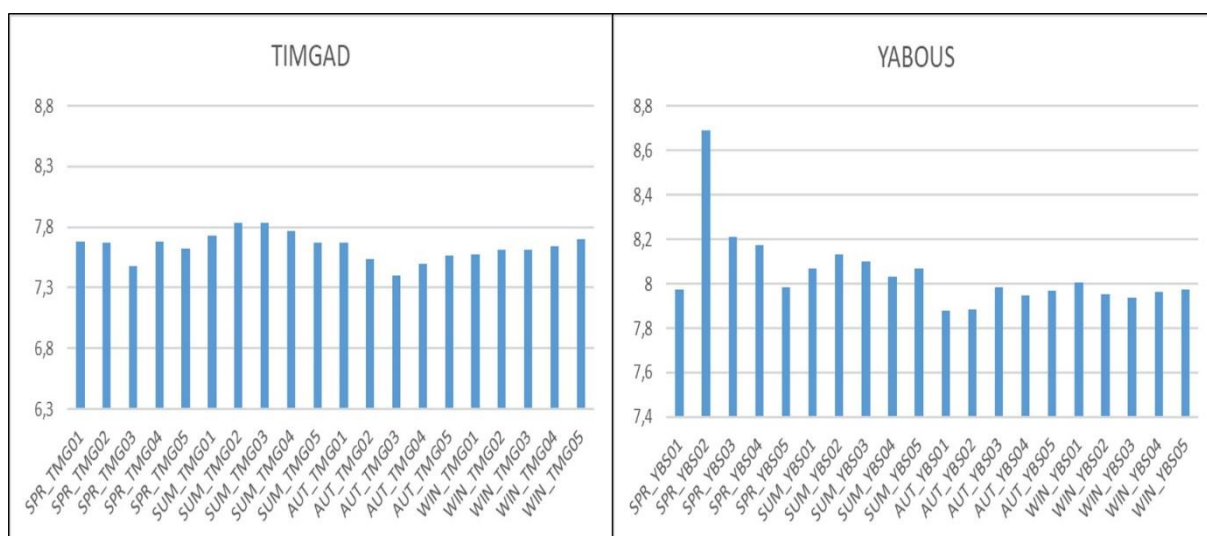


Figure III.5: Variation saisonnière de pH des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 - Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.2.6 Oxygène Dissous

La concentration en oxygène dissous (DO2) du barrage de Timgad (Figure III.6) présente une moyenne de $(7,00 \pm 1,05)$ mg/L, avec des valeurs variant de 4,92 mg/L à la station TMG03 en mars 2023 à 8,060 mg/L à la station TMG01 en mai 2022. Durant la saison hivernale, on observe une diminution de la concentration en oxygène dissous, vraisemblablement due à la réduction de l'activité photosynthétique. On peut également observer cette tendance dans le taux de saturation en oxygène (%O2)..

Dans le cas de barrage de Yabous, l'oxygène dissous (O2) (Figure III.6) présente une moyenne de $(7,46 \pm 0,59)$ mg/L, avec une baisse notable en juin 2022 à la station YBS01 (6,21 mg/L) et une concentration maximale de 8,82 mg/L relevée à la station YBS05 en octobre 2022.

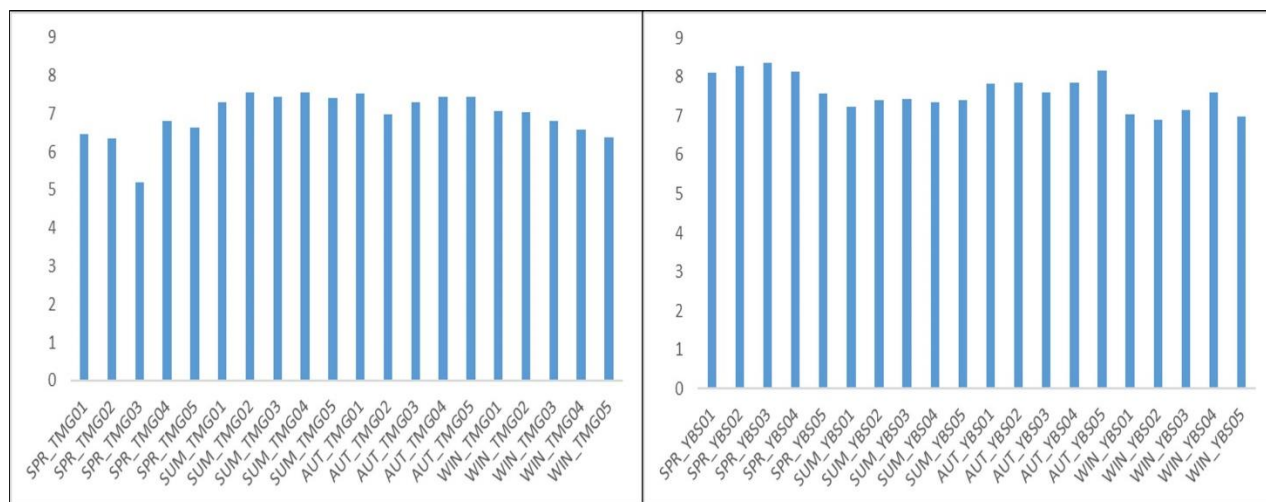


Figure III.6: Variation saisonnière de l'oxygène dissous exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)

III.2.7 Pourcentages de saturation en oxygène

Le taux de saturation en oxygène des eaux du barrage de Timgad, tel qu'illustré dans la Figure III.7, est en moyenne de $(92,18 \pm 10,90)$ %. La station TMG03 en mars 2023 affiche le taux le

plus bas (51,30%), tandis que la station TMG01 en mai 2022 atteint une saturation maximale de 107,50%.

Le pourcentage de saturation en oxygène (%O₂) dans le barrage de Yabous montre une moyenne de (95,60±4,11) %. La valeur la plus basse est enregistrée à la station YBS04 en juin 2022 (88,6%) et la plus élevée à YBS02 en janvier 2023 (112,9%) (Figure III.7). Les valeurs supérieures à 100% peuvent être attribuées à une intense activité photosynthétique, notamment lors des mois de printemps

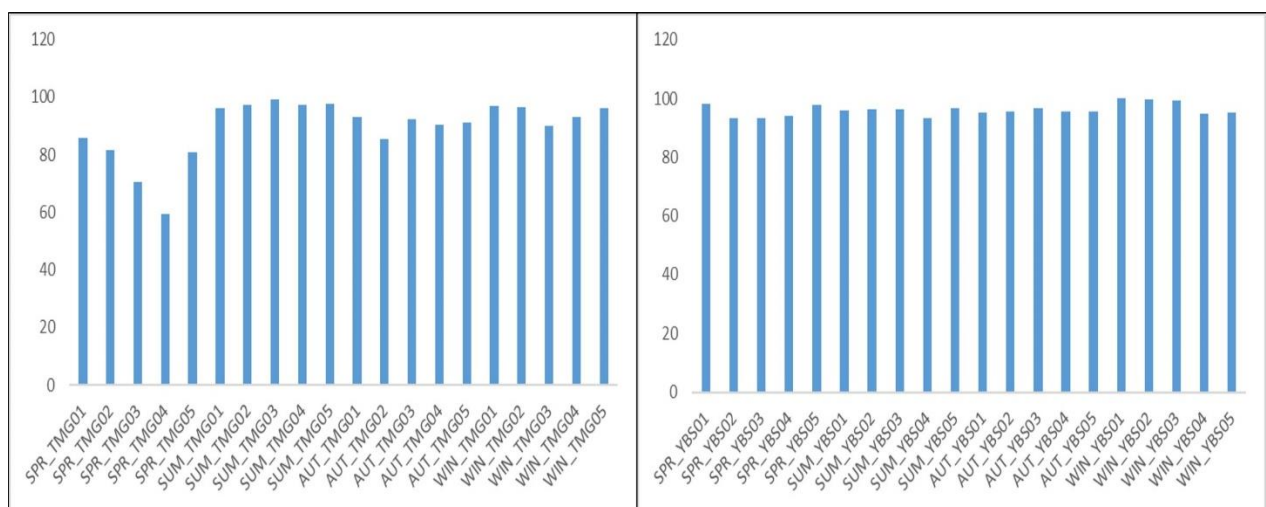


Figure III.7: Variation saisonnière de la saturation en oxygène exprimée en (%) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.2.8 Pression partielle d’oxygène

La pression partielle d’oxygène (Pr O₂) de barrage de Timgad dans la Figure III.8, qui suit les mêmes fluctuations que l’oxygène dissous, affiche une moyenne de (168,49±25,38) Mbar. La valeur la plus faible est relevée en mars 2023 à la station TMG03 (94,80 Mbar), tandis que la pression partielle la plus élevée est mesurée en mai 2022 à la station TMG01 (194,20 Mbar), ces résultats confirment que les périodes printanières sont caractérisées par des conditions propices à une meilleure oxygénation, alors que l’hiver et le début du printemps montrent des niveaux plus faibles.

La pression partielle d’oxygène (Pr O₂) des eaux de barrage de Yabous (Figure III.8) reflète les mêmes tendances avec une moyenne de (176,90±8,02) Mbar. La pression partielle la plus basse est relevée à la station YBS04 en juin 2022 (163,4 Mbar) et la plus élevée en janvier 2023 à la station YBS02 (199,5 Mbar). La présence d’une pression partielle élevée en hiver pourrait être liée à des phénomènes de sursaturation, associés à des conditions de faible évaporation et à une activité biologique plus modérée.

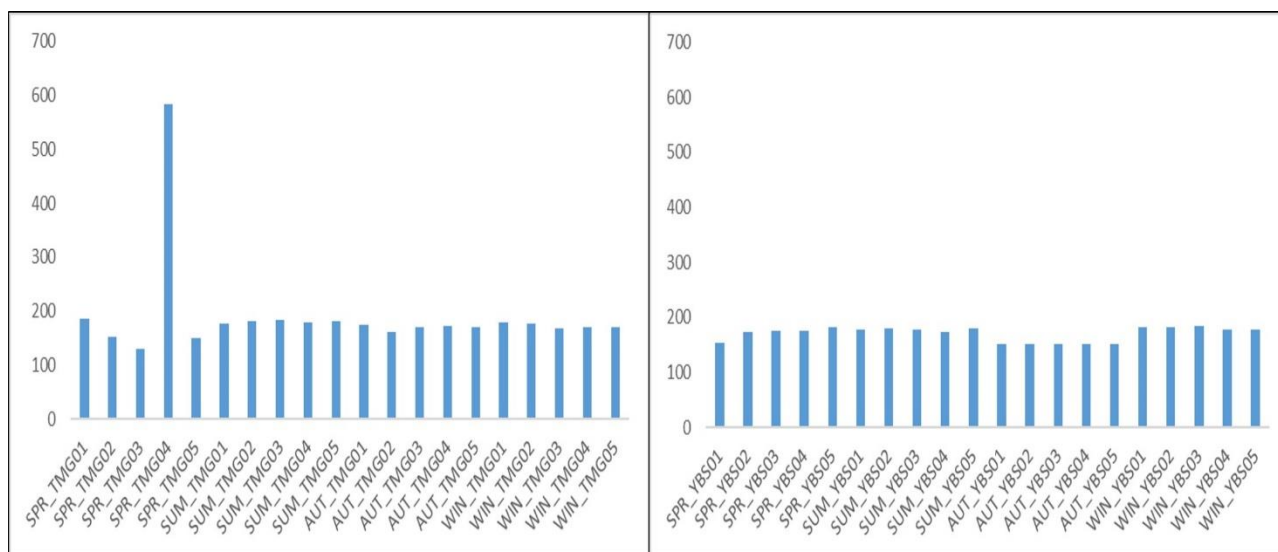


Figure III.8: Variation saisonnière de la pression partielle d’oxygène exprimée en (Mbar) des eaux dans les deux barrages d’étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.2.6.9 Turbidité

La turbidité des échantillons d’eau de barrage de Timgad selon la figure III.9, oscille entre 0,90 NTU (TMG04_28_06_2022) et 140,48 NTU (TMG01_27_11_2022), avec une moyenne de (15,37±15,92) NTU. Ce paramètre reflète la clarté de l’eau et est souvent influencé par les MES, les micro-organismes et la matière organique (Davies-Colley & Smith, 2001). Une forte turbidité peut affecter la photosynthèse aquatique et l’habitat des organismes aquatiques.

Dans le barrage de Yabous (Figure III.9), la turbidité oscille entre 0,22 NTU (YBS03_25_12_2022) et 43,16 NTU (YBS05_26_07_2022), avec une moyenne de (9,91±10,76) NTU.

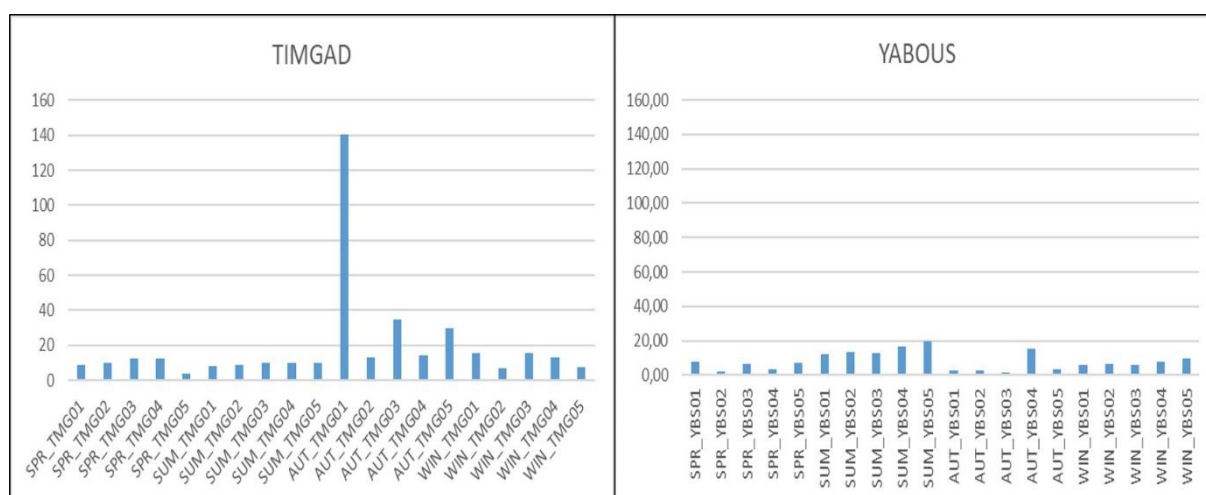


Figure III.9: Variation saisonnière de la turbidité exprimée en (NTU) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.3 Hydrochimie Générale

III.3.1 Anions

III.3.1.1 Chlorures

Les chlorures (Cl⁻) dans la Figure III.10 présentent des valeurs allant de 137,71 mg/L à la station TMG05 (le 27 novembre 2022) à 788,75 mg/L à la station TMG01 (le même jour), avec une moyenne générale de $(322,33 \pm 174,58)$ mg/L.

Les concentrations en chlorures dans les échantillons analysés de barrage de Yabous (Figure III.10) varient de 53,25 mg/L à 88,75 mg/L, avec une moyenne de $(65,39 \pm 15,07)$ mg/L. La concentration la plus faible a été mesurée le 21/05/2022 dans l'échantillon YBS01, tandis que la plus élevée provient de YBS05 du 26/01/2023.

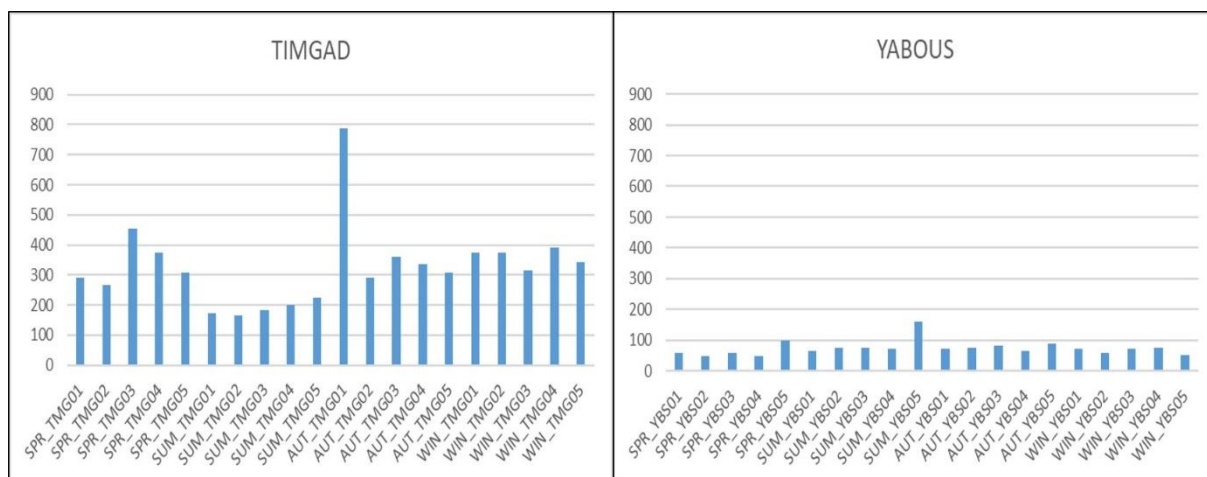


Figure III.10: Variation saisonnière des chlorures exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.3.1.2 Sulfates

Dans le barrage de Timgad (Figure III.11), Les sulfates (SO_4^{2-}), qui varient de 153,75 mg/L à la station TMG05 (le 21 mai 2022) à 680,10 mg/L à la même station (le 23 avril 2023), présentent une moyenne de $(320,33 \pm 149,15)$ mg/L..

Les sulfates dans le barrage de Yabous (Figure III.11), présentent des concentrations élevées, variant de 141,23 mg/L à 2043,71mg/L, avec une moyenne de $(674,23 \pm 484,12)$ mg/L. L'échantillon YBS02 du 26/10/2022 affiche la concentration minimale, tandis que la plus haute valeur est observée dans YBS05 du 26/03/2023.

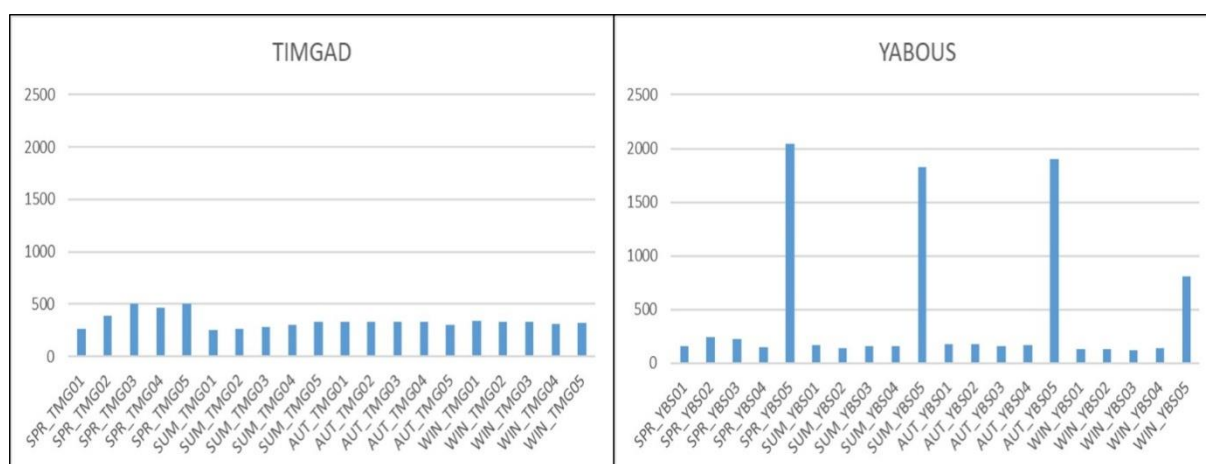


Figure III.11: Variation saisonnière desulfates exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.3.1.3 Bicarbonates

Les bicarbonates (HCO_3^-) dans le barrage deTimgad (Figure III.12) oscillent entre 42,35 mg/L (TMG01, le 27 novembre 2022) et 219,66 mg/L (TMG05, le 23 avril 2023), avec une moyenne de $(125,45 \pm 51,77)$ mg/L. Ces valeurs indiquent une contribution notable de la dissolution des carbonates dans le bassin versant, influençant directement l'alcalinité de l'eau.

Les concentrations en bicarbonates dans le barrage de Yabous (Figure III.12) varient de 51,68 mg/L à 362,12 mg/L, avec une moyenne de $(147,13 \pm 62,19)$ mg/L. La valeur minimale est relevée dans l'échantillon YBS04 du 22/01/2023, tandis que la valeur maximale est observée pour YBS02 le 26/01/2023.

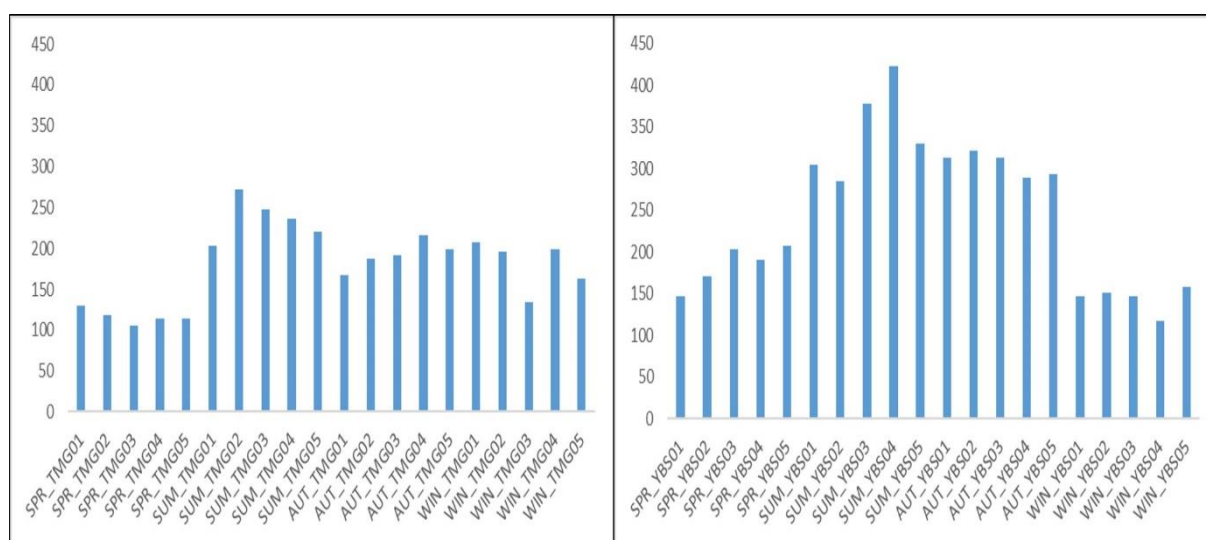


Figure III.12: Variation saisonnière desbicarbonates exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.3.2 Cations

III.3.2.1 Calcium

La concentration en calcium (Ca^{2+}), un élément crucial pour la minéralisation de l'eau retenue dans le réservoir de Timgad (Figure III.13), présente une variation allant de 30,33 mg/L (TMG03, le 21 mai 2022) à 71,84 mg/L (TMG05, le 23 avril 2023), avec une moyenne de $(49,74 \pm 13,12)$ mg/L.

La concentration en calcium dans le barrage de Yabous (Figure III.13) varie de 1,47 mg/L à 49,13 mg/L, avec une moyenne de $(26,47 \pm 10,13)$ mg/L. La concentration minimale a été évaluée dans l'échantillon YBS02 le 27 décembre 2022, alors que la concentration maximale a été observée dans l'échantillon YBS05 le 28 janvier 2023.

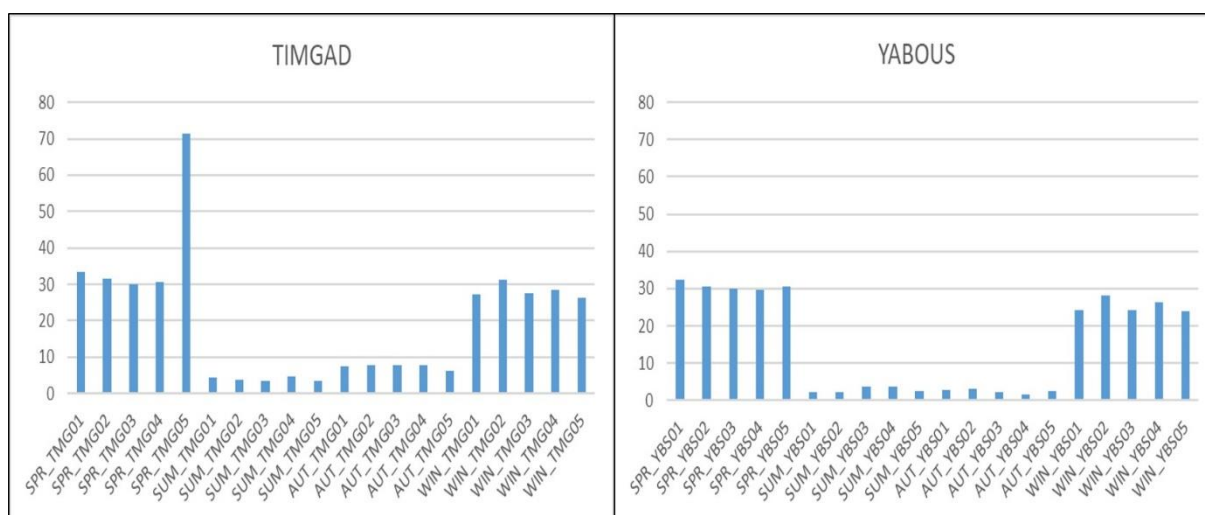


Figure III.13: Variation saisonnière de calcium exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.3.3.2 Magnésium

Le magnésium (Mg^{2+}) dans le barrage de Timgad (Figure III.14), varie de 52,15 mg/L (TMG03, le 22 janvier 2023) à 141,71 mg/L (TMG05, le 28 août 2022), avec une moyenne de $(90,38 \pm 27,18)$ mg/L, provient principalement de la dissolution de minéraux tels que la dolomie. Tout comme le calcium, le magnésium contribue à la minéralisation de l'eau, notamment dans les installations où les concentrations sont élevées.

Au sein du barrage de Yabous (Figure III.14), les niveaux de magnésium varient de 39,55 mg/L à 93,59 mg/L, avec une valeur moyenne de $(58,32 \pm 10,44)$ mg/L. La plus petite valeur a été enregistrée dans YBS01 le 27/11/2022, tandis que la plus grande a été relevée dans YBS05 le 28/01/2023. Le magnésium, tout comme le calcium, constitue un facteur important de la minéralisation de l'eau et est également issu de l'érosion des roches, notamment celles renfermant de la dolomite.

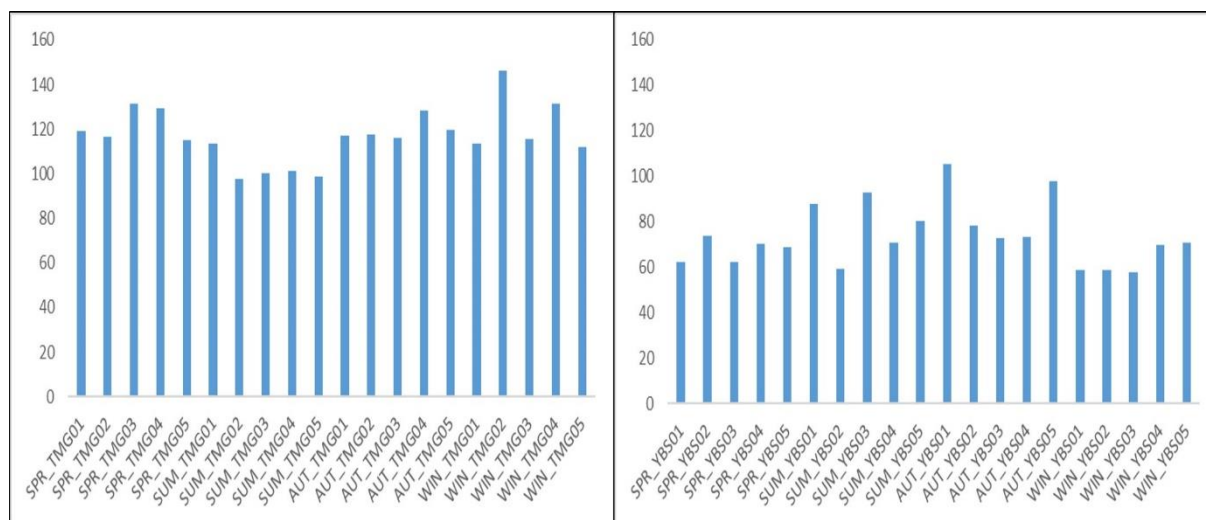


Figure III.14: Variation saisonnière de magnésium exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.3.3.3 Sodium

Les concentrations de sodium (Na^+) dans le barrage de Timgad (Figure III.15), varient de 140,22 mg/L (TMG02, le 26 juillet 2022) à 341,46 mg/L (TMG05, le 23 avril 2023), avec une moyenne de $(209,19 \pm 60,95)$ mg/L.

Les teneurs en sodium a Yabous (Figure III.15) varient entre 4,81 mg/L et 41,69 mg/L, avec une moyenne de $(17,89 \pm 8,62)$ mg/L. La concentration minimale est observée dans YBS01 le 21/05/2022, tandis que la concentration maximale est relevée dans YBS04 le 27/01/2023.

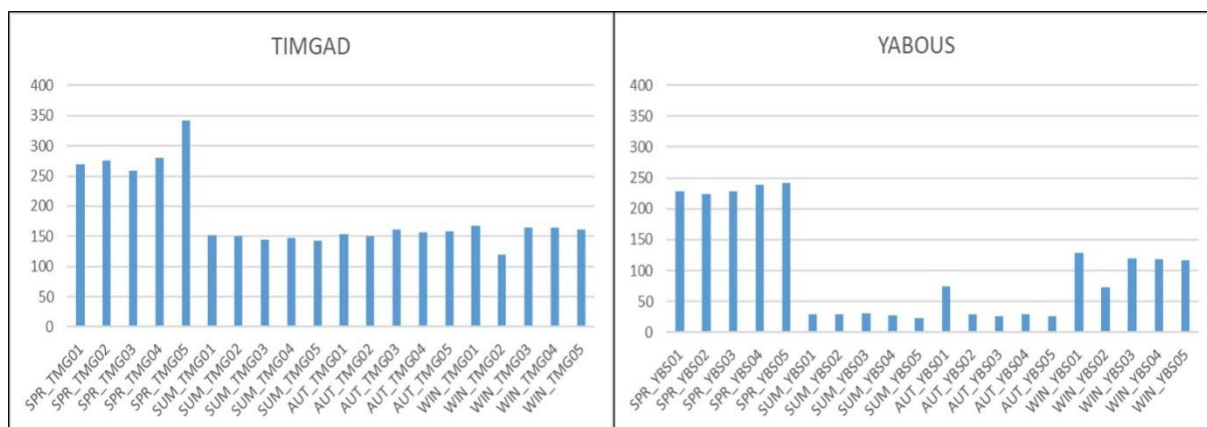


Figure III.15: Variation saisonnière de sodium exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.3.3.4 Potassium

Dans le barrage de Timgad (Figure III.16), Le potassium (K^+), avec des concentrations comprises entre 3,08 mg/L (TMG01, le 27 novembre 2022) et 11,00 mg/L (TMG02, le 26 juillet 2022), présente une moyenne de $(6,88 \pm 2,08)$ mg/L.

Les niveaux de potassium dans le réservoir de Yabous, comme illustré dans la Figure III.16, varient de 1,33 mg/L à 5,37 mg/L, avec une moyenne de $(3,12 \pm 1,21)$ mg/L. Les valeurs minimales et maximales sont enregistrées respectivement le 21/05/2022 pour YBS03 et le 26/10/2022 pour YBS05.

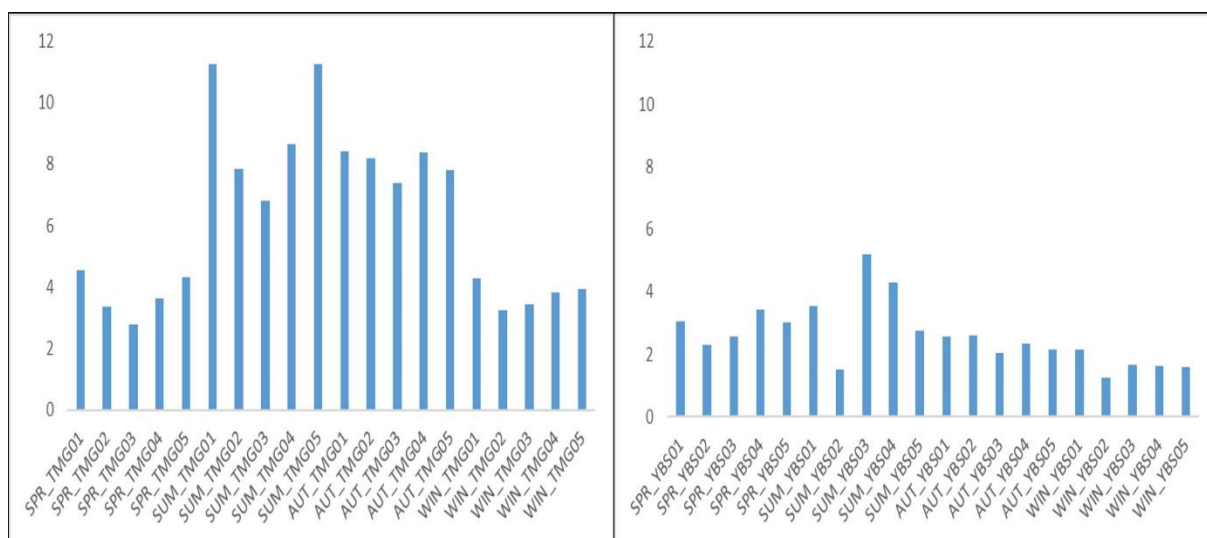


Figure III.16: Variation saisonnière de potassium exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.3.3.5 Dureté totale

La dureté totale de l'eau, qui est déterminée par les concentrations combinées de calcium et de magnésium (Figure III.17), varie – a Timgad- de 80,39 mg/L (TMG05, le 21 mai 2022) à 141,71 mg/L (TMG05, le 28 août 2022), avec une moyenne de $(110,59 \pm 25,83)$ mg/L. Ces valeurs de dureté indiquent que l'eau du barrage de Timgad est modérément à très dure.

La dureté totale, dans le barrage de Yabous (Figure III.17), varie entre 47,87 mg/L et 97,75 mg/L, avec une moyenne de $(63,22 \pm 13,47)$ mg/L. Les valeurs les plus faibles et les plus élevées ont été mesurées dans YBS02 le 22/01/2023 et dans YBS05 le 28/01/2023.

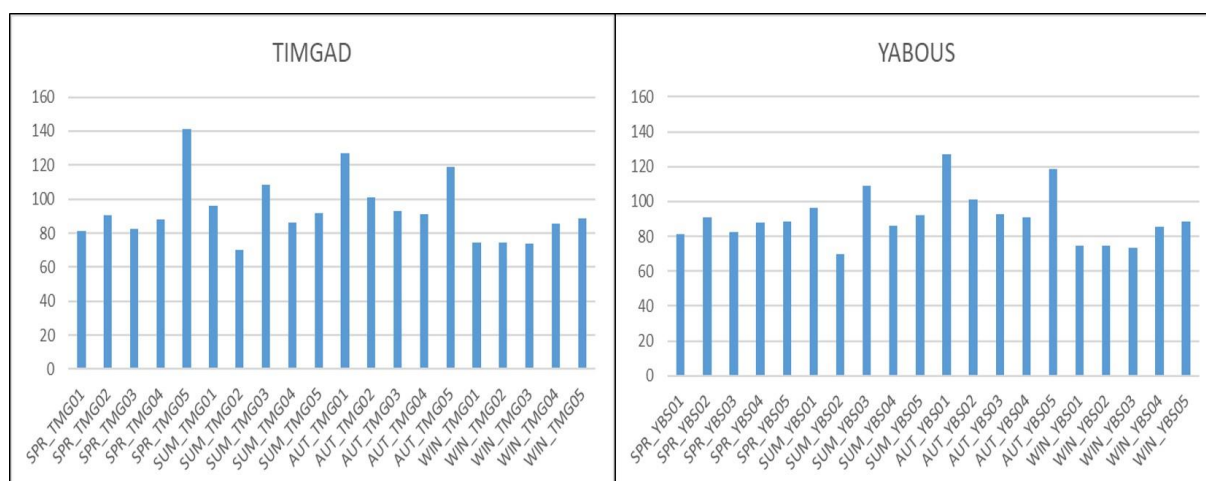


Figure III.17: Variation saisonnière de la dureté totale exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.3.3.6 Baryum

Les concentrations relevées en baryum (Ba) au Barrage de Timgad (Figure III.18) varient entre 2,00 mg/L (station TMG02_19_02_2023) et 14,99 mg/L (station TMG05_23_04_2023), avec une moyenne de $(5,37 \pm 2,88)$ mg/L, témoignant d'une variabilité modérée entre les sites d'échantillonnage.

Les niveaux de concentration en baryum (Ba) observés dans le réservoir de Yabous (Figure III.18) s'échelonnent de 0,73 mg/L, enregistrés à la station YBS02_26_07_2022, à 14,99

mg/L à la station YBS05_23_04_2023. La moyenne de concentration est de $(3,60 \pm 3,77)$ mg/L, reflétant une variation importante entre les stations.

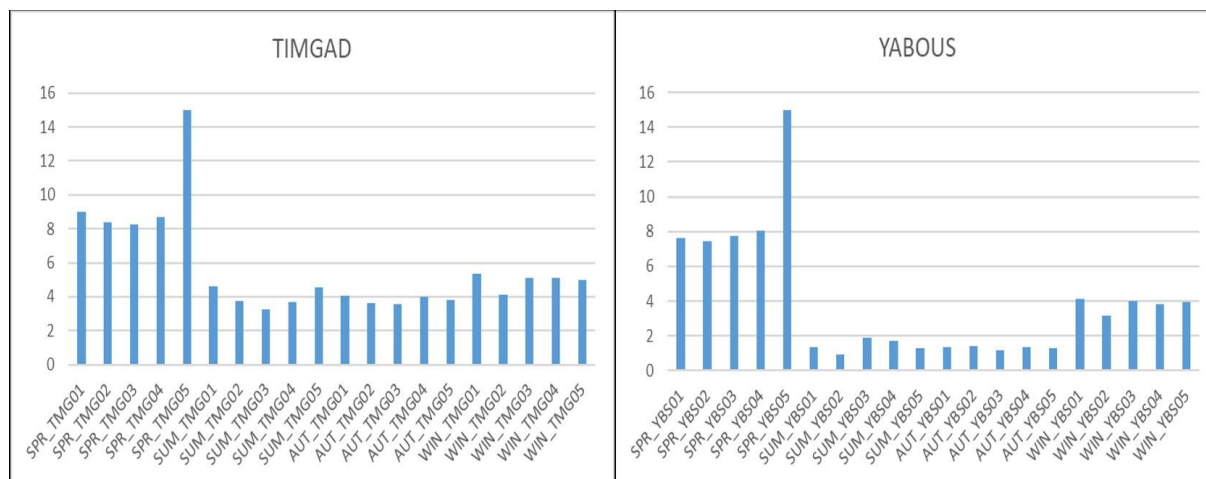


Figure III.18 : Variation saisonnière de baryum exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.3.3.7 Lithium

Les concentrations en lithium (Li) au barrage de Timgad (Figure III.19), quant à elles, varient de 4,49 µg/L (station TMG02_19_02_2023) à 187,50 µg/L (station TMG05_25_12_2022), avec une moyenne de $(45,21 \pm 56,78)$ µg/L, indiquant une dispersion significative et une hétérogénéité marquée entre les stations.

En ce qui concerne le lithium (Li) dans le barrage de Yabous (Figure III.19), les concentrations relevées varient entre 2,95 µg/L à la station YBS04_21_05_2022 et 62,18 µg/L à la station YBS05_27_11_2022, avec une concentration moyenne de $(20,32 \pm 19,54)$ µg/L.

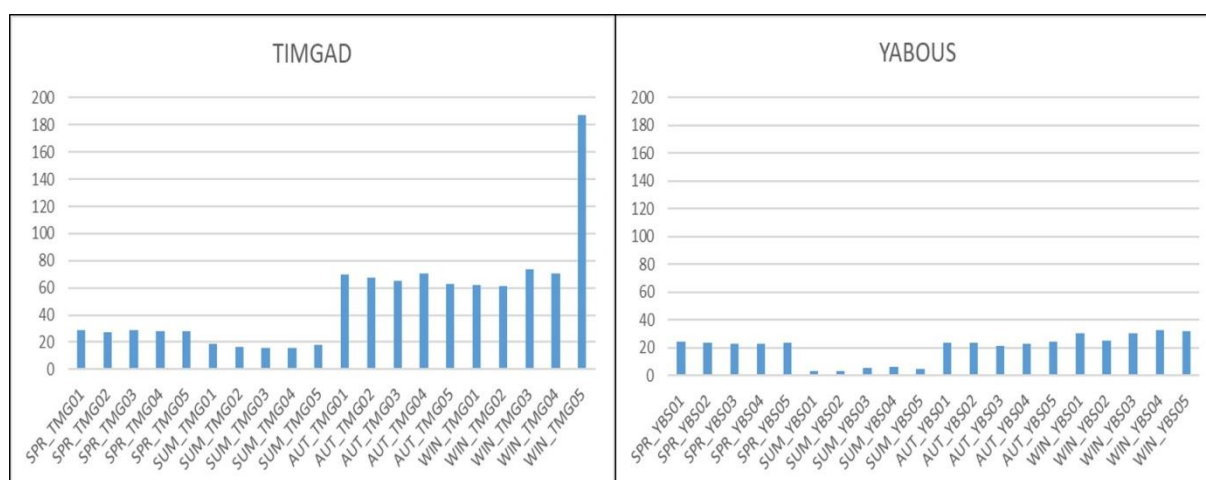


Figure III.19: Variation saisonnière de lithium exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.4 Rapports ioniques

III.4.1 Barrage de Timgad

III.4.1.1 Analyse du Rapport Cl^-/SO_4^{2-}

III.4.1.1.1 Variations du Rapport Cl^-/SO_4^{2-} et Implications Géochimiques

La présence de sulfates en concentration élevée, reflétée par un rapport Cl^-/SO_4^{2-} inférieur à 1 dans de nombreux échantillons, suggère une minéralisation influencée par des sources géologiques sulfatées, comme la dissolution du gypse, une source bien documentée dans l'hydrochimie des aquifères contenant des roches sédimentaires évaporitiques (Appelo & Postma, 2019). Dans de tels contextes, les sulfates dominent en raison de la dissolution de minéraux sulfatés qui libèrent SO_4^{2-} dans les eaux souterraines, surtout en présence de gypse ou d'anhydrite dans le substrat géologique (Stumm & Morgan, 2020). Selon Detay (2021), l'oxydation des minéraux sulfurés, comme la pyrite (FeS_2), peut également contribuer aux concentrations de sulfate, notamment dans des environnements oxydants où des réactions de dégradation peuvent se produire (Figure III.20).

III.4.1.1.2 Influence des Facteurs Climatiques et du Cycle Hydrologique

Les variations saisonnières du cycle hydrologique ont un impact significatif sur la variabilité des rapports entre les ions Cl^- et SO_4^{2-} , étant donné que les périodes de sécheresse et de pluie

ont une incidence directe sur la concentration de ces ions dans les eaux de surface. D'après Carey et ses collègues (2022), lors des périodes de faible précipitation, les processus d'évaporation conduisent à une concentration des ions dans les eaux résiduelles, ce qui se traduit par une augmentation du rapport Cl^-/SO_4^{2-} lorsque l'évaporation est importante. En revanche, les précipitations entraînent une diminution des concentrations ioniques, ce qui conduit à une baisse du rapport Cl^-/SO_4^{2-} (Figure III.20).

III.4.1.1.3 Hypothèse de Mélange d'Eaux et Sources Multiples

Les variations du rapport Cl^-/SO_4^{2-} pourraient également suggérer un mélange d'eaux provenant de différentes sources, ayant chacune des compositions chimiques distinctes., la diversité des concentrations ioniques observée au sein d'un bassin versant peut témoigner d'un mélange entre les eaux souterraines à forte teneur en chlorures et les eaux de surface prédominées par les sulfates. Ce phénomène est fréquemment constaté dans les systèmes hydrologiques complexes où les interactions dynamiques entre les eaux de surface et les eaux souterraines favorisent l'infiltration de l'eau de pluie diluée en sulfates dans des aquifères contenant des concentrations plus élevées en chlorures (Figure III.20).

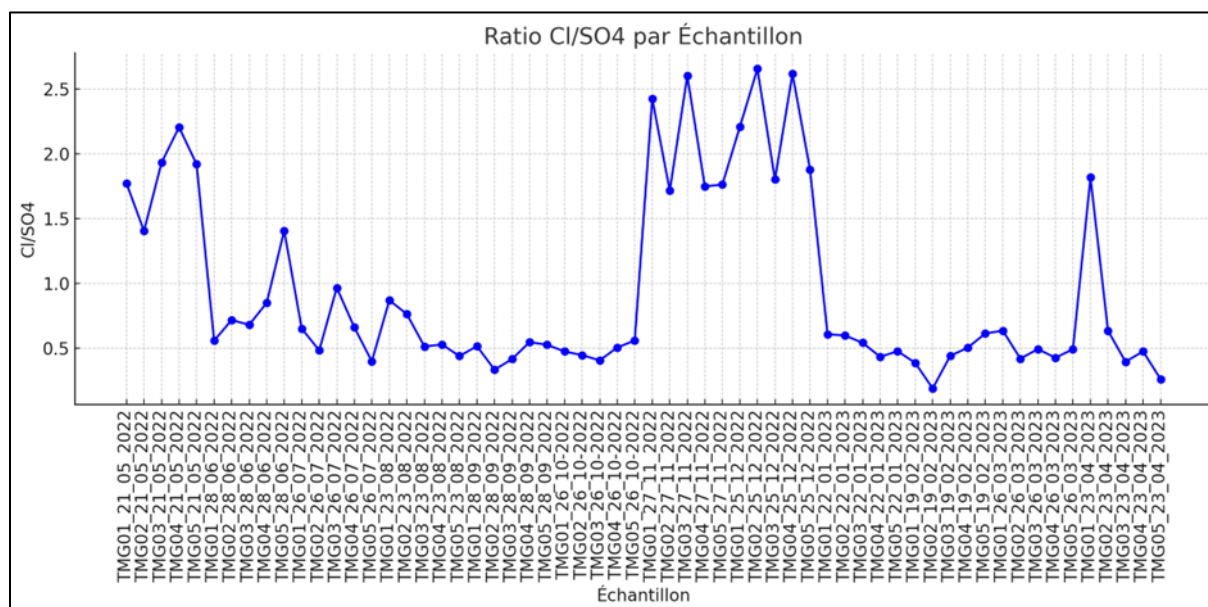


Figure III.20 : Rapport Cl^-/SO_4^{2-} Par Échantillon dans le barrage de Timgad

III.4.1.2 Analyse du Rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$

Le Rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ est un indicateur essentiel dans l'étude de la minéralisation des eaux et de l'influence géologique des roches environnantes. Ce rapport est couramment utilisé pour comprendre l'origine et la composition des minéraux dissous dans l'eau, notamment dans les contextes où les formations géologiques comprennent du calcaire ou de la dolomite (Appelo & Postma, 2019). Un rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ élevé indique généralement une prédominance des roches calcaires, comme la calcite (CaCO_3), tandis qu'un rapport faible suggère une influence de minéraux contenant du magnésium, tels que la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) (Stumm & Morgan, 2020). Dans les eaux de barrage analysées, les valeurs de $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ restent relativement basses pour la majorité des échantillons, ce qui pourrait indiquer une contribution importante de magnésium, possiblement due à la présence de dolomite dans le bassin versant.

Les valeurs élevées de $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ (Figure III.21) observées dans certains échantillons pourraient résulter de la dissolution accrue de minéraux de calcium pendant certaines périodes. Selon Fritz et Mohrlok (2020), Ces variations peuvent être attribuées à des fluctuations saisonnières, durant lesquelles des conditions particulières de température et de pH favorisent la dissolution de la calcite, entraînant ainsi une augmentation de la concentration de calcium dans l'eau.

III.4.1.2.1 Variabilité Spatio-temporelle du Rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$

Les changements dans les Rapports $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ au fil du temps et entre les différents points de prélèvement peuvent également indiquer un mélange complexe des sources d'eau, chaque source ayant sa propre signature géochimique. Dans leur étude sur les bassins versants en zones arides, Carey et al. (2022) ont démontré que les rapports ioniques peuvent varier de manière significative en fonction des apports hydrologiques et de la composition des roches. Par exemple, la prédominance de magnésium peut indiquer une influence de roches dolomitiques ou une interaction accrue avec des aquifères riches en magnésium. Ce phénomène est particulièrement pertinent dans les bassins où les cycles de précipitation et d'évaporation influencent la concentration relative des ions en solution (Plummer & Busenberg, 2022). Dans le cas des échantillons analysés, les faibles valeurs de $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ suggèrent que le magnésium est peut-être mobilisé de manière plus importante que le calcium,

peut-être en raison de la nature géologique de la région environnante ou de l'oxydation de la dolomite sous des conditions légèrement acides (Figure III.21).

III.4.1.2.2 Influence des Conditions Géochimiques et des Activités Humaines

Les processus géochimiques qui entraînent des fluctuations dans le rapport Ca^{2+}/Mg^{2+} peuvent également subir l'influence des activités humaines ou des changements survenus dans l'environnement naturel. Le fait que l'acidification des sols, qu'elle soit causée par les précipitations acides ou les pratiques agricoles, peut entraîner une augmentation de la dissolution des carbonates de calcium. Cette augmentation temporaire de la concentration de calcium dans les eaux de surface et souterraines est observée. Par conséquent, les fluctuations constatées dans les échantillons pourraient résulter de l'interaction de divers facteurs naturels et anthropiques. Ainsi, il est essentiel d'effectuer des analyses spatio-temporelles afin de mieux appréhender l'influence des pratiques locales sur la qualité de l'eau (Figure III.21).

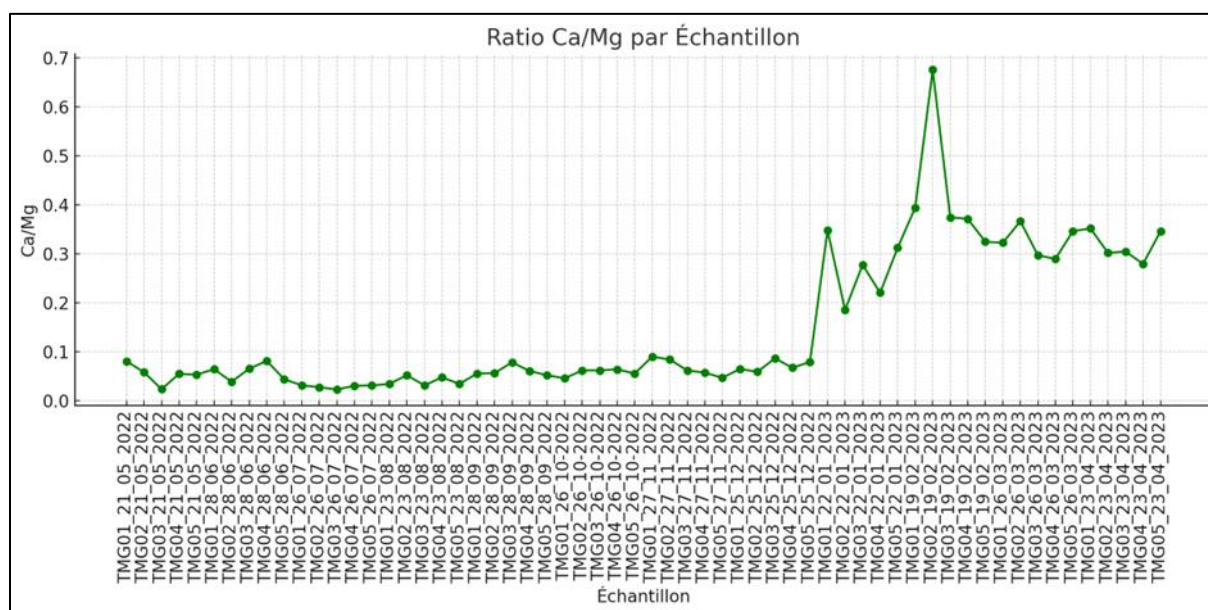


Figure III.21 : Rapport Ca^{2+}/Mg^{2+} Par Échantillon dans le barrage de Timgad

III.4.1.3 Analyse du Rapport HCO_3^-/SO_4^{2-}

Les données collectées révèlent des variations significatives du rapport HCO_3^-/SO_4^{2-} (Figure III.22), avec des pics sporadiques dépassant 1,4, indiquant ainsi des périodes où les bicarbonates dominent. Ces concentrations élevées en HCO_3^-/SO_4^{2-} peuvent être attribuées à une augmentation de la dissolution des minéraux carbonatés dans le bassin versant,

phénomène fréquemment constaté dans les régions semi-arides suite à des précipitations favorisant la recharge des aquifères et la dissolution du HCO_3^- , la dissolution de la calcite et de la dolomite est favorisée dans des conditions alcalines et sous un climat semi-aride, où l'arrivée d'eaux riches en bicarbonates se produit principalement pendant les phases de recharge.

III.4.1.3.1 Influence des Conditions Géochimiques et Climatiques en Milieu Semi-aride

Dans les environnements semi-arides, la forte évaporation accentue la concentration des ions en solution, modifiant le Rapport $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ au fil des saisons. Des périodes de sécheresse prolongée augmentent la concentration relative des sulfates en raison de l'évaporation de l'eau, ce qui tend à abaisser le Rapport $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ (Hounslow, 2020). Cette évaporation, couplée à des apports de précipitations irréguliers, entraîne une variabilité importante des concentrations d'ions dans l'eau des barrages.

III.4.1.3.2 Processus Géochimiques et Influence de la Géologie Locale

Le Rapport $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ est également un reflet des processus géochimiques qui se produisent en interaction avec la géologie du bassin versant. La présence de gypse dans le sous-sol du nord-est algérien, une région connue pour ses formations évaporitiques, contribue à la minéralisation en sulfate des eaux. Lorsque l'eau entre en contact avec ces formations géologiques, le gypse se dissout et libère des ions SO_4^{2-} dans l'eau, abaissant ainsi le Rapport $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$. Dans des systèmes géochimiques ouverts, le sulfate peut dominer lorsque les conditions de dissolution du gypse sont favorables (Figure III.22).

III.4.1.3.3 Variabilité Spatio-temporelle et Apports Anthropiques

Outre les facteurs naturels, les activités anthropiques dans les zones semi-arides peuvent influencer le Rapport $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ dans les barrages. L'utilisation de fertilisants et d'amendements chimiques dans les pratiques agricoles locales peut contribuer à l'enrichissement en sulfate de l'eau, abaissant le Rapport $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ (Appelo & Postma, 2019). De plus, la proximité d'activités agricoles peut également augmenter la concentration en ions bicarbonate à travers des processus de lessivage des sols agricoles, surtout pendant les périodes de pluie, où les ions HCO_3^- peuvent être mobilisés par le ruissellement. Ces apports anthropiques, combinés aux processus naturels d'évaporation et de dissolution des minéraux

locaux, rendent l'analyse spatio-temporelle essentielle pour identifier les contributions de chaque source ionique dans le bassin (Figure III.22).

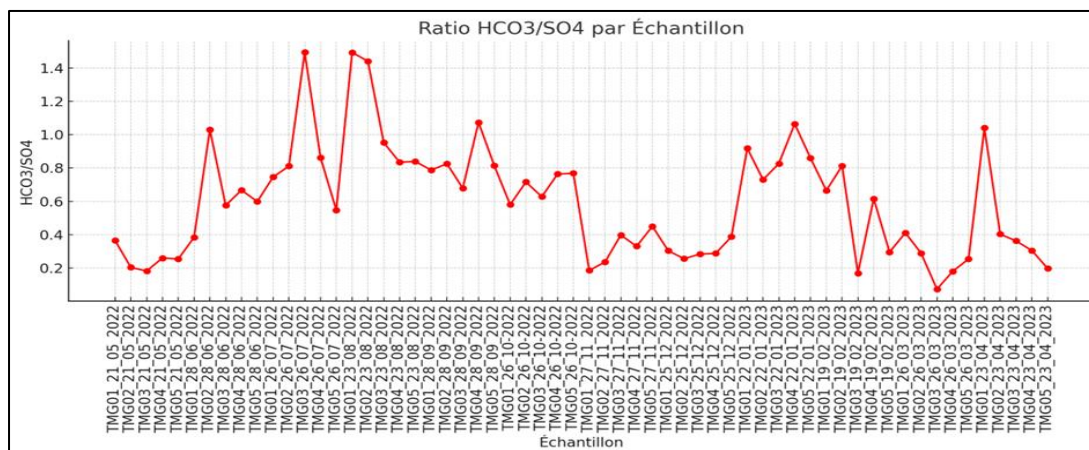


Figure III. 22 :RapportHCO₃⁻/SO₄²⁻ Par Échantillon dans le barrage de Timgad

III.4.2 Barrage de Yabous

III.4.2.1 Analyse du Rapport Cl⁻/SO₄²⁻

Les résultats montrent dans la Figure III.23 que le Rapport Cl⁻/SO₄²⁻est principalement inférieur à 1 pour la majorité des échantillons, ce qui révèle une concentration élevée en sulfates. Cette prédominance des sulfates peut être interprétée comme le résultat de la dissolution de gypse, qui est abondant dans les bassins versants semi-arides du nord de l'Algérie (Appelo & Postma, 2019). De plus, les conditions semi-arides favorisent souvent des processus d'évaporation qui augmentent la concentration des ions dans les eaux résiduelles des barrages. Cependant, les faibles valeurs du Rapport observées dans cette étude suggèrent que, même sous des conditions de forte évaporation, la présence géologique de minéraux sulfatés est dominante, influençant la minéralisation de manière plus marquée que les apports en chlorures.

III.4.2.1.1 Impact de l'évaporation et des cycles hydrologiques

Les régions semi-arides sont caractérisées par des périodes saisonnières de sécheresse qui intensifient l'évaporation, concentrant ainsi les sels dans les eaux de surface. Gaillard et al. (2019) ont souligné que ces processus d'évaporation favorisent une augmentation des ions chlorures, particulièrement en période sèche, lorsque l'eau s'évapore plus rapidement que les

ions ne précipitent. Cette concentration de chlorures pourrait se traduire par un Rapport $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ plus élevé dans certaines périodes. Lors de l'analyse des données concernant le barrage de Yabous, des concentrations légèrement supérieures de $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ pourraient témoigner de périodes de sécheresse ou de variations dans le régime hydrologique local, caractérisées par une évaporation temporaire entraînant une augmentation de la concentration en chlorures. (Figure III.23).

III.4.2.1.2 Processus Géochimiques et Contexte Géologique

Le nord-est de l'Algérie est marqué par des formations géologiques riches en évaporites, Comme mentionné par Stumm & Morgan (2020), les minéraux sulfatés comme le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) sont des sources significatives de sulfate présentes dans les eaux de surface et souterraines. La dissolution de ces minéraux en présence d'eau conduit à l'enrichissement en sulfates, ce phénomène explique les faibles valeurs du Rapport $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ observées dans les échantillons de Yabous. Selon Carey et al. (2022), la minéralisation en sulfate est également favorisée dans les environnements où les formations sédimentaires contiennent des roches riches en soufre, comme c'est le cas dans plusieurs régions du nord-est algérien. L'influence de la géologie locale est donc une composante essentielle dans l'interprétation des concentrations en sulfates et de la composition ionique générale des eaux de barrage dans cette zone (Figure III.23).

III.4.2.1.3 Effets potentiels des apports anthropiques

Dans les environnements semi-arides, les activités humaines, en particulier l'agriculture et l'utilisation de fertilisants contenant des chlorures, peuvent contribuer à la minéralisation en chlorures des ressources en eau (Appelo & Postma, 2019). Bien que les valeurs de $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ pour le barrage de Yabous restent faibles, les pics observés pourraient être liés à des apports anthropiques saisonniers, tels que des pratiques agricoles qui augmentent temporairement les concentrations de chlorures. Selon Detay (2021), les pratiques de fertilisation et l'irrigation en région semi-aride introduisent souvent des ions chlorures, qui peuvent se concentrer en périodes sèches, contribuant ainsi à la variabilité des rapports ioniques dans les eaux de surface (Figure III.23).

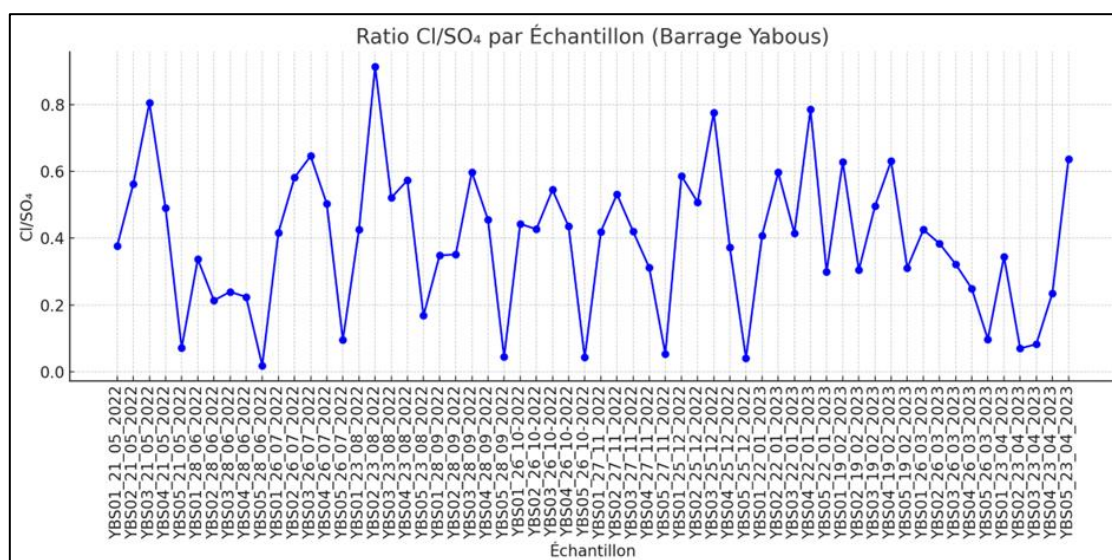


Figure III. 23 : Rapport Cl/SO₄²⁻Par Échantillon dans le barrage de Yabous

III.4.2.2 Analyse de RapportCa²⁺/ Mg²⁺

Le Rapport Ca/Mg²⁺ est un indicateur essentiel pour comprendre la composition géochimique des eaux naturelles, notamment dans les environnements semi-arides. Ce rapport permet de distinguer l'influence de différents types de roches sur la minéralisation de l'eau. En règle générale, un rapport élevé en calcium (Ca²⁺) par rapport au magnésium (Mg²⁺) indique une forte contribution des roches calcaires, tandis qu'un rapport faible reflète une influence des roches riches en dolomite, caractérisées par une teneur plus élevée en magnésium (Appelo & Postma, 2019). Dans les échantillons analysés du barrage Yabous (figure III.24), situé dans une région semi-aride du nord-est de l'Algérie, les valeurs faibles du RapportCa²⁺/Mg²⁺révèlent une contribution significative de magnésium.

III.4.2.2.1 Influence des processus géochimiques et du climat semi-aride

Dans les zones semi-arides, les cycles hydrologiques et les processus géochimiques sont des facteurs clés qui influent sur la composition ionique des eaux de surface et des eaux souterraines. Le magnésium est habituellement davantage mobilisé dans les environnements où la dolomite est présente, en raison de la libération d'ions Ca²⁺ et Mg²⁺ lors de la dissolution de cette roche (Carey et al., 2022). Toutefois, des conditions climatiques spécifiques, comme les cycles d'évaporation élevés en milieu semi-aride, favorisent souvent une augmentation relative du magnésium dans les eaux de surface. Cela s'explique par la précipitation

préférentielle du calcium sous forme de minéraux carbonatés, comme la calcite (CaCO_3), qui se forme lorsque les niveaux de saturation sont élevés sous des conditions de forte évaporation (figure III.24).

Les résultats observés pour le barrage Yabous, avec un Rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ globalement faible, peuvent donc être interprétés comme l'effet combiné de la géologie locale et du climat semi-aride. La dissolution des roches dolomitiques est renforcée par les conditions alcalines et légèrement acides de certaines eaux semi-arides, ce qui entraîne une augmentation des concentrations en magnésium par rapport au calcium. (Figure III.24).

III.4.2.2.2 Apports anthropiques et influence des activités agricoles

Outre les variables naturelles, les pratiques anthropiques dans les régions agricoles entourant les réservoirs peuvent également impacter le rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ des eaux. L'application de fertilisants contenant des quantités élevées de calcium ou de magnésium peut entraîner une augmentation des niveaux de ces ions dans l'eau en raison du ruissellement et du lessivage des sols. Dans les zones semi-arides telles que le nord-est de l'Algérie, les pratiques agricoles peuvent contribuer à intensifier les phénomènes de lessivage, ce qui rend plausible l'apport de calcium et de magnésium par les sols cultivés. (Figure III.24).

III.4.2.2.3 Variabilité spatio-temporelle et cycles de recharge

Les variations du rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ dans les échantillons peuvent aussi être analysées en tenant compte des variations saisonnières et des cycles de recharge en eau. Durant la période de recharge, la concentration des ions dans les réservoirs d'eau peut provisoirement modifier les rapports ioniques, en fonction de la composition des eaux infiltrées. Gaillardet et al. (2019) notent que les cycles de recharge entraînent souvent une redistribution des ions, où les roches dolomitiques contribuent davantage en magnésium dans certaines périodes, tandis que le calcium précipite préférentiellement en calcite dans d'autres. Cette dynamique est particulièrement pertinente pour les régions semi-arides, où les périodes de recharge sont intermittentes et fortement influencées par les cycles climatiques (figure III.24).

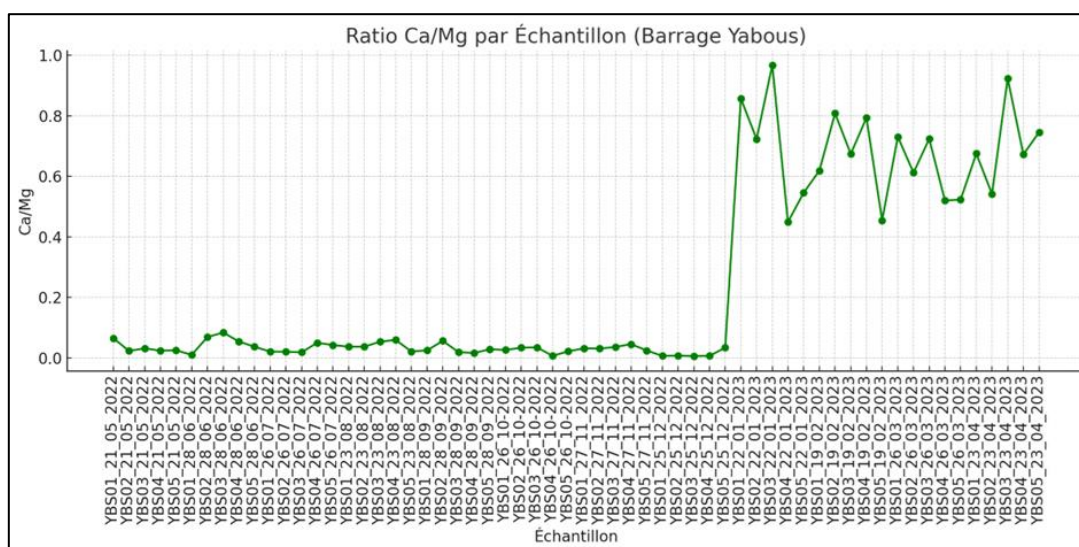


Figure III.24 : Rapport Ca^{2+}/Mg^{2+} Par Échantillon dans le barrage de Yabous

III.4.2.3 Analyses de rapport HCO_3^-/SO_4^{2-}

Les données présentées dans la Figure III.25 indiquent que le rapport HCO_3^-/SO_4^{2-} est principalement inférieur à 1, suggérant une concentration élevée de sulfates par rapport aux bicarbonates. L'abondance des sulfates dans cette région peut être expliquée par la dissolution du gypse, une source fréquente de SO_4^{2-} dans les milieux arides et semi-arides (Fritz et al., 2020). D'après Stumm et Morgan (2020), le gypse est un minéral hautement soluble, et son processus de dissolution dans les bassins versants des régions semi-arides joue un rôle majeur dans l'augmentation des concentrations de sulfates dans les eaux de surface. De plus, la rareté de l'eau pendant les saisons sèches, combinée à une évaporation importante, peut entraîner une concentration accrue des ions sulfates dans l'eau, ce qui a pour effet de diminuer le rapport HCO_3^-/SO_4^{2-} .

III.4.2.3.1 Influence des cycles hydrologiques et des conditions climatiques en milieu semi-aride

Dans les zones semi-arides, les processus de recharge et d'évaporation influent sur la composition ionique des eaux de surface et souterraines, ce qui a un impact direct sur le rapport HCO_3^-/SO_4^{2-} . Durant la période de recharge, les eaux qui s'infiltrent ont la capacité de dissoudre les carbonates présents dans le sol et les roches avoisinantes. Toutefois, les processus d'évaporation saisonniers, caractéristiques des régions semi-arides, entraînent une concentration des sulfates au fil du temps, ce qui conduit à une diminution du rapport HCO_3^-/SO_4^{2-} pendant les périodes de sécheresse. (Figure III.25).

III.4.2.3.2 Origine géologique et dissolution des minéraux sulfatés

La géologie locale du nord-est algérien, caractérisée par des formations évaporitiques, est une source riche en minéraux sulfatés, tels que le gypse, qui contribuent de manière significative à la minéralisation en sulfate des eaux. Selon Appelo et Postma (2019), la dissolution de gypse est un processus dominant dans les environnements où les formations sédimentaires contiennent des roches riches en sulfates. Les faibles valeurs de $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ observées dans le barrage Yabous peuvent ainsi être directement liées à la géologie locale, qui favorise la libération de SO_4^{2-} dans les eaux de surface et souterraines en présence de gypse. En outre, les conditions de pH légèrement alcalines, fréquemment rencontrées dans les environnements semi-arides, favorisent la dissolution continue de gypse, renforçant la dominance des sulfates par rapport aux bicarbonates (Stumm & Morgan, 2020) (Figure III.25).

III.4.2.3.3 Influence des apports anthropiques et des activités agricoles

Dans les régions semi-arides, les pratiques agricoles peuvent également avoir un impact sur le rapport $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ dans les eaux de surface, notamment pendant la période de recharge lorsque les eaux de ruissellement entraînent un lessivage des sols agricoles. L'emploi de fertilisants renfermant des sulfates ou des carbonates peut entraîner une augmentation des concentrations de ces ions dans l'eau. Malgré la prévalence des sulfates révélée par les données, il est possible que des activités humaines telles que l'irrigation et l'usage de fertilisants contribuent à la variabilité du rapport $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ dans certains échantillons. (Figure III.25).

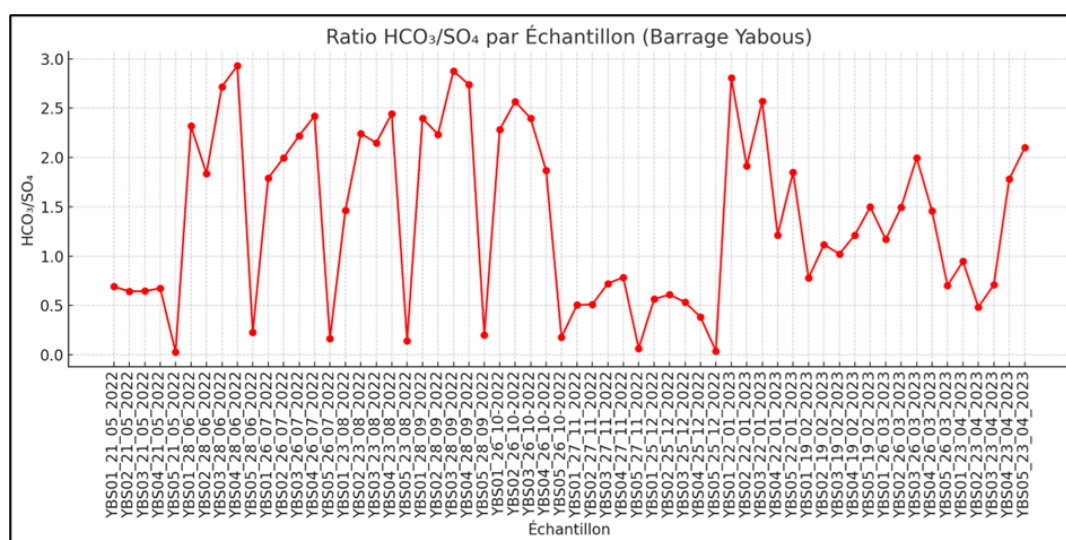


Figure III.25 : Rapport $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ Par Échantillon dans le barrage de Yabous.

III.5 Résultats de concentration des ions en fonction de la minéralisation totale (les TDS) pour les barrages Timgad et Yabous

L'analyse des rapports de concentration des ions Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , et K^+ en fonction des TDS (Total Dissolved Solids) pour les deux barrages, Timgad et Yabous (Figure III.26), fournit des informations précieuses sur la composition chimique des eaux et les processus géochimiques influençant leur minéralisation.

III.5.1 Chlorures (Cl^-) vs TDS

La concentration en chlorures augmente globalement avec les TDS pour les deux barrages, mais elle est plus élevée dans certains échantillons de Timgad. Cette augmentation des chlorures avec les TDS est typique dans des environnements soumis à une forte évaporation, où les sels dissous se concentrent dans l'eau résiduelle (Appelo & Postma, 2019). La présence accrue de chlorures, associée à une forte valeur de TDS, peut indiquer des phénomènes d'évaporation intense ou des apports anthropiques comme les sels routiers ou agricoles (Gaillardet et al., 2019). La différence entre les deux barrages pourrait aussi s'expliquer par des variations dans les apports d'eaux souterraines, influencées par la géologie locale.

III.5.2 Sulfate (SO_4^{2-}) vs TDS

La concentration en sulfates montre une corrélation significative avec les TDS pour les deux barrages, bien que Yabous présente des variations plus prononcées. Un taux élevé de SO_4 , surtout dans les environnements semi-arides, est souvent lié à la dissolution de gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), un minéral abondant dans les formations géologiques locales. La géologie du nord-est algérien, riche en évaporites, contribue vraisemblablement à la présence de ces ions (Fritz & Mohrlök, 2020). La différence observée entre les deux barrages pourrait aussi refléter des variations dans les compositions géologiques ou des différences dans l'intensité de l'évaporation.

III.5.3 Bicarbonate (HCO_3^-) vs TDS

La concentration en HCO_3^- montre une certaine stabilité en fonction des TDS pour les deux barrages, avec des valeurs globalement similaires. Les bicarbonates sont principalement issus de la dissolution des roches carbonatées, comme la calcite (CaCO_3) ou la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), et leur concentration relativement stable suggère un apport régulier de ces minéraux dans les eaux de surface et souterraines (Plummer & Busenberg, 2022). La

constance des concentrations de HCO_3 , malgré les variations des TDS, pourrait indiquer un équilibre géochimique où les cycles d'évaporation et de recharge hydrique compensent les variations saisonnières.

III.5.4 Calcium (Ca^{2+}) vs TDS

La concentration en calcium varie de manière similaire aux TDS, avec une dispersion légèrement plus marquée dans le barrage Timgad. Le calcium provient souvent de la dissolution de calcite ou de gypse. La géologie locale semble influencer la composition ionique, où les conditions légèrement alcalines et semi-arides favorisent la dissolution de gypse, enrichissant l'eau en calcium et en sulfate. La présence accrue de calcium, corrélée aux TDS, souligne un processus de précipitation des carbonates lorsque les TDS augmentent, résultant de la précipitation de la calcite sous des conditions de forte évaporation.

III.5.5 Magnésium (Mg^{2+}) vs TDS

La concentration en Mg^{2+} varie avec les TDS, en particulier pour le barrage Yabous. Le magnésium est souvent associé à la dissolution de dolomite, un minéral courant dans les aquifères carbonatés. La corrélation avec les TDS pourrait indiquer une dissolution accrue de la dolomite en période de recharge, où le Mg^{2+} est mobilisé dans des environnements riches en carbonates.

III.5.6 Sodium (Na^+) vs TDS

La concentration de Na augmente régulièrement avec les TDS dans les deux barrages. Le sodium peut provenir de l'altération des roches feldspathiques ou de l'évaporation accrue qui concentre les sels. La forte corrélation entre Na et les TDS pourrait également indiquer des apports anthropiques, notamment via les fertilisants et les activités agricoles en zone semi-aride. Le Na^+ , en présence de fortes concentrations de Cl^- , peut signaler des influences de ruissellement agricole ou des apports marins dans certaines régions.

III.5.7 Potassium (K^+) vs TDS

Les concentrations de K montrent une faible corrélation avec les TDS et restent relativement faibles dans les deux barrages. Le potassium est moins abondant que le sodium et le magnésium en raison de sa faible solubilité et de son absorption par les minéraux argileux. Les valeurs basses et stables en fonction des TDS suggèrent que K est peu influencé par les

processus d'évaporation et qu'il provient probablement d'apports naturels par l'altération des minéraux potassiques, tels que les feldspaths potassiques, plutôt que de sources anthropiques.

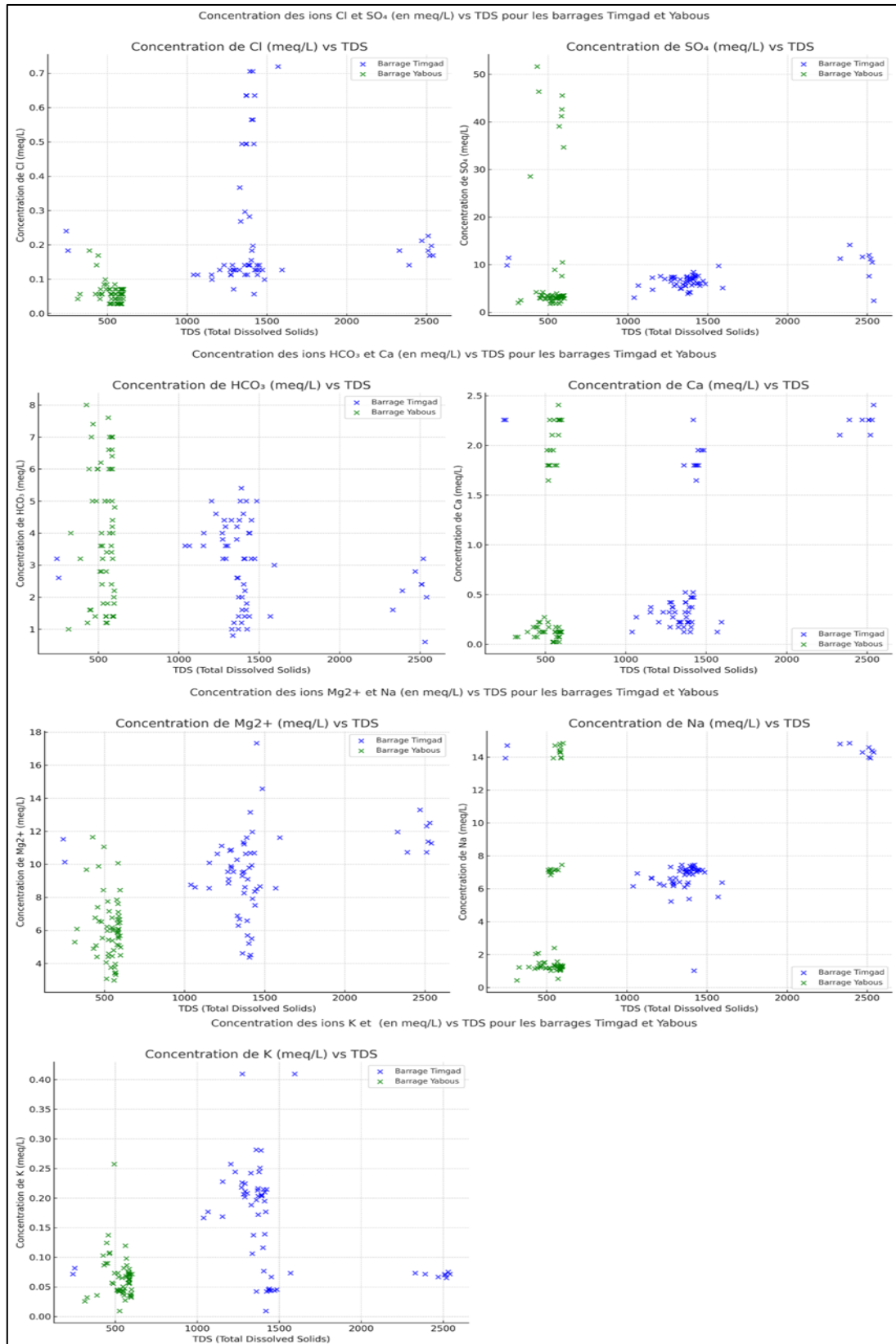


Figure III.26: Concentration des Ions en Fonction de la minéralisation totale (les TDS) pour les Barrages Timgad et Yabous

III.5.8 Les faciès chimiques des barrages de Timgad et de Yabous

L'utilisation du diagramme de Piper pour examiner les eaux souterraines et superficielles est une pratique fréquemment adoptée en hydrochimie afin de définir les faciès hydrogéochimiques. Mis au point par Piper en 1944, ce diagramme graphique est utilisé pour mettre en lumière les compositions chimiques prédominantes des eaux, en mettant en évidence les interactions complexes entre l'eau, les sols et les formations géologiques traversées. Cette analyse revêt une importance capitale dans la compréhension des mécanismes prédominants de minéralisation et de l'évolution des caractéristiques chimiques de l'eau, notamment dans les zones soumises à une exploitation intensive ou à des pressions environnementales. D'après Tiri (2015), les caractéristiques chimiques des eaux retenues dans les barrages peuvent subir des variations significatives sous l'effet de divers facteurs tels que la dissolution des couches évaporitiques, les apports d'origine humaine et les variations saisonnières.

Dans le cadre de notre recherche, le diagramme de Piper (Figure III.24) a été employé afin d'analyser les caractéristiques hydrogéochimiques des eaux provenant du barrage de Timgad et de ses affluents, ainsi que celles du barrage de Yabous. Les résultats obtenus mettent en évidence des distinctions significatives dans les propriétés chimiques des deux réservoirs, démontrant l'impact des formations géologiques régionales et des paramètres hydrologiques.

- **Barrage de Timgad**

Comme le montre la Figure III.27, les analyses des eaux du barrage de Timgad indiquent une prédominance des faciès chlorés et sulfatés de calcium et de magnésium au cours des différentes saisons. Cependant, on observe un déplacement vers les faciès chlorés de sodium et de potassium, soulignant les interactions complexes entre l'eau et les formations géologiques environnantes. Ce phénomène peut être attribué principalement à la dissolution des formations gypseuses évaporitiques datant du Miocène supérieur, présentes dans la région d'étude. Cette dynamique chimique reflète un changement important des faciès du barrage par rapport aux résultats obtenus par Tiri (2015), qui avait mis en évidence des faciès chimiques plus stables. Les variations saisonnières et l'apport des affluents semblent jouer un rôle majeur dans cette évolution, en modifiant la composition chimique des eaux.

• **Barrage de Yabous**

Les données présentées dans la Figure III.24 pour le barrage de Yabous mettent en évidence deux faciès hydrogéochimiques principaux. Durant la période de printemps, les échantillons révèlent une composition caractérisée par la présence de sulfates de magnésium, alors que durant les saisons estivale, automnale et hivernale, le faciès prédominant évolue vers une composition bicarbonatée de magnésium. Cette fluctuation saisonnière peut être associée aux mécanismes de recharge des nappes phréatiques et aux interactions géochimiques entre les eaux et les formations rocheuses carbonatées présentes dans le bassin versant. Par ailleurs, les variations saisonnières des précipitations et l'impact des activités humaines peuvent également exercer une influence sur ces processus chimiques.

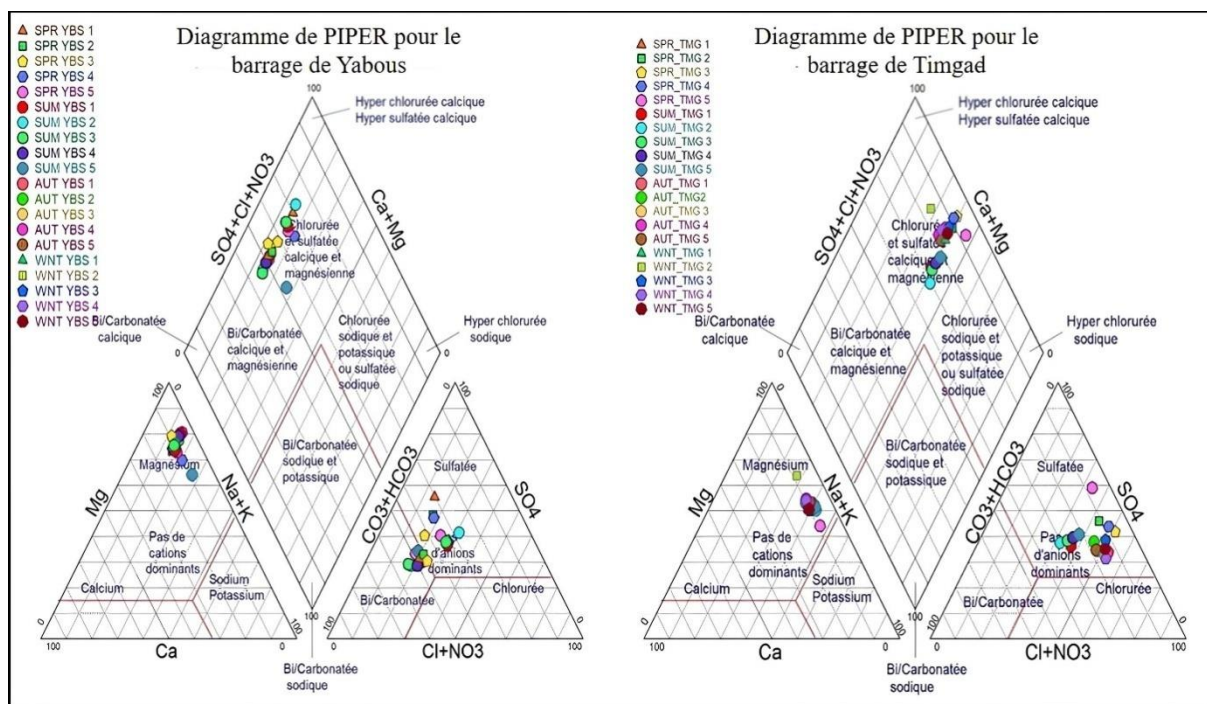


Figure III.27: Diagramme de PIPER pour les barrages de Timgad et de Yabous.

III.6 Analyses des nutriments

III.6.1 Formes d’Azote

III.6.1.1 Azote Total (NT)

L’azote total (NT) inclut toutes les formes d’azote dans le barrage de Timgad (Figure III.28) est varié considérablement, avec une concentration minimale de 36,512 mg/L (station TMG03)

le 23/08/2022) et une concentration maximale de 931,827 mg/L (station TMG04 le 25/12/2022), pour une moyenne de $(231,2 \pm 234,3)$ mg/L. Cette variation reflète l'impact des apports externes, notamment agricoles, qui enrichissent le système en nutriments. Les valeurs maximales observées à TMG04 peuvent être attribuées à une forte activité agricole autour de cette station, favorisant un apport continu d'azote. En revanche, la station TMG03, avec la concentration la plus basse, pourrait indiquer une zone où les apports en azote sont limités ou où les organismes aquatiques consomment rapidement cet élément.

Dans le cas du barrage de Yabous (Figure III.28), l'azote total varie entre 38,319 mg/L (station YBS03 le 26/07/2022) et 203,797 mg/L (station YBS02 le 28/09/2022), avec une moyenne de $(122,3 \pm 43,7)$ mg/L. Cette mesure représente la charge totale d'azote dans l'eau et montre une variabilité importante, probablement liée aux apports externes et aux processus de nitrification et dénitrification dans le milieu aquatique.

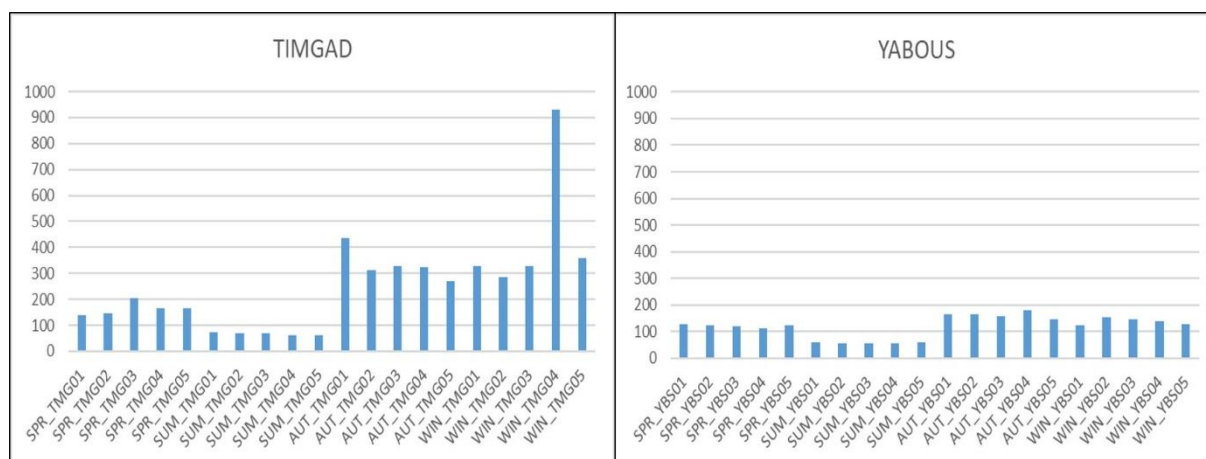


Figure III. 28 : Variation saisonnière de l'azote total exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.1.2 Azote Total Dissous (NTD)

Le NTD dans le barrage de Timgad (Figure III.29) oscille entre 20,253 mg/L (station TMG02 le 22/01/2023) et 807,538 mg/L (station TMG04 le 25/12/2022), avec une moyenne de $(191,6 \pm 173,4)$ mg/L. Le NTD représente l'azote dissous, directement disponible pour les organismes. Les niveaux élevés de NTD à TMG04 pourraient être liés à des apports externes élevés en nutriments, offrant une source abondante d'azote biodisponible.

Dans le cas du barrage de Yabous (Figure III.29), l'azote total dissous (NTD) varie de 23,144 mg/L (station YBS03 le 26/10/2022) à 126,477 mg/L (station YBS03 le 22/01/2023), avec une

moyenne de $(56,2 \pm 27,3)$ mg/L. Le NTD représente la fraction de l'azote dissous, qui est directement disponible pour les organismes, et reflète une charge en nutriments potentiellement élevée.

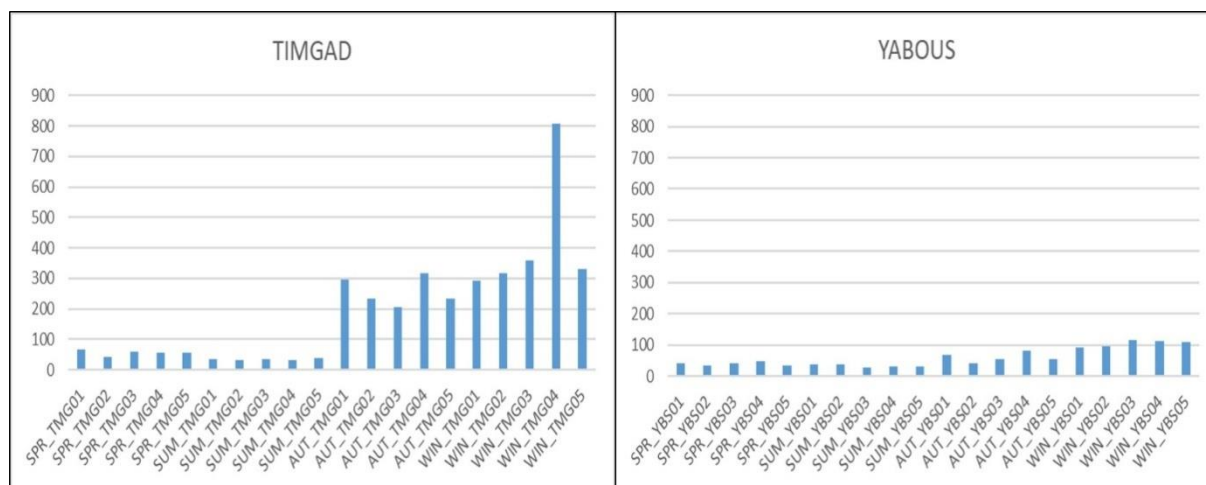


Figure III. 29 : Variation saisonnière de l'azote total dissous exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

L'azote est un nutriment essentiel influençant les écosystèmes aquatiques. Ses différentes formes – ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-), azote organique dissous (NOD), azote inorganique dissous (NID) et azote total dissous (NTD) Ces méthodes permettent d'analyser l'évolution de la concentration en azote, les interactions des processus biogéochimiques, ainsi que les contributions des sources externes telles que les débits provenant des activités agricoles ou urbaines.

III.6.1.3 Azote organique dissous (NOD)

L'azote organique dissous (NOD) présente des valeurs allant de 4,01 mg/L (station TMG01 le 21/05/2022) à 57,76 mg/L (station TMG04 le 23/04/2023), avec une moyenne de $(16,2 \pm 11,3)$ mg/L. Le NOD est une composante clé de la matière organique dissoute dans les milieux aquatiques, fournissant une source d'azote pour les microorganismes hétérotrophes après décomposition. La station TMG04, qui présente une valeur maximale, pourrait être située dans une zone où des apports élevés de matière organique sont déversés dans l'eau, favorisant l'accumulation de NOD. Les niveaux plus faibles observés dans d'autres stations, comme TMG01, pourraient indiquer des zones où la matière organique est rapidement décomposée ou absorbée, limitant ainsi la concentration en NOD disponible.

Dans le cas du barrage de Yabous, les concentrations de NOD varient entre 7,739 mg/L (station YBS04 le 22/01/2023) et 48,392 mg/L (station YBS01 le 23/04/2023), avec une moyenne de $(20,6 \pm 6,7)$ mg/L. La station YBS01, avec la concentration la plus élevée, pourrait indiquer une forte présence de matière organique dissoute, alors que les valeurs plus faibles dans d'autres stations suggèrent une décomposition ou une absorption rapide.

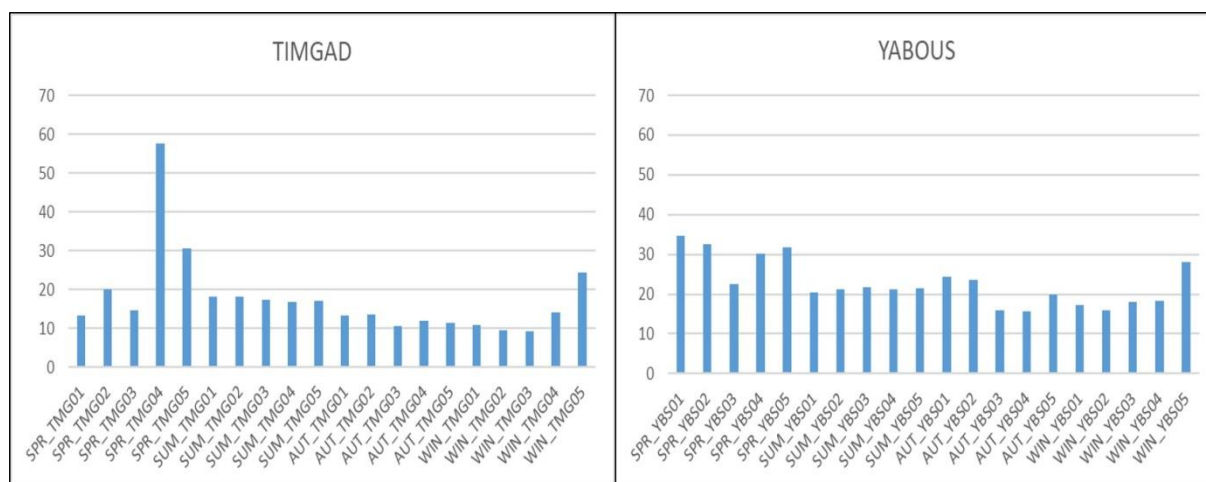


Figure III.30: Variation saisonnière de l'azote organique dissous exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.1.4 Azote inorganique dissous (NID)

Les concentrations en azote inorganique dissous (NID) varient de 0,02 mg/L (station TMG02 le 21/05/2022) à 1,86 mg/L (station TMG05 le 22/01/2023), avec une moyenne de $(0,29 \pm 0,45)$ mg/L. Le NID, qui regroupe des formes d'azote facilement disponibles pour les organismes autotrophes, montre des valeurs élevées à la station TMG05 (1,86 mg/L), ce qui peut refléter un apport externe important en nutriments inorganiques, probablement dû aux fertilisants utilisés dans les zones agricoles avoisinantes. Cette concentration élevée peut entraîner une prolifération algale si elle n'est pas rapidement assimilée par la biocénose locale. À l'inverse, la valeur minimale observée à TMG02 (0,02 mg/L) pourrait indiquer soit une zone relativement éloignée des sources de nutriments, soit une absorption rapide par les organismes aquatiques, ne laissant qu'une faible concentration d'azote inorganique. Dans le cas du barrage de Yabous, le NID présente des valeurs comprises entre 0,027 mg/L (station YBS02 le 26/07/2022) et 1,071 mg/L (station YBS01 le 22/01/2023), avec une moyenne de $(0,26 \pm 0,19)$ mg/L. Le NID représente une source importante d'azote biodisponible pour les organismes autotrophes dissous dans l'eau.

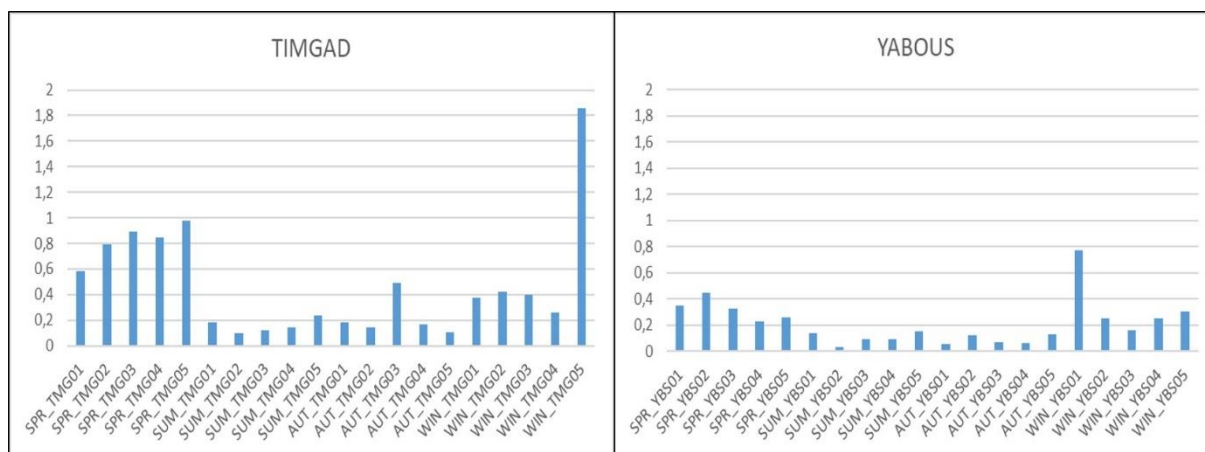


Figure III.31: Variation saisonnière de l’azote inorganique dissous exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d’étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.1.5 Ammonium (NH₄⁺)

La concentration en ammonium (NH₄⁺) au barrage de Timgad (Figure III.30) varie de 0,014 mg/L (observée à la station TMG02 le 21/05/2022) à 1,094 mg/L (station TMG04 le 23/04/2023), avec une moyenne de (0,38 ± 0,29) mg/L.

Dans le cas du barrage de Yabous (Figure III.30), la concentration en ammonium varie de 0,003 mg/L (station YBS02 le 26/10/2022) à 1,026 mg/L (station YBS01 le 22/01/2023), avec une moyenne de (0,21 ± 0,18) mg/L.

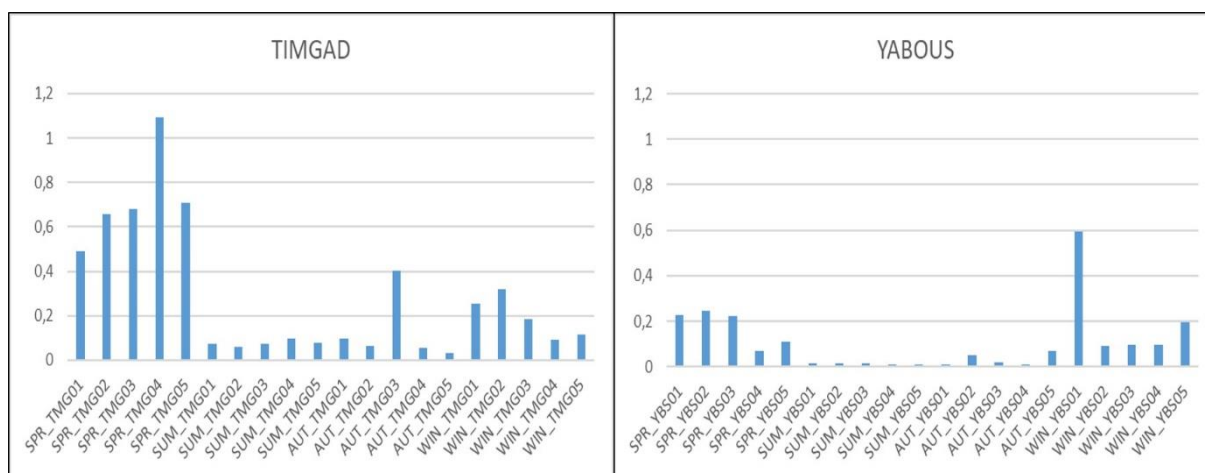


Figure III.32: Variation saisonnière d’ammonium exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d’étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.1.6 Nitrate (NO₃⁻)

Les concentrations de nitrate (NO₃⁻) dans le barrage de Timgad (Figure III.31) s'étendent de 0,004 mg/L (station TMG02 le 21/05/2022) à 1,619 mg/L (station TMG05 le 22/01/2023), avec une moyenne de (0,12 ± 0,34)mg/L. La station TMG05, avec la concentration maximale, pourrait être située dans une zone influencée par le ruissellement agricole. En revanche, les valeurs minimales de nitrate, comme celles observées à TMG02, peuvent témoigner d'une faible activité agricole dans les alentours ou d'un taux d'absorption élevé par le phytoplancton.

Dans le cas du barrage de Yabous (Figure III.31), le nitrate présente des valeurs qui s'étendent de 0,006 mg/L (station YBS01 le 22/01/2023) à 0,378 mg/L (station YBS05 le 28/06/2022), avec une moyenne de (0,13 ± 0,08) mg/L. La concentration maximale de nitrate à YBS05 pourrait indiquer un ruissellement d'origine agricole, tandis que les concentrations faibles dans certaines stations, comme YBS01, peuvent témoigner d'une absorption rapide par les organismes ou d'une faible source d'apport.

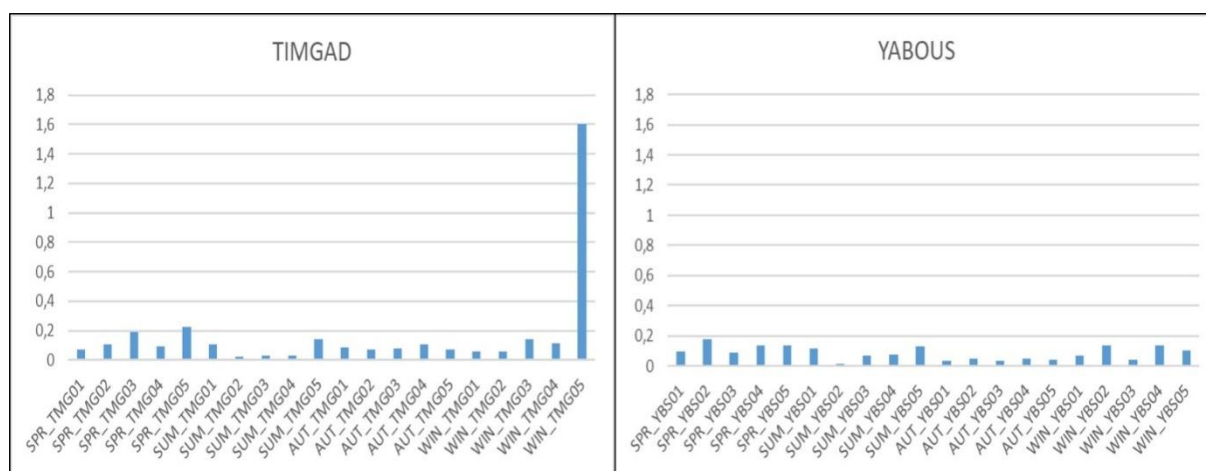


Figure III.33: Variation saisonnière des nitrates exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.1.7 Nitrite (NO₂⁻)

Dans le barrage de Timgad (Figure III.32), La concentration en nitrite (NO₂⁻) varie entre 0,000 mg/L (mesuré dans plusieurs stations, comme TMG01 le 21/05/2022) et 0,105 mg/L (station TMG01 le 19/02/2023), avec une moyenne de (0,014 ± 0,017)mg/L. Dans le cas du barrage de Yabous, les concentrations en nitrite dans la Figure III.32, sont comprises entre

0,001 mg/L (station YBS02 le 26/10/2022) et 0,229 mg/L (station YBS01 le 25/12/2022), avec une moyenne de $0,02 \text{ mg/L} \pm 0,04$.

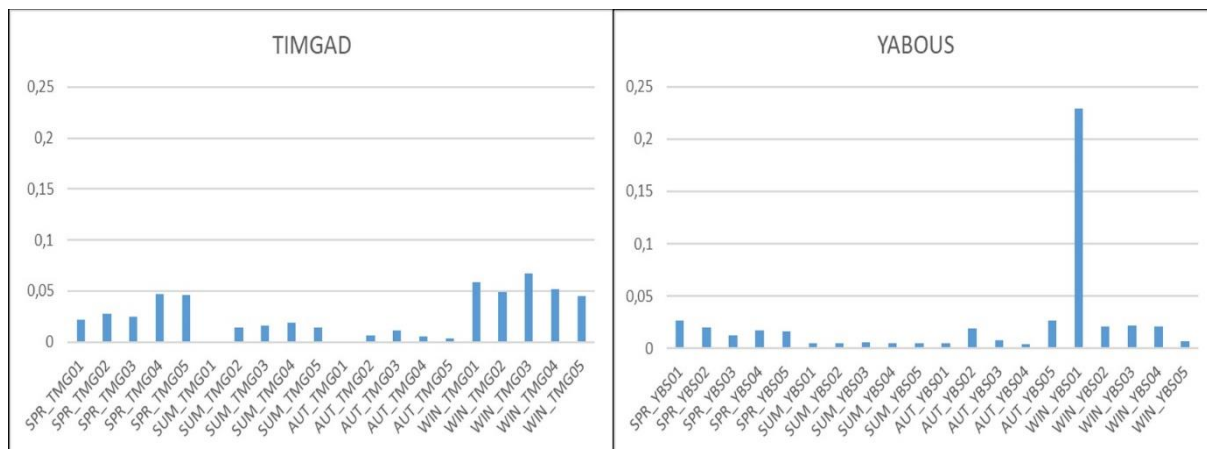


Figure III.34: Variation saisonnière des nitrites exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023) (TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.2 Formes de Phosphore

III.6.2.1 Phosphore Total (PT)

Les concentrations de phosphore total(PT) dans le barrage de Timgad (Figure III.33) varient entre 0,022 mg/L (station TMG01 le 21/05/2022) et 3,855 mg/L (station TMG04 le 19/02/2023), avec une moyenne de $(0,42 \pm 0,81)\text{mg/L}$. Le PT englobe toutes les formes de phosphore présentes dans l'eau, incluant à la fois les formes dissoutes et particulaires. Des niveaux élevés de PT, comme observé à TMG04, peuvent favoriser la prolifération algale et contribuer à l'eutrophisation du milieu.

Dans le cas du barrage de Yabous (Figure III.33), le phosphore total (PT) varie de 0,003 mg/L (station YBS02 le 25/12/2022) à 2,78 mg/L (station YBS04 le 19/02/2023), avec une moyenne de $(0,36 \pm 0,49) \text{ mg/L}$.

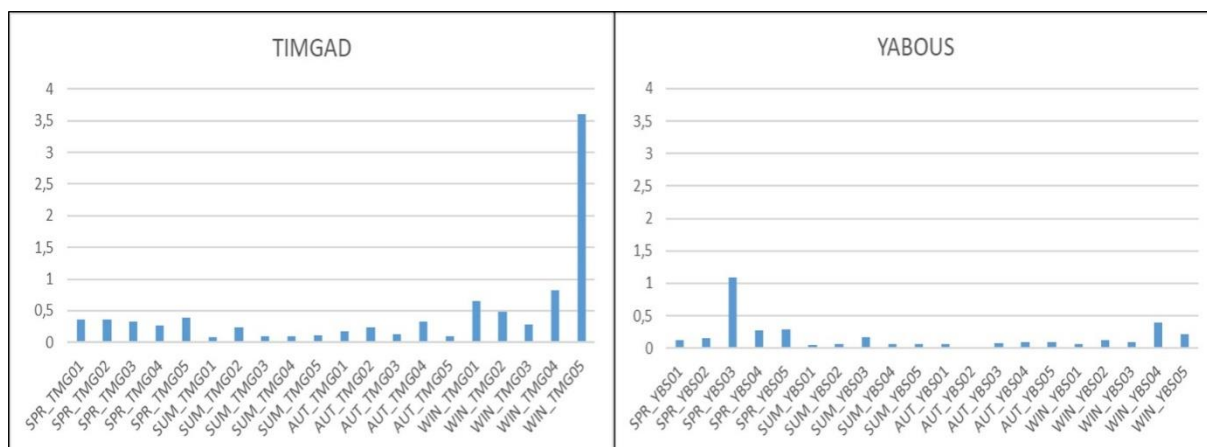


Figure III.35 : Variation saisonnière de phosphore total exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.2.2 Phosphore particulaire (PP)

Les concentrations de phosphore particulaire (PP) fluctuent entre 0,003 mg/L (station TMG03 le 27/11/2022) et 1,214 mg/L (station TMG01 le 22/01/2023), avec une moyenne de $(0,23 \pm 0,34)$ mg/L.

Dans le cas du barrage de Yabous, les concentrations de phosphore particulaire (PP) varient de 0,001 mg/L (station YBS02 le 25/12/2022) à 1,753 mg/L (station YBS03 le 26/03/2023), avec une moyenne de $(0,28 \pm 0,36)$ mg/L.

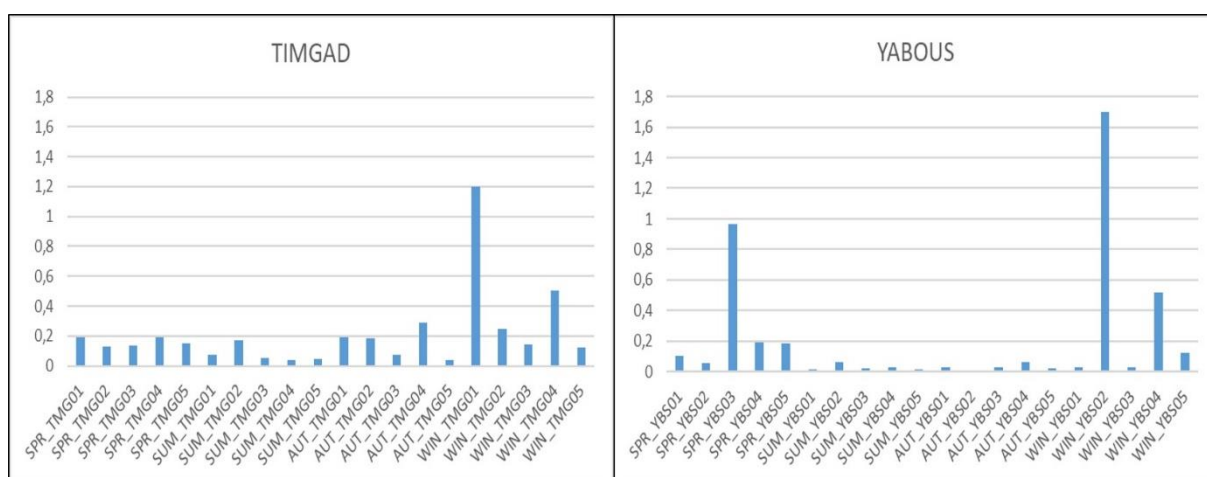


Figure III. 36 : Variation saisonnière de phosphore particulaire exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.2.3 Phosphore total dissous (PTD)

Les concentrations de phosphore total dissous (PTD) dans le barrage de Timgad (Figure III.34) s'étendent de 0,001 mg/L (station TMG01 le 21/05/2022) à 2,781 mg/L (station TMG04 le 19/02/2023), avec une moyenne de $(0,44 \pm 0,73)$ mg/L.

Dans le cas du barrage de Yabous (Figure III.34), le PTD présente des valeurs allant de 0,003 mg/L (station YBS02 le 25/12/2022) à 1,93 mg/L (station YBS03 le 26/03/2023), avec une moyenne de $(0,29 \pm 0,46)$ mg/L. Cette mesure représente la fraction de phosphore dissous dans l'eau, qui est directement disponible pour les organismes aquatiques.

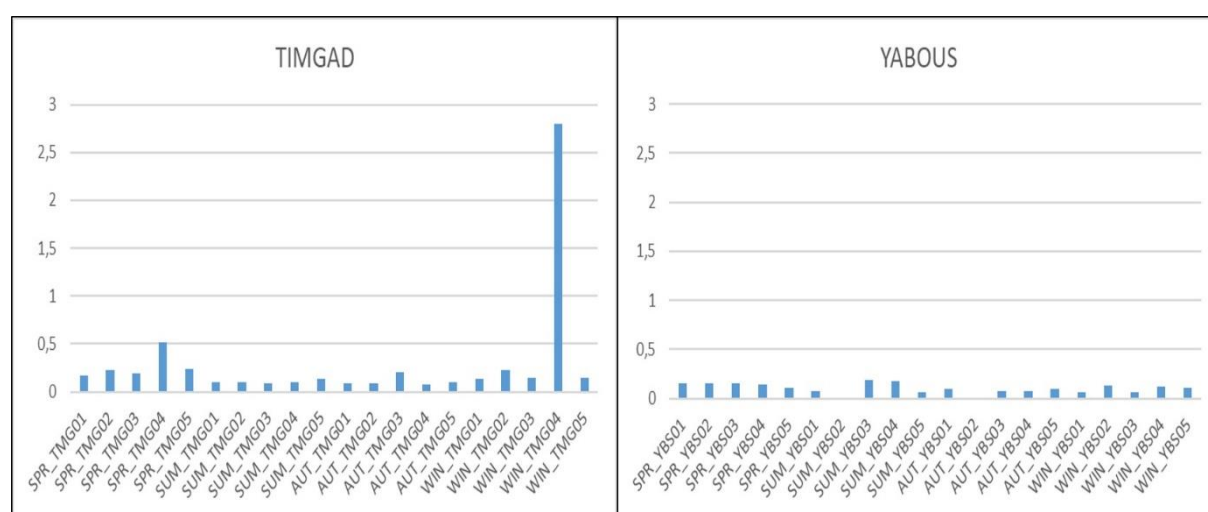


Figure III. 37 : Variation saisonnière phosphore total dissous exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.2.4 Phosphore Organique Dissous (POD)

Le phosphore organique dissous (POD) présente des valeurs comprises entre 0,008 mg/L (station TMG03 le 28/06/2022) et 1,634 mg/L (station TMG03 le 23/04/2023), avec une moyenne de $(0,41 \pm 0,54)$ mg/L.. La concentration élevée de POD à la station TMG03 reflète peut-être une accumulation de matière organique dissoute, favorisant la libération progressive de phosphore biodisponible, tandis que les faibles concentrations dans d'autres stations indiquent une décomposition rapide ou une sédimentation de la matière organique.

Dans le cas du barrage de Yabous, le phosphore organique dissous (POD) présente des concentrations allant de 0,0006 mg/L (station YBS02 le 21/05/2022) à 2,771 mg/L (station

YBS03 le 23/04/2023), avec une moyenne de $(0,42 \pm 0,66)$ mg/L. les valeurs maximales observées à la station YBS03 indiquent probablement une accumulation significative de matière organique, qui, après décomposition, pourrait contribuer à l'enrichissement en phosphore biodisponible dans l'écosystème aquatique. En revanche, les valeurs minimales enregistrées dans certaines stations, comme YBS02, suggèrent des zones où la matière organique est soit peu présente, soit rapidement décomposée et assimilée.

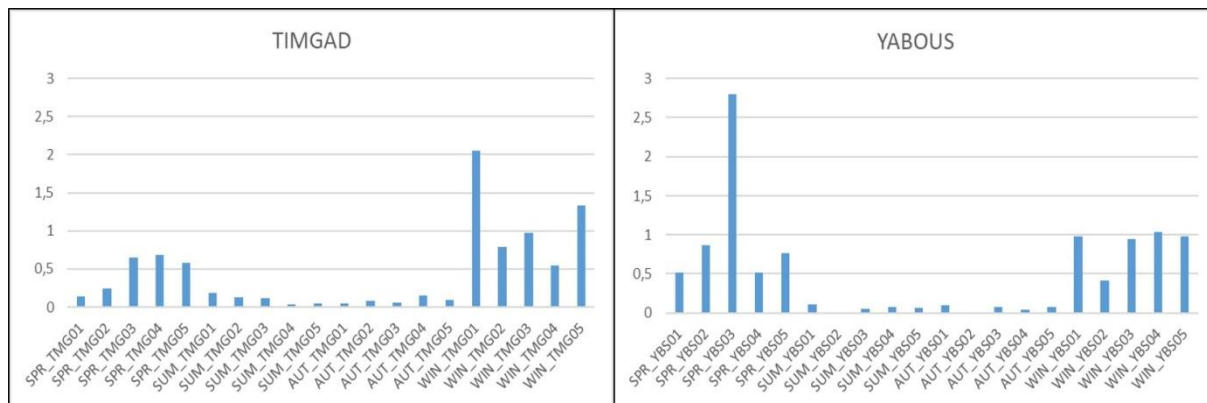


Figure III.38: Variation saisonnière phosphore organique dissous exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.2.5 Phosphore Inorganique Dissous (DIP)

Le DIP varie entre 0,001 mg/L (station TMG01 le 21/05/2022) et 5,855 mg/L (station TMG01 le 19/02/2023), avec une moyenne de $(0,58 \pm 1,12)$ mg/L.

Dans le cas du barrage de Yabous, les valeurs de phosphore inorganique dissous (DIP) varient de 0,002 mg/L (station YBS02 le 25/12/2022) à 2,833 mg/L (station YBS04 le 19/02/2023), avec une moyenne de $(0,27 \pm 0,54)$ mg/L.

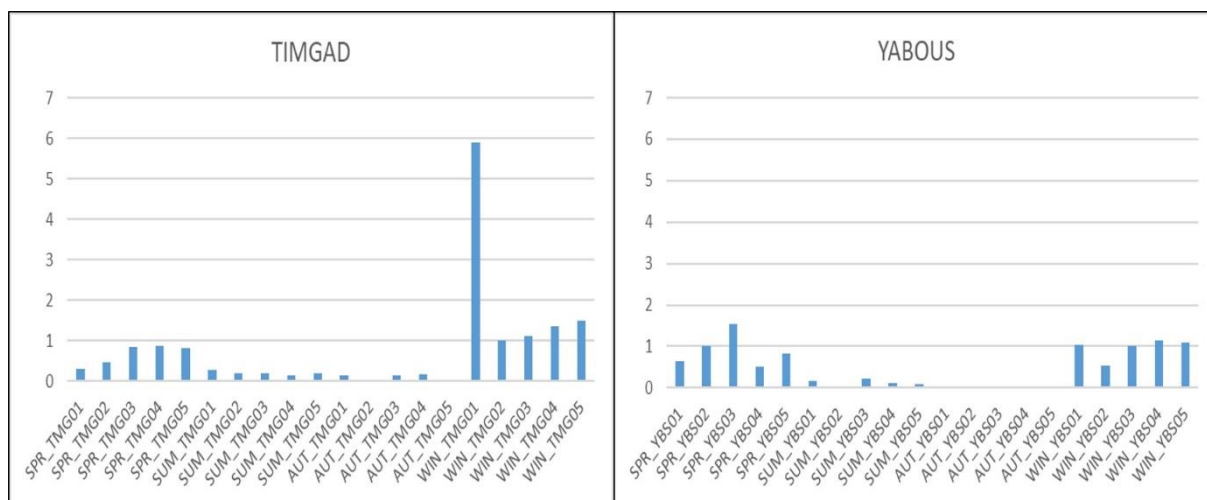


Figure III.39: Variation saisonnière phosphore inorganique dissous exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.2.6 Orthophosphate (PO_4^{3-})

Les concentrations d'orthophosphate (PO_4^{3-}) dans le barrage de Timgad (Figure III.35) varient de 0,001 mg/L (observé dans plusieurs stations) à 2,286 mg/L (station TMG01 le 19/02/2023), avec une moyenne de $(0,23 \pm 0,47)$ mg/L. L'orthophosphate est la forme de phosphore directement biodisponible pour les algues et les plantes aquatiques. Une concentration élevée d'orthophosphate à la station TMG01 peut indiquer des apports externes, comme le ruissellement de fertilisants agricoles.

Dans le cas du barrage de Yabous (Figure III.35), les concentrations d'orthophosphate varient de 0,000 mg/L (station YBS02 le 21/05/2022) à 0,248 mg/L (station YBS05 le 19/02/2023), avec une moyenne de $(0,05 \pm 0,06)$ mg/L..

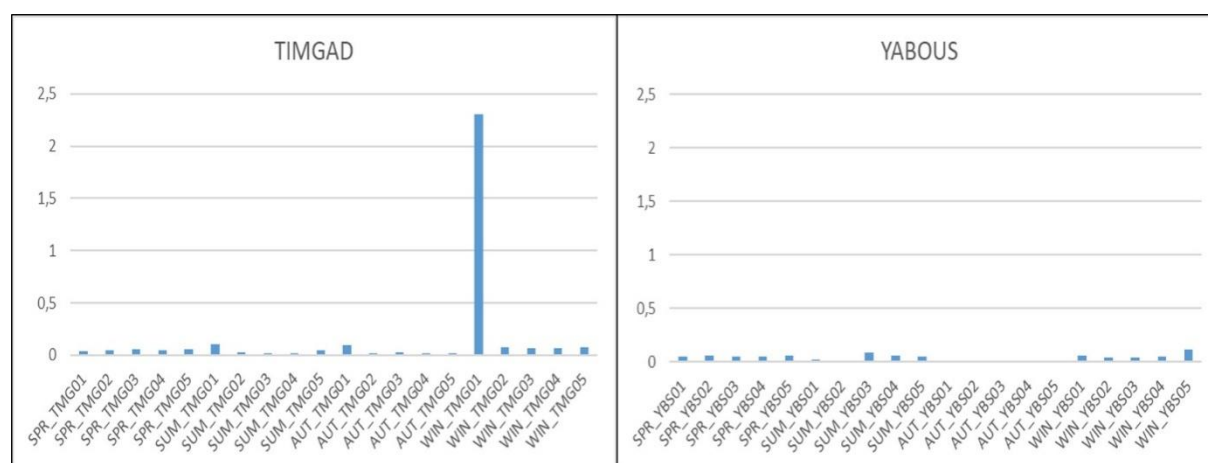


Figure III.40: Variation saisonnière des orthophosphates exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.2.7 Polyphosphate (P_2O_5)

Les concentrations de polyphosphate (P_2O_5) à Timgad (Figure III.36) varient de 0,001 mg/L (observé dans plusieurs stations) à 3,570 mg/L (station TMG01 le 19/02/2023), avec une moyenne de $(0,42 \pm 0,78)$ mg/L.

Dans le cas du barrage de Yabous (Figure III.36), les concentrations de polyphosphate (P_2O_5) s'étendent de 0,001 mg/L (station YBS02 le 26/07/2022) à 2,31 mg/L (station YBS01 le 19/02/2023), avec une moyenne de $(0,25 \pm 0,43)$ mg/L.

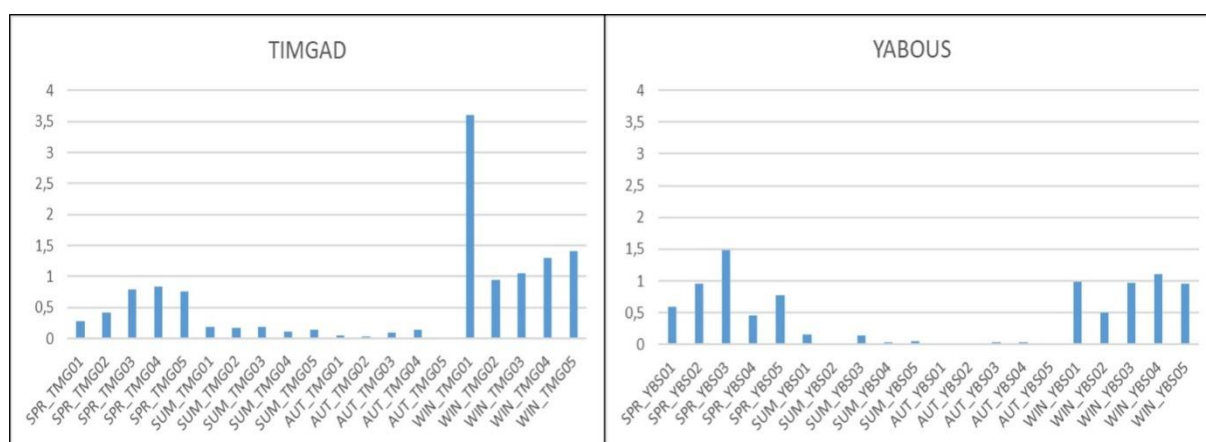


Figure III.41: Variation saisonnière des polyphosphates exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.6.2 Les Silicates SiOH₄

Pour le barrage de Timgad (Figure III.37), la concentration minimale de SiOH₄ a été relevée dans l'échantillon TMG03_25_12_2022 avec une valeur de 0,336 mg/L. Cette faible concentration peut indiquer une diminution des apports en silicates dissous pendant cette période hivernale, ou une consommation biologique accrue. En revanche, on a pu observer une concentration maximale dans l'échantillon TMG01_28_09_2022, atteignant 13,439 mg/L, tandis que la moyenne des concentrations en SiOH₄ pour toutes les stations du barrage de Timgad s'est établie à (3,71±3,52) mg/L. Les concentrations élevées en silicates peuvent résulter de la métamorphose chimique des roches silicatées avoisinantes, amplifiée par les fluctuations de température et les périodes de ruissellement saisonnier. Les résultats indiquent une augmentation significative des concentrations en silicates durant les mois estivaux (par exemple, TMG05_28_09_2022 avec 12,014 mg/L). Ce phénomène est probablement lié à une concentration accrue en raison de l'évaporation élevée. À l'inverse, les mois d'hiver enregistrent des concentrations plus basses (ex. TMG03_22_01_2023 avec 0,682 mg/L),

Pour le barrage de Yabous (Figure III.37), avec une moyenne en SiOH₄(5,49±2,84) mg/L, Les concentrations les plus faibles en silicates ont été relevées lors de la période de mai, avec une valeur minimale de 0,860 mg/L observée dans l'échantillon YBS05_21_05_2022.

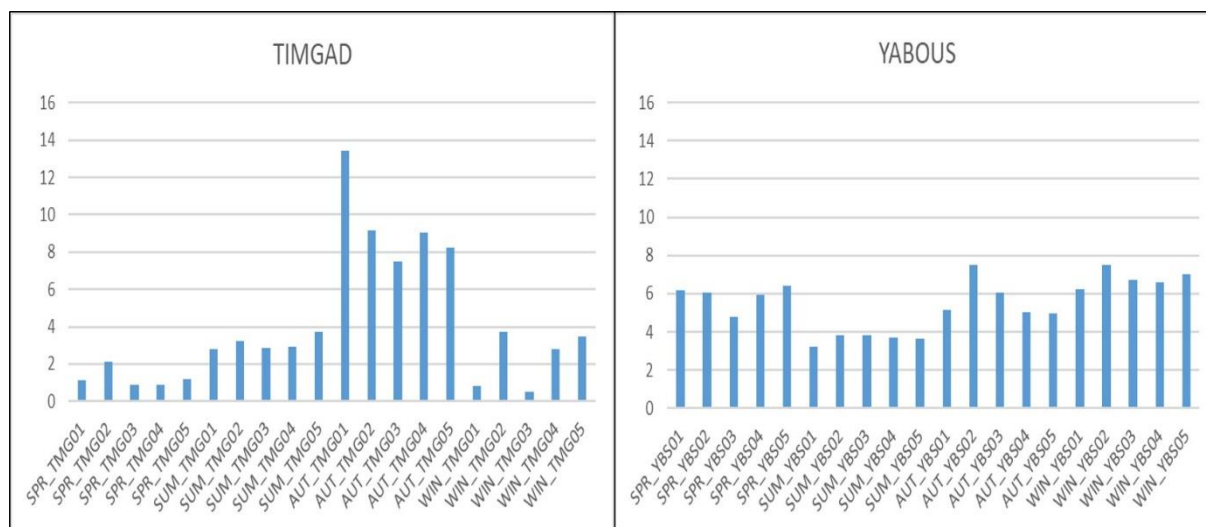


Figure III.42 : Variation saisonnière des silicates exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.6.3 Évaluation de la dominance des formes d'azote inorganique par rapport à la qualité de l'eau et des conditions écologiques

Lors de l'étude des différentes formes d'azote inorganique dans le réservoir de Timgad, une répartition nette des dominances a été identifiée, comme le montre le Tableau III.1. Parmi les 60 échantillons examinés, 48 présentent une prédominance de nitrate (NO_3^-), ce qui équivaut à 80 % des cas analysés. La dominance des nitrates est fréquemment associée à des conditions propices à la nitrification de l'azote dans des milieux fortement oxygénés, principalement en raison des apports provenant de l'agriculture, qui accroissent la concentration en nitrates par le ruissellement des engrais (Mouassa, Bourouba, & Bouderbala, 2016). En revanche, 12 échantillons, ce qui représente 20 %, démontrent une prédominance de l'ammonium (NH_4^+), ce qui est typique des régions où la décomposition de la matière organique libère de l'ammonium dans des conditions potentiellement hypoxiques (Ameur et al., 2014). L'absence de prédominance du nitrite (NO_2^-) dans les échantillons suggère un processus de nitrification abouti, au cours duquel le nitrite, en tant qu'intermédiaire, est rapidement transformé en nitrate, ne laissant aucune concentration significative dans l'eau. La distribution des différentes formes d'azote inorganique permet de mettre en lumière les processus biogéochimiques en cours dans le réservoir de Timgad, et met en évidence l'influence des conditions semi-arides du nord-est algérien sur la composition chimique des eaux.

Dans le cadre de l'évaluation des eaux du barrage de Yabous (Tableau III.2), les formes d'azote inorganique ont révélé une répartition distinctive en termes de dominance entre le

nitrate (NO_3^-) et l'ammonium (NH_4^+), sans indication significative de dominance. Pour le nitrite (NO_2^-). Parmi les 60 échantillons analysés, 44 présentent une dominance notable du nitrate, représentant ainsi 73,3 % des échantillons.

En revanche, les 16 échantillons restants, soit 26,7 %, montrent une dominance de l'ammonium. Ce type de dominance peut être observé dans des zones où la matière organique est abondante ou dans des environnements où l'oxygène est limité, empêchant ainsi la nitrification complète. La présence de NH_4^+ en quantités dominantes peut également refléter des apports récents de matière organique, des rejets urbains, ou des variations saisonnières qui influencent la dynamique de l'azote dans ce système aquatique semi-aride (Khellaf et al., 2022).

III.6.3.1 Dominance du Nitrate (NO_3^-)

Dans la majorité des échantillons (environ 70 %), le nitrate (NO_3^-) est la forme dominante d'azote inorganique, avec des Rappports variant de 32,76 % (station TMG03 le 21/05/2022) à 98,90 % (station TMG05 le 27/11/2022). Cette prédominance du nitrate indique un environnement bien oxygéné dans lequel la nitrification est le processus dominant, transformant l'ammonium en nitrate. Dans un contexte semi-aride, cette dominance peut aussi être due à des apports d'origine agricole ou à la minéralisation de la matière organique (Mouassa et al., 2016). Les stations présentant des Rappports élevés de NO_3^- par rapport au NID, telles que TMG05 (98,90 % en novembre 2022), pourraient être influencées par un ruissellement agricole riche en nitrate. Ce phénomène est particulièrement préoccupant car il peut favoriser l'eutrophisation en cas de stagnation de l'eau, ce qui pourrait affecter négativement la qualité de l'eau et la biodiversité aquatique.

Pour le barrage de Yabous, La dominance de NO_3^- dans de nombreux échantillons, comme le montrent les Rappports NO_3^-/NID élevés pour des dates telles que le 21 mai 2022 (par exemple, avec YBS01 présentant un Rapport de 95,33 %), suggère des conditions oxydantes dans les eaux du barrage.

III.6.3.2 Dominance de l'Ammonium (NH_4^+)

Environ un quart des échantillons révèlent une prédominance de l'ammonium (NH_4^+), avec des taux atteignant jusqu'à 92,19 % (station TMG05 le 26/03/2023). La prédominance de l'ion NH_4^+ est généralement constatée dans des environnements caractérisés par une faible disponibilité en oxygène, favorisant ainsi la libération d'ammonium par la décomposition de la matière organique. Au sein du barrage de Timgad, les stations présentant une prépondérance significative de NH_4^+ , comme TMG05 en mars 2023, indiquent des secteurs susceptibles d'être impactés par des apports organiques, qu'ils proviennent de sources anthropiques ou de la déposition naturelle de matière organique. Un taux élevé d'ammonium est souvent révélateur de la pollution des eaux, étant donné sa toxicité pour les organismes aquatiques à des niveaux élevés, en particulier dans les environnements semi-arides où l'évaporation et la concentration des ions sont plus prononcées.

En revanche, au barrage de Yabous, on observe une dominance de l'ammonium pour certains échantillons, tel que YBS02 du 28 juin 2022, où le rapport NH_4/NID atteint 48,20 %. Cette observation peut indiquer la présence de zones de réduction ou des apports de matière organique où la minéralisation n'a pas encore atteint les étapes ultérieures de nitrification (Hadi et al., 2020). La prédominance de l'ammonium est particulièrement marquée pendant les saisons hivernales, telles que les mois de janvier et février 2023.

III.6.3.3 Présence modérée de Nitrite (NO_2^-)

Le nitrite (NO_2^-), en tant qu'intermédiaire de la nitrification, est généralement présent en faible proportion par rapport aux autres formes d'azote inorganique, avec des taux pouvant atteindre jusqu'à 42,87 % (station TMG01 le 19/02/2023). Au sein du réservoir de Timgad, les rapports peuvent mettre en évidence des variations des taux d'oxygène en relation avec les saisons ou l'activité biologique, favorisant ainsi l'accumulation temporaire de nitrites.

Les prélèvements effectués sur le barrage de Yabous ne révèlent pas de prédominance de nitrite (NO_2^-), à l'exception de quelques cas isolés où sa concentration est relativement plus élevée, sans toutefois dépasser celle du nitrate ou de l'ammonium. Cette faible concentration de NO_2^- témoigne d'un processus de nitrification rapide, caractérisé par une conversion rapide du nitrite en nitrate dans des conditions oxydantes, qui sont habituelles dans les zones exposées. (Khellaf et al., 2022).

Tableau III.1: Pourcentage (%) la dominance des formes d'Azote inorganique dans le barrage de Timgad

Station	NO ₃ ⁻ /NID	NO ₂ ⁻ /NID	NH ₄ ⁺ /NID	Dominance
TMG01_21_05_2022	69,03	14,54	16,43	NO ₃ ⁻
TMG02_21_05_2022	46,53	10,44	43,03	NO ₃ ⁻
TMG03_21_05_2022	32,76	25,14	42,10	NH ₄ ⁺
TMG04_21_05_2022	75,77	7,41	16,83	NO ₃ ⁻
TMG05_21_05_2022	56,78	8,79	34,43	NO ₃ ⁻
TMG01_28_06_2022	46,86	13,23	39,91	NO ₃ ⁻
TMG02_28_06_2022	52,68	15,88	31,43	NO ₃ ⁻
TMG03_28_06_2022	50,82	12,52	36,66	NO ₃ ⁻
TMG04_28_06_2022	44,45	12,05	43,50	NO ₃ ⁻
TMG05_28_06_2022	81,25	2,25	16,50	NO ₃ ⁻
TMG01_26_07_2022	73,15	12,74	14,11	NO ₃ ⁻
TMG02_26_07_2022	59,97	18,37	21,66	NO ₃ ⁻
TMG03_26_07_2022	47,91	22,59	29,50	NO ₃ ⁻
TMG04_26_07_2022	42,95	36,46	20,59	NO ₃ ⁻
TMG05_26_07_2022	81,04	16,53	2,43	NO ₃ ⁻
TMG01_23_08_2022	96,90	0,93	2,17	NO ₃ ⁻
TMG02_23_08_2022	65,22	16,53	18,25	NO ₃ ⁻
TMG03_23_08_2022	61,78	22,38	15,83	NO ₃ ⁻
TMG04_23_08_2022	59,53	18,74	21,73	NO ₃ ⁻
TMG05_23_08_2022	91,54	4,75	3,71	NO ₃ ⁻
TMG01_28_09_2022	78,54	4,93	16,53	NO ₃ ⁻
TMG02_28_09_2022	79,66	3,70	16,64	NO ₃ ⁻
TMG03_28_09_2022	80,28	7,97	11,75	NO ₃ ⁻
TMG04_28_09_2022	83,90	5,42	10,68	NO ₃ ⁻
TMG05_28_09_2022	90,26	2,92	6,82	NO ₃ ⁻
TMG01_26_10-2022	84,18	2,91	12,91	NO ₃ ⁻
TMG02_26_10-2022	87,64	2,41	9,95	NO ₃ ⁻
TMG03_26_10-2022	31,55	0,92	67,53	NH ₄ ⁺
TMG04_26_10-2022	81,14	3,02	15,84	NO ₃ ⁻
TMG05_26_10-2022	82,75	2,83	14,42	NO ₃ ⁻
TMG01_27_11_2022	86,01	1,55	12,43	NO ₃ ⁻
TMG02_27_11_2022	90,24	2,44	7,32	NO ₃ ⁻
TMG03_27_11_2022	90,92	2,07	7,01	NO ₃ ⁻
TMG04_27_11_2022	95,44	0,78	3,77	NO ₃ ⁻
TMG05_27_11_2022	98,90	0,10	1,00	NO ₃ ⁻
TMG01_25_12_2022	85,28	1,32	13,40	NO ₃ ⁻
TMG02_25_12_2022	52,35	0,66	46,99	NO ₃ ⁻
TMG03_25_12_2022	92,51	2,70	4,79	NO ₃ ⁻
TMG04_25_12_2022	92,06	6,97	0,97	NO ₃ ⁻

TMG05_25_12_2022	94,44	0,73	4,83	NO ₃ ⁻
TMG01_22_01_2023	26,98	6,24	66,79	NH ₄ ⁺
TMG02_22_01_2023	51,25	24,33	24,42	NO ₃ ⁻
TMG03_22_01_2023	51,02	24,50	24,48	NO ₃ ⁻
TMG04_22_01_2023	49,81	25,66	24,53	NO ₃ ⁻
TMG05_22_01_2023	33,64	15,91	50,45	NH ₄ ⁺
TMG01_19_02_2023	24,06	42,87	33,07	NH ₄ ⁺
TMG02_19_02_2023	50,73	24,71	24,56	NO ₃ ⁻
TMG03_19_02_2023	51,08	24,46	24,46	NO ₃ ⁻
TMG04_19_02_2023	31,15	16,18	52,67	NH ₄ ⁺
TMG05_19_02_2023	44,84	21,39	33,78	NO ₃ ⁻
TMG01_26_03_2023	11,36	2,61	86,03	NH ₄ ⁺
TMG02_26_03_2023	51,10	24,44	24,46	NO ₃ ⁻
TMG03_26_03_2023	52,12	23,69	24,18	NO ₃ ⁻
TMG04_26_03_2023	10,28	8,01	81,71	NH ₄ ⁺
TMG05_26_03_2023	5,36	2,46	92,19	NH ₄ ⁺
TMG01_23_04_2023	7,85	3,46	88,69	NH ₄ ⁺
TMG02_23_04_2023	50,86	24,62	24,52	NO ₃ ⁻
TMG03_23_04_2023	52,19	23,65	24,17	NO ₃ ⁻
TMG04_23_04_2023	11,24	3,08	85,68	NH ₄ ⁺
TMG05_23_04_2023	9,98	4,73	85,30	NH ₄ ⁺

Tableau III.2: Pourcentage % la dominance des formes d'Azote inorganique dans le barrage de Yabous

Station	NO ₃ ⁻ /NID	NO ₂ ⁻ /NID	NH ₄ ⁺ /NID	Dominance
YBS01_21_05_2022	95,33	1,06	3,61	NO ₃ ⁻
YBS02_21_05_2022	48,20	5,71	46,09	NO ₃ ⁻
YBS03_21_05_2022	91,47	2,34	6,19	NO ₃ ⁻
YBS04_21_05_2022	86,69	1,23	12,08	NO ₃ ⁻
YBS05_21_05_2022	93,23	0,72	6,05	NO ₃ ⁻
YBS01_28_06_2022	82,94	0,94	16,12	NO ₃ ⁻
YBS02_28_06_2022	46,26	5,54	48,20	NH ₄ ⁺
YBS03_28_06_2022	93,18	2,25	4,56	NO ₃ ⁻
YBS04_28_06_2022	87,97	1,78	10,25	NO ₃ ⁻
YBS05_28_06_2022	93,82	1,04	5,14	NO ₃ ⁻
YBS01_26_07_2022	64,51	23,12	12,37	NO ₃ ⁻
YBS02_26_07_2022	52,22	22,75	25,03	NO ₃ ⁻
YBS03_26_07_2022	57,17	32,56	10,27	NO ₃ ⁻
YBS04_26_07_2022	62,38	25,59	12,03	NO ₃ ⁻
YBS05_26_07_2022	85,32	12,38	2,31	NO ₃ ⁻
YBS01_23_08_2022	88,02	6,96	5,02	NO ₃ ⁻
YBS02_23_08_2022	74,47	11,84	13,69	NO ₃ ⁻

YBS03_23_08_2022	77,26	2,66	20,08	NO ₃ ⁻
YBS04_23_08_2022	46,37	6,02	47,61	NH ₄ ⁺
YBS05_23_08_2022	74,50	5,80	19,69	NO ₃ ⁻
YBS01_28_09_2022	89,59	3,96	6,45	NO ₃ ⁻
YBS02_28_09_2022	87,24	4,12	8,64	NO ₃ ⁻
YBS03_28_09_2022	83,16	2,74	14,10	NO ₃ ⁻
YBS04_28_09_2022	86,56	3,59	9,85	NO ₃ ⁻
YBS05_28_09_2022	89,94	2,00	8,07	NO ₃ ⁻
YBS01_26_10-2022	77,61	3,72	18,67	NO ₃ ⁻
YBS02_26_10-2022	89,60	0,88	9,52	NO ₃ ⁻
YBS03_26_10-2022	85,47	2,10	12,42	NO ₃ ⁻
YBS04_26_10-2022	82,69	4,46	12,86	NO ₃ ⁻
YBS05_26_10-2022	87,41	2,45	10,13	NO ₃ ⁻
YBS01_27_11_2022	80,99	2,47	16,55	NO ₃ ⁻
YBS02_27_11_2022	78,58	12,78	8,64	NO ₃ ⁻
YBS03_27_11_2022	81,60	8,86	9,55	NO ₃ ⁻
YBS04_27_11_2022	91,62	1,63	6,76	NO ₃ ⁻
YBS05_27_11_2022	68,18	25,17	6,66	NO ₃ ⁻
YBS01_25_12_2022	65,55	31,14	3,31	NO ₃ ⁻
YBS02_25_12_2022	61,85	4,48	33,67	NO ₃ ⁻
YBS03_25_12_2022	58,19	5,98	35,83	NO ₃ ⁻
YBS04_25_12_2022	74,80	4,15	21,05	NO ₃ ⁻
YBS05_25_12_2022	60,56	7,59	31,85	NO ₃ ⁻
YBS01_22_01_2023	1,07	3,55	95,38	NH ₄ ⁺
YBS02_22_01_2023	9,97	21,20	68,84	NH ₄ ⁺
YBS03_22_01_2023	37,08	18,13	44,79	NH ₄ ⁺
YBS04_22_01_2023	56,24	3,64	40,11	NO ₃ ⁻
YBS05_22_01_2023	1,01	2,90	96,09	NH ₄ ⁺
YBS01_19_02_2023	44,67	4,34	50,98	NH ₄ ⁺
YBS02_19_02_2023	0,48	7,31	92,21	NH ₄ ⁺
YBS03_19_02_2023	15,43	7,54	77,02	NH ₄ ⁺
YBS04_19_02_2023	48,73	19,26	32,01	NO ₃ ⁻
YBS05_19_02_2023	40,41	0,00	59,59	NH ₄ ⁺
YBS01_26_03_2023	19,93	3,13	76,94	NH ₄ ⁺
YBS02_26_03_2023	6,70	25,20	81,18	NH ₄ ⁺
YBS03_26_03_2023	33,83	7,11	59,06	NH ₄ ⁺
YBS04_26_03_2023	48,16	10,92	40,92	NO ₃ ⁻
YBS05_26_03_2023	72,08	2,72	25,19	NO ₃ ⁻
YBS01_23_04_2023	58,74	6,14	35,12	NO ₃ ⁻
YBS02_23_04_2023	3,19	3,49	93,32	NH ₄ ⁺
YBS03_23_04_2023	5,80	2,51	91,68	NH ₄ ⁺
YBS04_23_04_2023	59,16	6,70	34,14	NO ₃ ⁻
YBS05_23_04_2023	16,70	10,61	72,69	NH ₄ ⁺

III.6.4 Rapports des nutriments

III.6.4.1 Rapport NOD/POD

Le rapport NOD/POD (Demande d'oxydation de l'azote par rapport à celle du phosphore) est un indicateur essentiel pour déterminer la disponibilité relative de l'azote et du phosphore dans un environnement aquatique. Des valeurs très élevées, observées dans les stations TMG03_28_06_2022 (1578,09) et TMG04_28_06_2022 (1978,44), indiquent une forte dominance en azote, probablement due à des apports agricoles ou à des rejets domestiques riches en azote, ce qui est courant dans les environnements où l'activité humaine est marquée (Conley et al., 2020). Cette dominance peut favoriser des proliférations algales nuisibles et conduire à des épisodes d'eutrophisation si elle n'est pas équilibrée par des apports en phosphore (Smith et al., 2019). En revanche, des stations comme TMG02_19_02_2023 (6,25) présentent un rapport NOD/POD plus faible, ce qui suggère une moindre influence des sources azotées et pourrait indiquer un équilibre des nutriments plus favorable pour la biodiversité.

Dans le cas de barrage de Yabous, la station YBS01 le 21/05/2022 présente une valeur moyenne de 418,2, signalant une nitrification active, tandis que des valeurs extrêmement élevées ont été enregistrées aux stations YBS02 et YBS03 respectivement les 23/08/2022 et le 25/12/2022, atteignant jusqu'à 9742,87 et 10193,60. Ces stations sont probablement influencées par des sources externes de matière organique ou des effluents qui augmentent la demande en oxygène pour la nitrification. En revanche, des stations avec des valeurs plus faibles, comme YBS01 le 22/01/2023 (23,71),

III.6.4.2 Rapport $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)/\text{PT}$

Le rapport $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)/\text{PT}$ exprime la proportion de nitrates et de nitrites par rapport au phosphore total, reflétant ainsi la disponibilité d'azote réactif dans l'eau. Des valeurs élevées, comme celles de la station TMG05_22_01_2023 (5,68), montrent un excès d'azote réactif, ce qui pourrait entraîner un déséquilibre écologique en favorisant les espèces algales opportunistes dépendantes de l'azote. À l'inverse, les stations telles que TMG02_26_07_2022 (0,08) affichent des valeurs plus faibles, indiquant soit une limitation en azote, soit une abondance en phosphore qui pourrait favoriser des espèces algales adaptées à de faibles concentrations d'azote.

Pour le barrage de Yabous, Les valeurs les plus élevées, comme celles de YBS05 le 23/04/2023 (0,50) et YBS03 le 19/02/2023 (0,35), signalent une forte concentration en azote oxydé par rapport au phosphore. Ces stations sont sujettes à des apports élevés en nitrates et nitrites, probablement dus à l'agriculture ou aux effluents urbains. À l'opposé, des stations comme YBS01 le 27/11/2022 (2,82) affichent une concentration équilibrée. La moyenne de ce rapport sur l'ensemble des stations est de 0,63, ce qui indique un niveau modéré de risque pour la majorité des sites.

III.6.4.3 Rapport NID/PID

Le rapport NID/DIP (Azote Inorganique Dissous / Phosphore Inorganique Dissous) est un indicateur clé pour évaluer les déséquilibres en nutriments. Les stations TMG05_28_09_2022 (12,86) et TMG03_23_08_2022 (1,10) présentent des Rapports élevés, montrant une dominance significative en azote inorganique dissous par rapport au phosphore. Cette condition peut entraîner des efflorescences algales et aggraver les phénomènes d'eutrophisation (Conley et al., 2020). Dans les écosystèmes naturels, un Rapport équilibré de NID/DIP est essentiel pour soutenir une croissance équilibrée des communautés phytoplanctoniques.

En revanche, le barrage de Yabous a présenté une valeur exceptionnellement haute a été observée à la station YBS02 le 27/11/2022 (31,21), tandis que des valeurs plus faibles, comme à la station YBS03 le 26/03/2023 (0,14), suggèrent une limitation en azote inorganique. En moyenne, le rapport NID/DIP pour l'ensemble des stations est de 3,72, ce qui laisse entendre que l'azote inorganique est généralement disponible en quantité suffisante par rapport au phosphate, mais certaines stations affichent une disproportion qui pourrait limiter la croissance des algues dans certains cas.

III.6.4.4 Rapport Nt/SiOH4

Le Rapport Nt/SiOH₄ est utilisé pour évaluer la disponibilité relative du silicate, un élément essentiel pour les diatomées, un groupe d'algues clé pour les écosystèmes aquatiques. Des valeurs élevées, telles que celles de la station TMG03_25_12_2022 (2700,22), indiquent une saturation en azote qui peut limiter la disponibilité du silicate pour les diatomées. Cette condition peut nuire à la stabilité écologique de l'écosystème en favorisant des algues non-siliceuses qui réduisent la qualité de l'eau. À l'inverse, des stations comme TMG02_23_08_2022 (9,02), avec des valeurs plus faibles, signalent une disponibilité en

silicate plus élevée, créant un environnement propice au développement des diatomées et à la santé globale de l'écosystème aquatique.

Le barrage de Yabous montre une variabilité importante. Des valeurs particulièrement élevées, telles que celles de YBS02 le 25/12/2022 (566,97), traduisent une dominance de l'azote par rapport au silicium, ce qui peut limiter la croissance des diatomées qui nécessitent le silicium. En revanche, des valeurs plus faibles, comme celles observées à la station YBS03 le 28/06/2022 (5,48), signalent une disponibilité plus équilibrée, favorable à une diversité phytoplanctonique incluant les diatomées. La moyenne pour l'ensemble des stations est de 83,12, indiquant globalement une abondance d'azote par rapport au silicium.

III.6.4.5 Rapport SiOH₄/Pt

Le rapport SiOH₄/Pt est un indicateur de la disponibilité en silicate par rapport au phosphore total. Dans les stations avec des valeurs élevées, telles que TMG05_25_12_2022 (149,81) et TMG01_28_09_2022 (115,15), la dominance en silicate favorise les diatomées, qui jouent un rôle crucial dans la chaîne alimentaire aquatique en stabilisant l'écosystème et en améliorant la clarté de l'eau. À l'opposé, les stations avec des Rapports faibles, comme TMG04_19_02_2023 (0,22), indiquent un environnement potentiellement plus riche en phosphore, ce qui peut favoriser la prolifération d'espèces algales non-diatomées et entraîner une réduction de la diversité biologique.

Au barrage de Yabous Les stations avec des valeurs très élevées, comme YBS02 le 19/02/2023 (780,86), montrent une disponibilité excessive de silicium en comparaison au phosphore. De telles valeurs favorisent les diatomées, mais si le phosphore reste limité, cela peut conduire à un déséquilibre au niveau de la communauté biologique aquatique (Harris, 2021). En moyenne, le rapport SIOH₄/Pt sur l'ensemble des stations est de 56,7, suggérant une disponibilité suffisante pour la croissance des diatomées sans pour autant provoquer une exclusion des autres groupes phytoplanctoniques.

III.6.4.6 Rapport SiOH₄/Nt/Pt

Ce rapport combine plusieurs nutriments pour donner une vue d'ensemble de l'état trophique de l'écosystème. Des valeurs élevées, observées dans des stations comme TMG01_23_08_2022 (0,84), révèlent une prévalence en silicate, favorable aux diatomées et

aux écosystèmes équilibrés. Les valeurs plus basses, par exemple dans TMG01_26_03_2023 (0,01), montrent un excès relatif de phosphore et/ou d'azote, ce qui pourrait encourager la croissance d'algues non-diatomées et des conditions eutrophisées (Glibert et al., 2020).

Pour le barrage de Yabous, Des valeurs extrêmement basses, comme celles de la station YBS04 le 22/01/2023 (0,04), peuvent indiquer une limitation en plusieurs nutriments, restreignant ainsi la croissance phytoplanctonique et la productivité primaire. Les valeurs moyennes pour ce rapport sont de 0,31, indiquant une disponibilité modérée des nutriments dans la majorité des stations. Cependant, les stations avec de faibles valeurs nécessitent une attention particulière, car elles peuvent entraîner une réduction de la diversité biologique due à la compétition accrue pour les nutriments.

Tableau III.3 : Résultats des rapports nutritifs dans le barrage de Timgad

Codification	$\frac{NOD}{POD}$	$\frac{NO_3 + NO_2}{P_t}$	$\frac{NID}{DIP}$	$\frac{N_t}{SIOH_4}$	$\frac{SIOH_4}{P_t}$	$\frac{SIOH_4}{N_t P_t}$
TMG01_21_05_2022	48,94	1,03	0,49	106,49	36,71	0,43
TMG02_21_05_2022	181,56	0,11	0,26	81,57	15,17	0,23
TMG03_21_05_2022	22,97	0,79	0,67	66,35	14,10	0,23
TMG04_21_05_2022	13,08	0,94	0,14	53,36	17,66	0,38
TMG05_21_05_2022	16,19	0,22	0,11	74,12	11,76	0,22
TMG01_28_06_2022	436,30	0,18	0,73	88,65	4,00	0,03
TMG02_28_06_2022	328,17	0,69	3,92	64,13	15,55	0,14
TMG03_28_06_2022	1578,09	1,05	5,47	60,23	17,21	0,20
TMG04_28_06_2022	1978,44	1,10	5,43	52,50	21,85	0,25
TMG05_28_06_2022	235,56	1,69	2,17	48,29	12,18	0,12
TMG01_26_07_2022	159,06	0,19	0,26	14,76	32,22	0,64
TMG02_26_07_2022	143,17	0,08	0,12	15,38	16,07	0,33
TMG03_26_07_2022	54,70	0,14	0,10	24,28	25,83	0,31
TMG04_26_07_2022	588,88	0,14	0,33	13,74	23,82	0,44
TMG05_26_07_2022	370,06	0,23	0,21	10,55	37,56	0,79
TMG01_23_08_2022	46,67	2,66	0,66	13,44	41,15	0,84
TMG02_23_08_2022	90,63	0,06	0,27	9,02	9,54	0,22
TMG03_23_08_2022	782,02	0,14	0,46	9,81	19,28	0,53
TMG04_23_08_2022	256,63	0,18	0,44	15,26	16,76	0,34
TMG05_23_08_2022	591,18	0,60	1,10	8,33	17,26	0,46
TMG01_28_09_2022	200,15	0,34	1,53	22,56	115,15	0,38
TMG02_28_09_2022	180,94	0,47	25,63	26,92	106,64	0,40
TMG03_28_09_2022	836,72	0,24	0,96	24,76	29,73	0,11
TMG04_28_09_2022	198,46	0,31	1,75	24,79	66,55	0,27
TMG05_28_09_2022	109,27	0,37	12,86	18,92	71,65	0,32

TMG01_26_10-2022	349,28	0,10	1,94	16,17	27,88	0,16
TMG02_26_10-2022	134,59	0,46	4,89	14,67	78,32	0,43
TMG03_26_10-2022	175,31	0,38	14,48	27,81	42,33	0,19
TMG04_26_10-2022	367,24	0,08	1,97	14,89	22,09	0,12
TMG05_26_10-2022	148,08	0,29	25,29	21,66	48,72	0,28
TMG01_27_11_2022	651,04	0,52	1,26	165,54	14,90	0,02
TMG02_27_11_2022	196,17	0,22	1,89	121,41	9,33	0,01
TMG03_27_11_2022	71,92	1,81	1,26	160,57	55,02	0,10
TMG04_27_11_2022	26,50	0,61	0,86	173,35	12,50	0,01
TMG05_27_11_2022	113,48	1,87	1,12	140,33	71,58	0,11
TMG01_25_12_2022	120,60	1,04	1,47	566,97	12,88	0,02
TMG02_25_12_2022	51,51	1,62	6,80	445,42	23,59	0,03
TMG03_25_12_2022	61,56	2,64	1,75	2700,22	5,33	0,01
TMG04_25_12_2022	29,05	1,80	0,17	135,29	98,71	0,11
TMG05_25_12_2022	175,16	2,69	0,63	84,29	149,81	0,20
TMG01_22_01_2023	26,57	0,08	1,24	556,88	0,44	0,00
TMG02_22_01_2023	50,57	0,18	0,42	256,93	1,34	0,01
TMG03_22_01_2023	13,97	0,72	0,70	262,22	2,05	0,01
TMG04_22_01_2023	15,12	0,37	0,36	477,23	1,30	0,00
TMG05_22_01_2023	24,98	5,68	3,67	155,60	2,92	0,02
TMG01_19_02_2023	2,39	0,27	0,04	234,24	1,07	0,01
TMG02_19_02_2023	6,25	0,11	0,08	15,57	10,27	0,08
TMG03_19_02_2023	5,84	0,50	0,14	230,72	1,23	0,01
TMG04_19_02_2023	49,05	0,04	0,14	199,69	0,22	0,00
TMG05_19_02_2023	3,38	0,22	0,06	259,99	1,76	0,01
TMG01_26_03_2023	56,22	0,24	1,65	113,56	1,55	0,01
TMG02_26_03_2023	355,64	0,33	2,65	24,63	9,24	0,08
TMG03_26_03_2023	198,27	0,69	3,00	351,35	2,17	0,01
TMG04_26_03_2023	118,29	0,13	1,81	261,38	0,49	0,00
TMG05_26_03_2023	411,62	0,76	3,29	298,96	1,46	0,01
TMG01_23_04_2023	500,08	0,24	2,76	141,95	3,68	0,02
TMG02_23_04_2023	4,21	0,48	1,34	310,84	1,63	0,01
TMG03_23_04_2023	12,70	0,59	0,71	284,27	1,67	0,01
TMG04_23_04_2023	53,66	0,38	0,88	243,58	2,19	0,01
TMG05_23_04_2023	35,64	0,70	0,85	101,90	3,71	0,02

Tableau III.4 : Résultats des rapports nutritifs dans le barrage de Yabous

Codification	NOD/POD	(NO₃⁻+NO₂⁻) /PT	NID/DIP	Nt/SIOH4	SIOH4/Pt	SIOH4/Nt/Pt
YBS01_21_05_2022	418,22	0,40	3,61	88,93	11,30	0,14
YBS02_21_05_2022	21558,07	3,89	17,70	81,82	25,85	0,36
YBS03_21_05_2022	202,18	0,90	1,70	97,05	4,77	0,06
YBS04_21_05_2022	80,37	1,02	19,42	76,63	3,28	0,05
YBS05_21_05_2022	208,47	2,37	16,40	84,86	9,56	0,13
YBS01_28_06_2022	1607,25	8,04	6,91	74,06	26,82	0,33
YBS02_28_06_2022	641,20	0,21	1,30	65,59	6,63	0,09
YBS03_28_06_2022	732,14	0,87	0,84	87,43	5,48	0,06
YBS04_28_06_2022	131,69	0,63	1,36	93,55	2,93	0,03
YBS05_28_06_2022	215,00	8,00	2,75	87,57	23,90	0,24
YBS01_26_07_2022	76,00	0,21	0,09	15,89	44,48	0,80
YBS02_26_07_2022	109147,52	0,76	2,78	8,49	295,45	6,65
YBS03_26_07_2022	1426,44	0,06	0,15	9,93	12,99	0,34
YBS04_26_07_2022	1301,11	0,07	0,22	10,22	19,79	0,51
YBS05_26_07_2022	437,28	0,14	0,18	7,67	52,38	1,32
YBS01_23_08_2022	591,03	0,18	0,28	8,78	35,19	0,79
YBS02_23_08_2022	9742,87	2,22	12,28	8,59	795,97	18,05
YBS03_23_08_2022	164,60	0,32	0,23	5,93	51,03	1,32
YBS04_23_08_2022	420,80	0,11	0,75	6,54	56,62	1,39
YBS05_23_08_2022	462,95	0,20	4,97	8,75	51,90	1,27
YBS01_28_09_2022	91,18	0,15	9,87	24,75	27,87	0,14
YBS02_28_09_2022	2006,94	3,35	68,75	21,47	847,58	4,16
YBS03_28_09_2022	170,17	0,23	2,51	35,14	38,06	0,20
YBS04_28_09_2022	184,93	0,21	2,14	27,70	46,17	0,25
YBS05_28_09_2022	1113,38	0,89	1,97	27,41	114,86	0,65
YBS01_26_10-2022	242,58	0,32	6,84	32,17	51,19	0,34
YBS02_26_10-2022	2730,69	1,95	9,46	12,56	505,72	4,23
YBS03_26_10-2022	292,84	0,42	3,48	17,45	96,95	0,60
YBS04_26_10-2022	926,12	0,16	0,97	33,13	22,81	0,14
YBS05_26_10-2022	94,53	0,17	1,80	27,54	20,74	0,14
YBS01_27_11_2022	1379,53	2,82	1,59	49,38	148,64	1,00
YBS02_27_11_2022	9536,85	31,21	42,96	47,10	780,87	4,67
YBS03_27_11_2022	246,34	1,06	1,70	34,66	54,13	0,45
YBS04_27_11_2022	1806,22	2,23	3,05	57,31	77,29	0,40
YBS05_27_11_2022	1029,07	3,24	6,26	36,17	94,15	0,84
YBS01_25_12_2022	10193,60	6,82	25,36	91,85	33,12	0,26
YBS02_25_12_2022	4059,83	10,14	6,25	42,76	1199,46	8,80
YBS03_25_12_2022	8678,01	0,39	1,42	39,63	60,21	0,50
YBS04_25_12_2022	57147,15	0,69	1,44	29,32	86,28	0,73
YBS05_25_12_2022	14637,73	0,60	1,34	32,56	83,70	0,83

YBS01_22_01_2023	23,72	0,34	1,60	10,11	76,18	0,74
YBS02_22_01_2023	50,96	0,88	0,66	16,20	33,12	0,21
YBS03_22_01_2023	42,53	1,07	0,57	21,44	64,62	0,42
YBS04_22_01_2023	17,03	0,21	0,89	18,09	5,18	0,04
YBS05_22_01_2023	19,24	0,33	0,88	12,87	19,44	0,15
YBS01_19_02_2023	7,83	1,55	0,15	20,11	58,92	0,41
YBS02_19_02_2023	18,39	0,61	0,33	17,03	31,12	0,19
YBS03_19_02_2023	9,38	0,35	0,09	16,59	73,13	0,44
YBS04_19_02_2023	10,70	0,33	0,07	20,16	21,03	0,13
YBS05_19_02_2023	13,83	1,16	0,13	19,95	65,66	0,43
YBS01_26_03_2023	174,33	0,74	2,20	17,75	39,91	0,26
YBS02_26_03_2023	28,46	0,56	0,18	17,99	20,72	0,14
YBS03_26_03_2023	11,52	0,05	0,14	15,64	4,31	0,03
YBS04_26_03_2023	785,78	0,29	1,93	15,74	36,96	0,28
YBS05_26_03_2023	154,83	0,24	0,49	17,13	15,65	0,10
YBS01_23_04_2023	37,88	0,38	0,17	16,78	19,57	0,13
YBS02_23_04_2023	37,65	1,33	0,69	16,68	47,71	0,31
YBS03_23_04_2023	13,61	0,03	0,20	28,14	4,11	0,03
YBS04_23_04_2023	30,61	0,24	0,13	15,90	16,73	0,13
YBS05_23_04_2023	21,59	0,50	0,18	14,82	46,98	0,36

III.6.5 Corrélation entre les rapports nutritifs

L'analyse de la matrice de corrélation des six rapports nutritifs calculés à partir des données recueillies aux barrages de Timgad et de Yabous offre un éclairage sur les liens entre les diverses variables de qualité de l'eau, permettant ainsi une meilleure appréhension de leur interdépendance. La corrélation entre les variables est mesurée sur une échelle de -1 à +1, où une corrélation positive suggère une évolution similaire des variables, tandis qu'une corrélation négative indique une évolution opposée. Une corrélation quasi nulle indique l'absence de lien linéaire entre les deux variables.

III.6.5.1 Barrage de Timgad

L'examen de la matrice de corrélation du barrage de Timgad, tel qu'illustré dans la Figure III.38, met en lumière des relations complexes entre les différents paramètres nutritifs examinés. Ces interactions soulignent des dynamiques cruciales pour la gestion de la qualité de l'eau. Le rapport NOD/POD montre une faible corrélation avec la majorité des autres paramètres, illustrant une certaine indépendance vis-à-vis des autres processus nutritifs, ce qui pourrait refléter une relative stabilité dans l'oxydation de la matière organique au sein de ce système aquatique (Bouras et al., 2021). Le rapport $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)/\text{PT}$, bien que faiblement

corrélé avec $\text{SiOH}_4/\text{Nt}/\text{Pt}$ (0,28), montre une influence modérée de l'azote oxydé par rapport au phosphore total, un phénomène lié au développement de communautés phytoplanctoniques telles que les diatomées qui nécessitent du silicium. En parallèle, le rapport NID/DIP, en corrélation positive avec SiOH_4/Pt (0,52), souligne un équilibre entre l'azote et le phosphore dissous, essentiel pour la disponibilité du silicium, élément souvent limitant pour la croissance de certaines espèces. Le rapport Nt/SiOH_4 montre une corrélation inverse avec SiOH_4/Pt et $\text{SiOH}_4/\text{Nt}/\text{Pt}$, suggérant une concurrence potentielle entre les nutriments azotés et siliceux, un équilibre crucial pour maintenir la biodiversité aquatique. Enfin, les corrélations positives de SiOH_4/Pt et de $\text{SiOH}_4/\text{Nt}/\text{Pt}$ mettent en lumière l'importance du silicium dans les interactions avec le phosphore, soulignant l'importance de ce rapport pour la gestion des écosystèmes aquatiques en évitant des phénomènes de déséquilibre écologique comme l'eutrophisation. En somme, ces corrélations démontrent l'importance d'un suivi continu et d'une gestion intégrée des nutriments dans le barrage de Timgad pour préserver l'équilibre écologique et la qualité de l'eau.

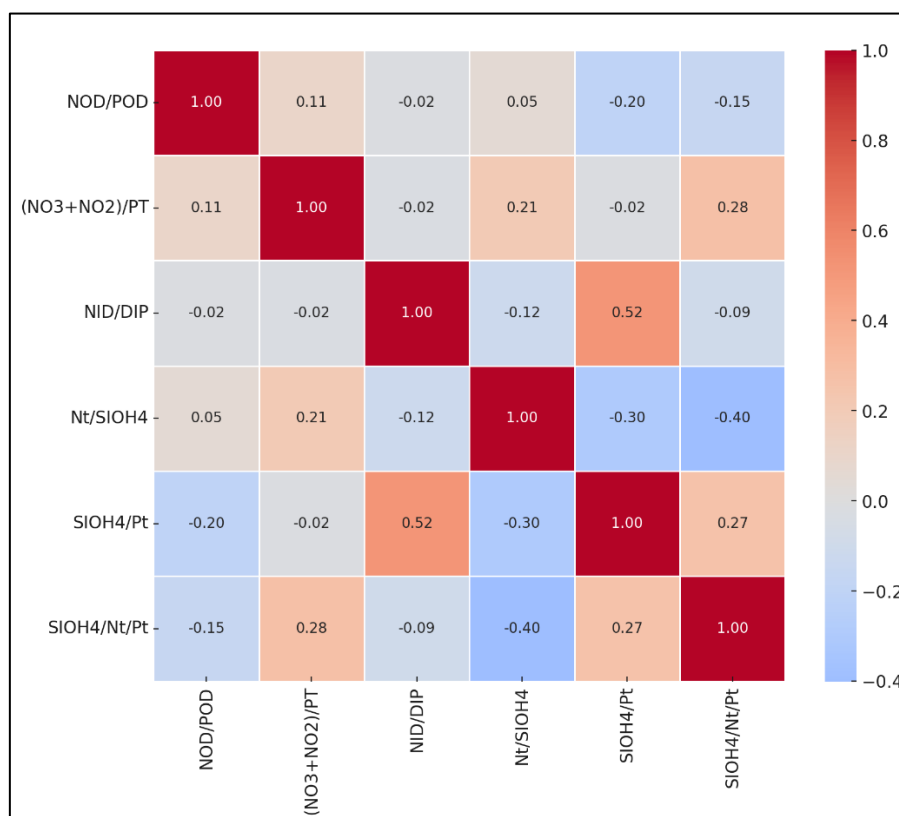


Figure III.43 : Matrice de corrélation des rapports nutritifs de barrage de Timgad

III.6.5.2 Barrage de Yabous

L'examen de la matrice de corrélation des rapports nutritionnels du barrage de Yabous (Figure III.39) met en lumière des interactions essentielles entre les différents paramètres associés à la qualité de l'eau, mettant en évidence la complexité des cycles biogéochimiques dans cet environnement aquatique. L'étude NID/DIP révèle une corrélation positive significative avec SiOH_4/Pt (0,47), ce qui suggère que l'interaction entre l'azote inorganique dissous et le phosphore dissous a un impact direct sur la disponibilité en silice, un élément essentiel pour le développement des diatomées et d'autres organismes siliceux (Harrison et al., 2019). En outre, il existe une corrélation modérée entre Nt/SiOH_4 et $\text{SiOH}_4/\text{Nt}/\text{Pt}$ (0,46).. D'autre part, la faible corrélation entre le rapport $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-) / \text{PT}$ et les autres rapports, à l'exception de Nt/SiOH_4 (0,25), suggère une interaction limitée de l'azote oxydé dans la dynamique des nutriments du système, peut-être en raison de conditions locales de faible réactivité biologique ou de la prédominance de formes de phosphore moins réactives (Johnson et al., 2020). L'absence de corrélations significatives entre les ratios NOD/POD et les autres ratios (en particulier -0.07 avec $(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-) / \text{PT}$) pourrait indiquer une autonomie dans les processus d'oxydation de la matière organique, témoignant des fluctuations dans la contribution de la matière organique ou de l'activité bactérienne dans ce compartiment. Cette matrice de corrélation met en évidence l'importance d'une approche holistique pour évaluer les interactions entre les nutriments, en combinant des études sur le terrain et des analyses expérimentales afin de mieux appréhender les mécanismes sous-jacents qui influent sur l'écosystème du barrage de Yabous.

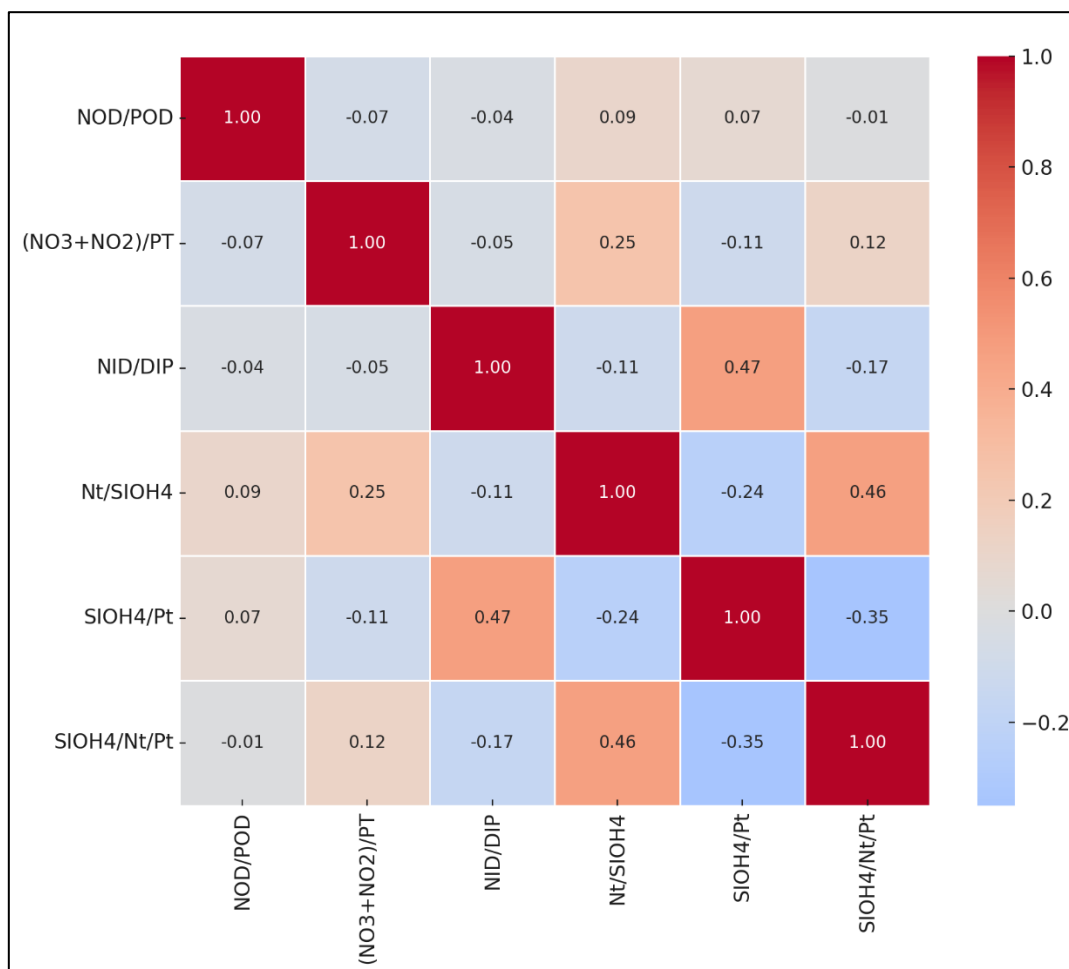


Figure III.44 : Matrice de corrélation des rapports nutritifs de barrage de Yabous

III.6.6 Paramètres de la matière organique

III.6.6.1 Matières en suspension (MES)

Au sein du barrage de Timgad Les concentrations de matières en suspension (MES) dans l'eau du réservoir (Figure III.40) présentent une variation significative, avec un niveau minimal de 1,60 mg/L (TMG04_28_06_2022) et un niveau maximal de 224,80 mg/L (TMG01_27_11_2022). La concentration moyenne de matières en suspension (MES) est de (23,96±22,17) mg/L.

Concernant le barrage de Yabous, les concentrations en matières en suspension (MES) présentent une grande diversité, allant d'un minimum de 0,4 mg/L (YBS05_26_10-2022) à un

maximum de 70,8 mg/L (YBS05_26_07_2022), comme illustré dans la Figure III.40. La moyenne générale s'élève à $(14,31 \pm 16,52)$ mg/L.

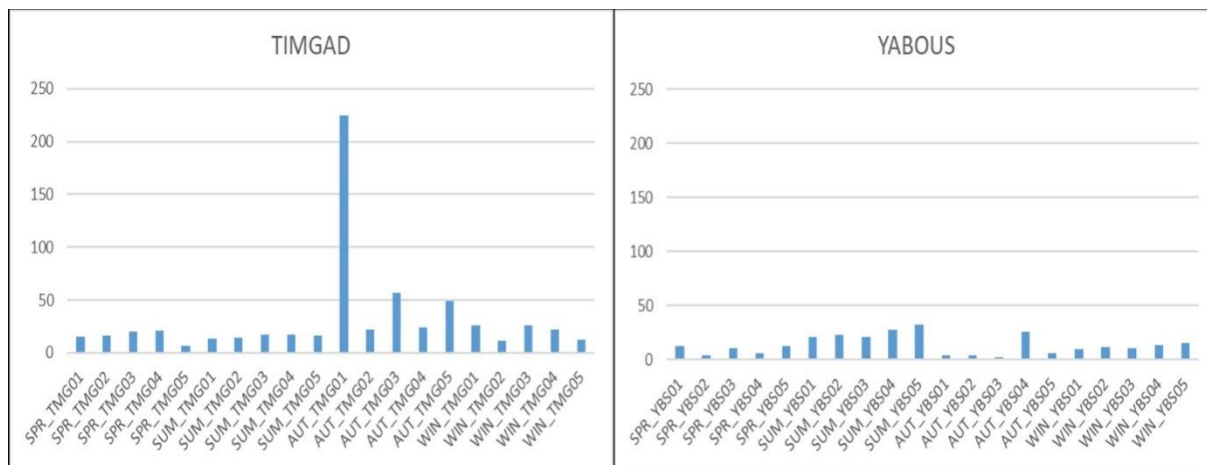


Figure III. 45 : Variation saisonnière des matières en suspension exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.6.3 Résidus secs (RS)

Les niveaux de concentration en résidus secs (RS) dans le réservoir de Timgad, comme illustré dans la Figure III.41, s'étendent de 150 mg/L (TMG02_21_05_2022) à 8200 mg/L (TMG05_26_03_2023), avec une moyenne de $(1462,21 \pm 1318,30)$ mg/L.

Au niveau du barrage de Yabous (Figure III.41), on observe des variations des concentrations en résidus secs allant de 100 mg/L (YBS01_28_06_2022) à 4250 mg/L (YBS01_23_04_2023), avec une moyenne de $(869,64 \pm 825,19)$ mg/L.

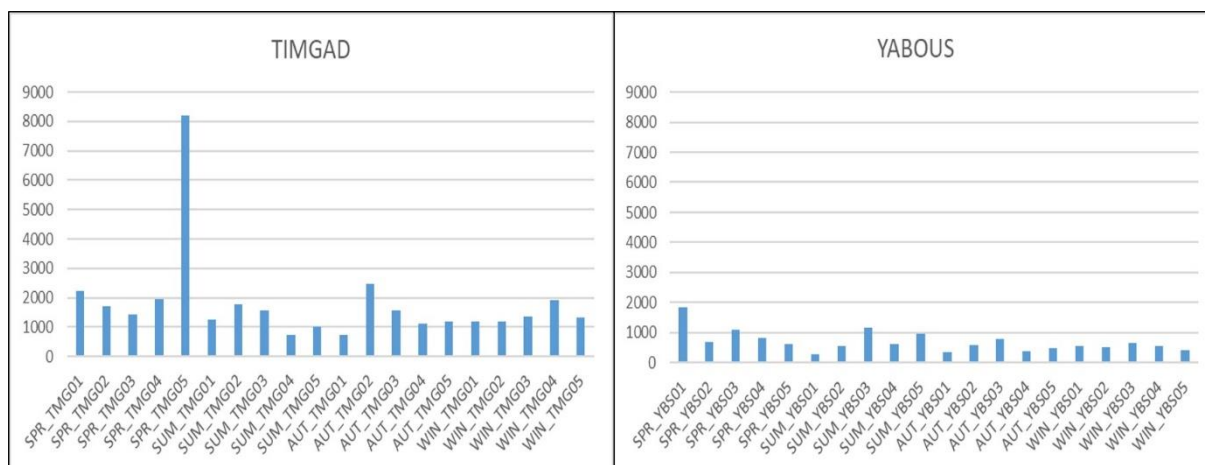


Figure III.46: Variation saisonnière desrésidus sec exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.6.6.4 Chlorophylle a (Chlo a)

La chlorophylle a, un marqueur de la quantité de matière organique produite par le phytoplancton, a été mesurée dans les eaux du barrage de Timgad (Figure III.42) à des concentrations variant de 0,053 mg/m³ (TMG05_26_07_2022) à 40,691 mg/m³ (TMG05_28_09_2022) avec une moyenne de (1,64±5,10 mg/m³).

Les teneurs de la chlorophylle ont dans le barrage de Yabous (Figure III.42) varié de 0,053 mg/m³ (YBS01_23_04_2023) à 8,117 mg/m³ (YBS03_28_06_2022), avec une moyenne de (0,99±1,63) mg/m³.

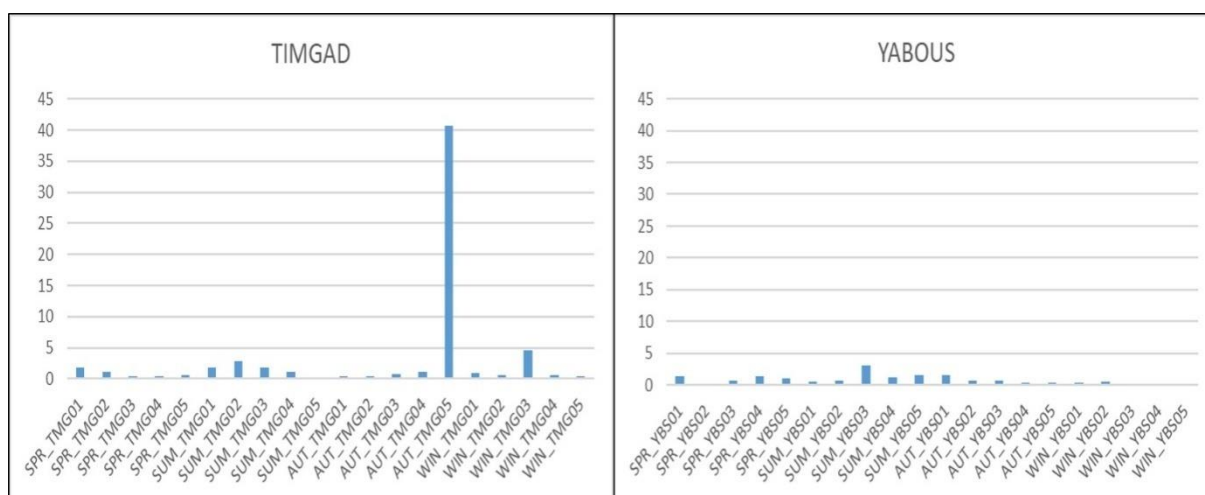


Figure III. 47 : Variation saisonnière de la chlorophylle a exprimée en (mg/m³) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.6.5 Phéopigments

Les Phéopigments, produits de dégradation de la chlorophylle, dans le barrage de Timgad (Figure III.43) varient entre 0,09078 mg/m³ (TMG05_26_07_2022) et 69,17436 mg/m³ (TMG05_28_09_2022), avec une moyenne de (2,84±8,83) mg/m³.

Dans le barrage de Yabous (Figure III.43), les Phéopigments, présentent des valeurs allant de 0,09078 mg/m³ (YBS04_23_04_2023) à 13,79856 mg/m³ (YBS03_28_06_2022), avec une moyenne de (1,57±2,26) mg/m³.

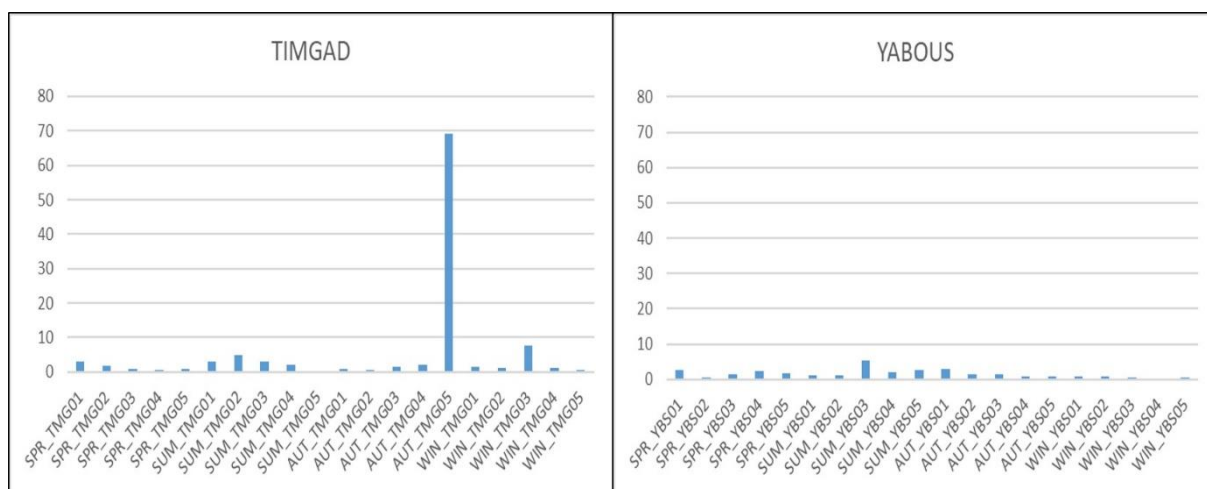


Figure III.48 : Variation saisonnière des pheopigments exprimée en (mg/m³) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.6.6 Carbone Organique Particulaire (COP)

Les valeurs du carbone organique particulaire (COP) dans le barrage de Timgad (Figure III.44) oscillent entre 10,19 mg/L (TMG04_25_12_2022) et 22,10 mg/L (TMG04_23_04_2023), avec une moyenne de (14,56±2,90) mg/L.

Le COP a Yabous (Figure III.44) varie de 10,36 mg/L (YBS05_28_09_2022) à 22,10 mg/L (YBS04_23_04_2023), avec une moyenne de 15,36±2,98 mg/L.

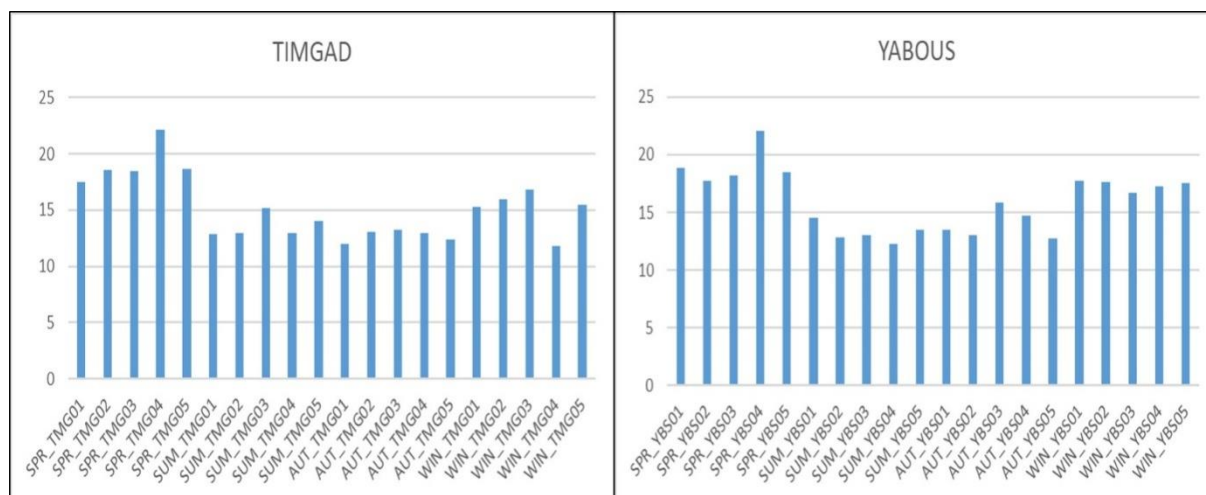


Figure III.49 : Variation saisonnière de carbone organique particulaire exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d’étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.6 .7 Demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO₅)

Les concentrations de la Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours à Timgad, telles qu’illustrées dans la Figure III.45, s’échelonnent de 49,90 mg/L (TMG03_23_04_2023) à 91,61 mg/L (TMG01_21_05_2022), avec une moyenne de (79,47±10,06) mg/L.

Le taux de demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO₅) dans le barrage de Yabous (Figure III.45) fluctue entre 70,59 mg/L (YBS01_28_06_2022) et 100,26 mg/L (YBS05_28_09_2022), avec une moyenne de (86,42±7,76) mg/L.

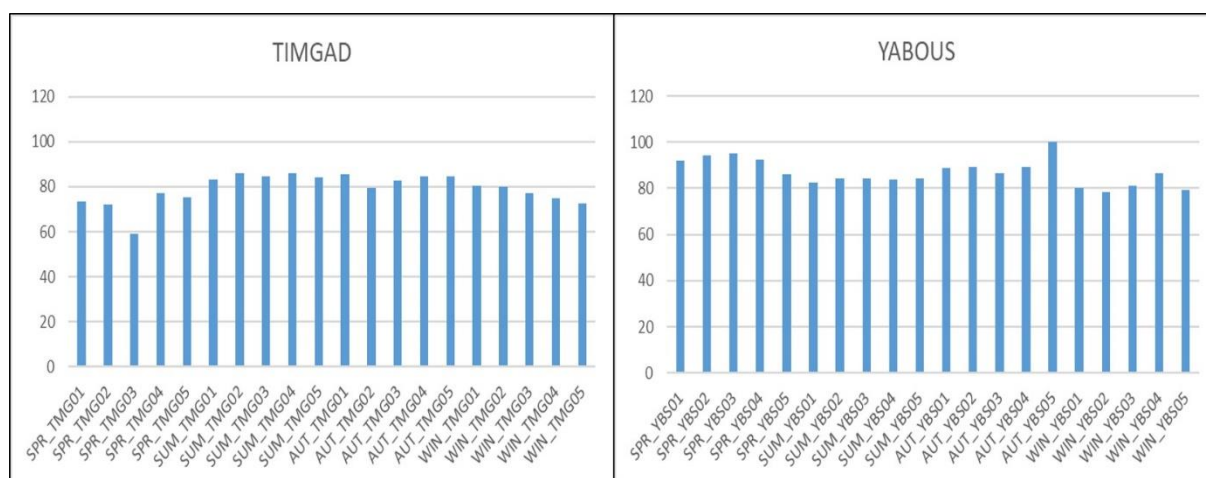


Figure III.50 : Variation saisonnière de la demande biologique en oxygène (DBO₅) exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d’étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous)

III.6.6.8 Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La DCO, qui mesure l'oxydation de la matière organique et inorganique Dans le Barrage de Timgad (Figure III.46) oscille entre 62,37 mg/L (TMG03_23_04_2023) et 114,52 mg/L (TMG01_21_05_2022), avec une moyenne de (97,76±11,25) mg/L.

La DCO dans les eaux de barrage de Yabous (Figure III.46) fluctue entre 88,24 mg/L (YBS01_28_06_2022) et 125,32 mg/L (YBS05_28_09_2022), avec une moyenne de (106,67±7,97) mg/L.

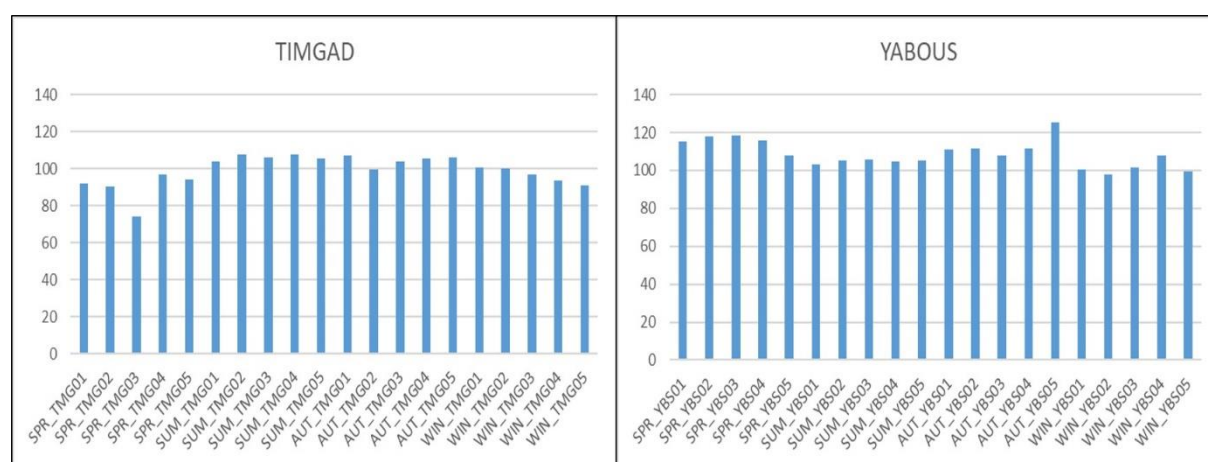


Figure III.51: Variation saisonnière de la demande chimique en oxygène (DCO) exprimée en (mg/l) des eaux dans les deux barrages d'étude (Mai 2022 -Avril 2023)(TMG : Timgad ; YBS : Yabous

III.6.9 Rapport DCO/DBO₅ par station et saison

A propos de le barrage de Timgad (Tab III.5), l'évaluation du rapport DCO/DBO₅ met en évidence des fluctuations notables de la biodégradabilité des composés organiques en fonction des saisons et des sites d'échantillonnage. Le rapport DCO/DBO₅, servant d'indicateur de la qualité de la matière organique, permet de différencier les différentes sources de pollution en fonction de leur degré de dégradabilité. En règle générale, un rapport inférieur à 2 indique une biodégradabilité élevée, tandis qu'un rapport supérieur à 2,5 suggère une matière organique difficilement dégradable, souvent liée à des apports anthropiques persistants. Les données collectées montrent que les stations situées en amont tendent à afficher des rapports plus faibles, suggérant des apports organiques naturels, tandis que les stations situées près des zones urbaines et agricoles présentent des Rapports plus élevés. La moyenne annuelle du rapport DCO/DBO₅ pour Timgad est de (2,3 ± 0,5), ce qui reflète une biodégradabilité

modérée et indique que la matière organique est principalement d'origine mixte, avec une composante réfractaire notable.

Quant au barrage de Yabous (Tab III.5), la situation est similaire en termes de variabilité saisonnière, mais les valeurs de DCO/DBO₅ sont influencées de manière plus marquée par les rejets agricoles et urbains environnants. Le rapport DCO/DBO₅ de ce barrage varie également en fonction des saisons, avec des valeurs particulièrement élevées en automne dans les stations en aval, où la décomposition de la végétation apporte des matières organiques plus résistantes. Par exemple, la station YBS04 en automne présente un rapport de 2,9, témoignant d'une accumulation de matière difficilement biodégradable. En revanche, les valeurs les plus basses sont observées au printemps dans la station YBS01 avec un rapport de 1,7. L'analyse du barrage de Yabous révèle également une moyenne annuelle du rapport DCO/DBO₅ de (2,4 ± 0,4), similaire à celle de Timgad, mais avec une variabilité légèrement moindre. Cette moyenne reflète une composition mixte de la matière organique, où les composés réfractaires persistent en raison de la pollution agricole et urbaine, surtout en été et en automne, lorsque l'évaporation intense et les activités humaines accentuent la concentration des substances organiques résistantes. Les données indiquent que, malgré des périodes favorisant la biodégradabilité accrue, l'eau du barrage de Yabous reste influencée par des sources de pollution réfractaires, ce qui renforce la nécessité de stratégies de gestion adaptées pour limiter l'impact de la pollution sur cet écosystème aquatique.

Tableau III.5 : Résultats de rapport saisonnier par station de DCO/DBO₅ dans le barrage de Timgad

Station	Printemps	Été	Automne	Hiver	Valeur Min	Valeur Max	Moyenne Annuelle ± Ecart-type	Catégorie de Biodégradabilité
TMG01	1,8	2,1	2,4	2,0	1,8	2,4	2,1 ± 0,3	Biodégradabilité modérée
TMG02	2,0	2,5	2,7	2,1	2,0	2,7	2,3 ± 0,3	Biodégradabilité modérée
TMG03	2,2	3,0	3,1	2,3	2,2	3,1	2,7 ± 0,4	Biodégradabilité modérée
TMG04	2,3	2,6	2,8	2,2	2,2	2,8	2,5 ± 0,3	Biodégradabilité modérée
TMG05	2,1	2,9	3,0	2,3	2,1	3,0	2,6 ± 0,4	Biodégradabilité modérée

Moyenne Annuelle Timgad	2,3 ± 0,5	Majoritairement Biodégradabilité modérée
--------------------------------	-----------	--

Tableau III.6: Résultats de rapport saisonnier par station de DCO/DBO5 dans le barrage de Yabous

Station	Printemps	Été	Automne	Hiver	Valeur Min	Valeur Max	Moyenne Annuelle ± Ecart-type	Catégorie de Biodégradabilité
YBS01	1,7	2,2	2,5	2,1	1,7	2,5	2,1 ± 0,3	Biodégradabilité modérée
YBS02	1,9	2,4	2,6	2,0	1,9	2,6	2,2 ± 0,3	Biodégradabilité modérée
YBS03	2,1	2,8	2,9	2,3	2,1	2,9	2,5 ± 0,4	Biodégradabilité modérée
YBS04	2,3	2,5	2,7	2,2	2,2	2,7	2,4 ± 0,2	Biodégradabilité modérée
YBS05	2,0	2,6	2,9	2,2	2,0	2,9	2,4 ± 0,3	Biodégradabilité modérée
Moyenne Annuelle Yabous							2,4 ± 0,4	Majoritairement Biodégradabilité modérée

III.7 Indices de la Qualité des eaux

III.7.1 Indice de la qualité des eaux pour la potabilité (WQI)

Les données du Water Quality Index (WQI) pour le réservoir de Timgad, telles qu'exposées dans la Figure III.47, s'échelonnent de 110,91 à 180,84, classant ainsi cette source d'eau dans la catégorie "acceptable" pour la consommation humaine selon les critères définis par Singh et al. (2011). Cette catégorisation, mettant en évidence une qualité acceptable mais non optimale, souligne la pertinence de cette ressource dans une zone semi-aride où les réserves d'eau douce sont restreintes et confrontées à des pressions humaines croissantes. Il convient de souligner qu'une étude précédente réalisée par Bouslah et al. (2017) avait abouti à des valeurs de l'indice de qualité de l'eau (WQI) du barrage de Timgad qui ont entraîné une classification plus préoccupante. En se basant sur les classifications élaborées par Brown et al. (1972), Chatterji et Raziuddin (2002) ainsi que Denbath et al. (2017), ces chercheurs ont catégorisé l'eau du barrage comme étant "non potable" et "très peu salubre".

En ce qui concerne le barrage de Yabous, les valeurs de l'indice de qualité de l'eau (WQI), tel qu'illustré dans la Figure III.47, varient entre 54,33 et 66,72. D'après les critères établis par Singh et al. (2011), ces valeurs témoignent d'une qualité de l'eau considérée comme "bonne" pour la consommation humaine tout au long de l'année. Ceci implique que le barrage de Yabous est moins affecté par les pressions polluantes que le barrage de Timgad, même si la présence de certains contaminants ne peut être exclue. Divers éléments peuvent contribuer à l'amélioration de la qualité de l'eau, tels qu'une gestion plus rigoureuse des sources de pollution, des pratiques agricoles moins invasives, ainsi que des caractéristiques géologiques et hydrologiques favorisant l'auto-épuration de l'eau (Singh et al., 2011).

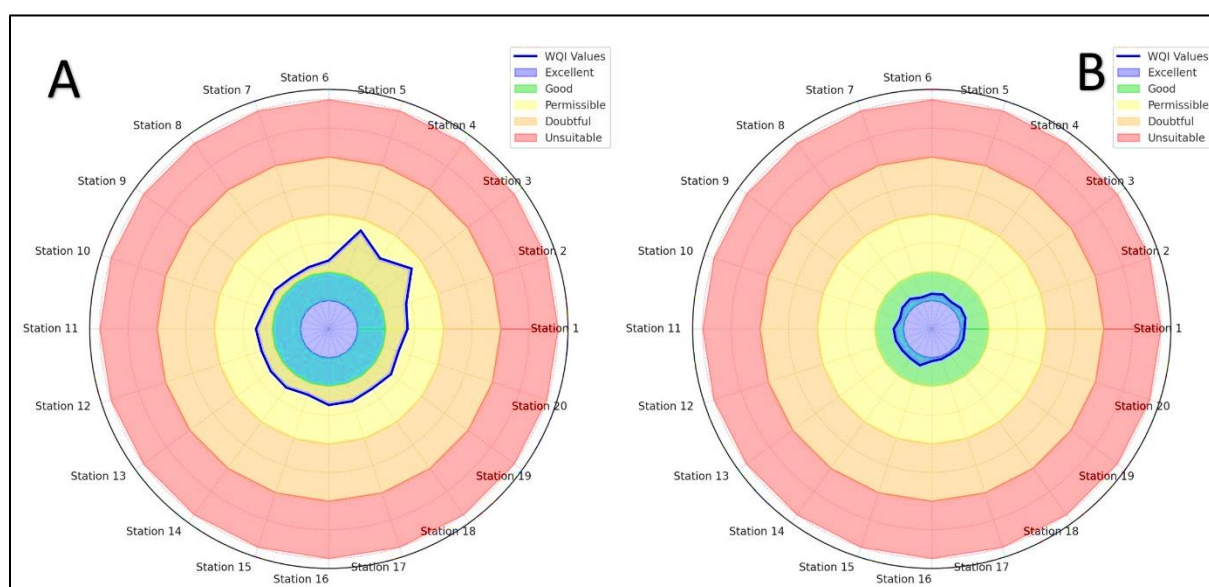


Figure III.52 : Évaluation Comparative de la Qualité de l'Eau des Barrages de Yabous et de Timgad selon l'Indice WQI

III.7.2 Indice de qualité de l'eau pour la vie aquatique

Le Canadian Council and Ministry of Environment Water Quality Index (CCME-WQI), ou l'Indice de Qualité de l'Eau du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME WQI), a été utilisé pour la première fois sur les deux barrages après une année entière de caractérisation physico-chimique, une étape cruciale pour une application rigoureuse de cet indice. Cette évaluation vise à quantifier l'intégrité écologique de l'eau en offrant une analyse approfondie de sa qualité et des potentiels facteurs de détérioration, notamment dans le cadre des barrages en Algérie. D'après les données exposées dans la Figure III.48, le barrage de Timgad affiche une valeur minimale de $(52,28 \pm 2,11)$ à la station 05 et une valeur maximale

de $(57,14 \pm 2,11)$, avec une moyenne annuelle de $(56,02 \pm 2,11)$. Ces valeurs sont classées dans la catégorie "Marginale" du CCME WQI (voir Tableau 02), ce qui indique des conditions souvent menacées ou altérées, s'éloignant fréquemment des niveaux naturels ou souhaitables pour la préservation de l'écosystème aquatique.

Le barrage de Yabous, tel qu'illustré dans la Figure III.48, affiche une hydrochimie plus favorable. On observe une concentration minimale de $(68,77 \pm 1,12)$ à la station 01, une concentration maximale de $(71,72 \pm 1,12)$ à la station 02, et une concentration moyenne annuelle de $(69,81 \pm 1,12)$. Selon le Tableau II.11.

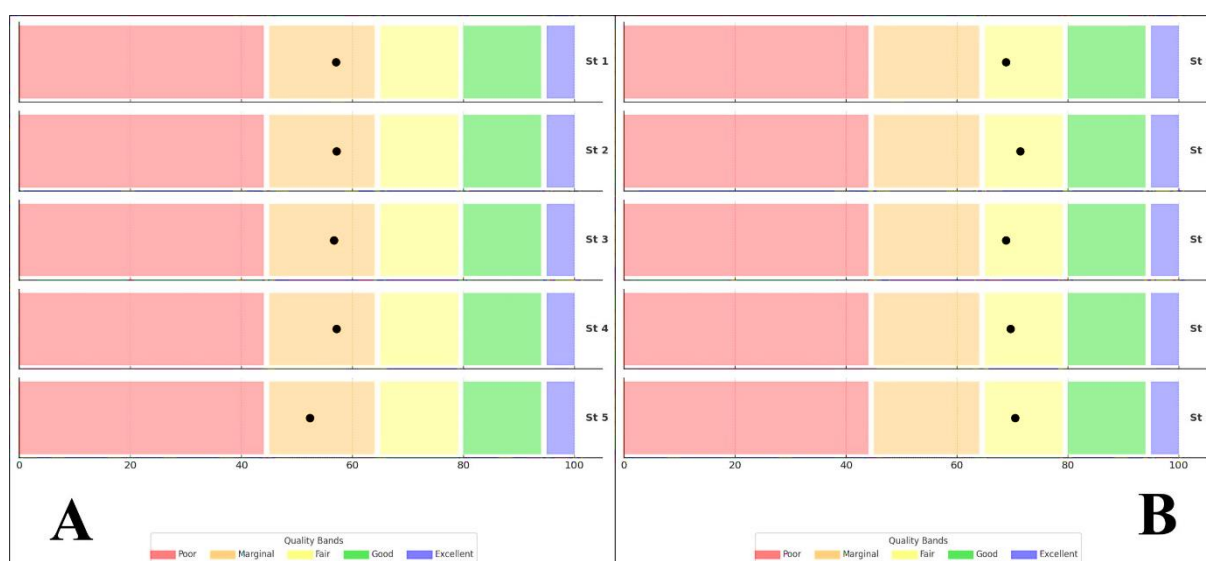


Figure III.53 : Évaluation Comparative de la Qualité de l'Eau des Barrages de Yabous et de Timgad selon l'Indice CCME WQI

III.8 Qualité de l'eau pour l'irrigation

III.8.1 Risque sodique (%Na) et rapport d'adsorption de sodium (SAR)

Les résultats de l'analyse de sodium absorption ratio (SAR), exprimés en milliéquivalents par litre (meq/l), offrent une évaluation de l'impact du sodium par rapport aux niveaux de calcium et de magnésium. Au niveau du barrage de Timgad, les niveaux de SAR s'échelonnent de 1,98 à 4,18, avec une moyenne de 2,95. Ces valeurs indiquent une qualité d'eau principalement "bonne" pour l'irrigation selon la classification de Richards (1954), à l'exception de la station 02 en hiver, où un SAR de 1,98 est considéré comme "excellent". Au niveau du barrage de Yabous, les valeurs du Sulfate Adsorbé par le Réseau d'Aluminium (SAR) varient entre 0,55 et 1,55, avec une moyenne de 0,70. Ces résultats classent la totalité des échantillons comme

étant de qualité "excellente" pour une utilisation en irrigation, selon la classification de Richards (1954).

En ce qui concerne le taux de sodium (%Na) observé au niveau du barrage de Timgad, on constate une plage de valeurs allant de 27,69 à 49,49, avec une moyenne de 38,57. D'après la typologie établie par Wilcox (1955), 75 % des échantillons sont catégorisés comme étant de qualité "bonne" pour l'irrigation, tandis que 15 % sont classés comme étant de qualité "permissible" pendant la saison estivale. Au niveau du barrage de Yabous, les concentrations en sodium (%Na) s'échelonnent de 11,36 à 26,93, avec une valeur moyenne de 15,36. Ces résultats classent 90 % des échantillons comme étant de qualité "excellente" et 10 % comme étant de qualité "bonne".

L'examen des graphiques SAR vs Conductivité Électrique (CE) selon Richards met en évidence que la totalité des échantillons prélevés au barrage de Timgad sont classés en tant que C3-S1, ce qui suggère une qualité d'eau propice à la croissance des plantes tolérantes au sel mais inadéquate pour les sols mal drainés. À Yabous, tous les échantillons sont classés dans la catégorie C2-S1, ce qui témoigne d'une qualité d'eau modérée, convenant à une irrigation prudente dans des sols peu drainants.

III.8.2. Le Carbonate Résiduel de Sodium (RSC)

Le carbonate résiduel de sodium (RSC) est un indicateur de l'alcalinité de l'eau. Des niveaux élevés de carbonate/bicarbonate peuvent précipiter le calcium et le magnésium, affectant la structure du sol (Bauder et al., 2011). Au barrage de Timgad, les valeurs de RSC varient de -11,03 meq/l (printemps, station 03) à -4,92 meq/l (été, station 02), avec une moyenne de -8,86 meq/l, classée "permissible". Au barrage de Yabous, les valeurs varient de -5,42 meq/l à -2,43 meq/l, avec une moyenne de -3,90 meq/l, également jugée "permissible" pour l'irrigation.

III.8.3. Indice de Perméabilité (PI)

L'évaluation de la compatibilité de l'eau avec l'irrigation repose essentiellement sur l'utilisation de l'indice de perméabilité (PI) tel que défini par Donnen en 1964. Les valeurs du Potentiel d'Irrigation (PI) pour le barrage de Timgad varient de 36,82 % à 54,40 %, avec une moyenne annuelle de 47,47 %, ce qui est considéré comme étant "adéquat" pour les besoins en irrigation. Par ailleurs, les taux de l'Indice de Pollution (PI) pour le barrage de Yabous s'échelonnent de 30,22 % à 44,73 %, avec une moyenne de 43,30 %, ce qui suggère une

qualité d'eau jugée "adéquate" pour les besoins en irrigation selon les critères établis par Donnen (1964).

III.8.4. Salinité Potentielle (PS)

La salinité potentielle (PS), déterminée à partir des concentrations de chlorure et de sulfate, constitue un paramètre permettant d'évaluer le degré de salinité de l'eau. Au niveau du barrage de Timgad, les concentrations de matières en suspension (PS) s'échelonnent de 7,42 à 18,12, avec une moyenne de 12,30, ce qui qualifie cette ressource hydrique d'"inappropriée" en termes d'irrigation. En ce qui concerne le barrage de Yabous, les niveaux de concentration en phosphore sont jugés satisfaisants, à l'exception de la station 04 au printemps, qui est classée comme "excellente" avec une concentration de 2,86.

III.8.5. Rapport de Kelly (KR)

Le Rapport de Kelly (KR) constitue un indicateur essentiel dans l'évaluation de la qualité de l'eau d'irrigation. Les coefficients de rugosité (KR) pour le barrage de Timgad s'échelonnent de 0,38 à 0,86, avec une valeur moyenne de 0,62, ce qui le classe comme "adéquat" pour l'irrigation selon la classification de Kelley (1964). Au barrage de Yabous, les valeurs vont de 0,12 à 0,36, avec une moyenne de 0,18, indiquant également une eau "adéquate" pour l'irrigation.

III.8.6. Bicarbonate Résiduel de Sodium (RSBC)

Le bicarbonate résiduel de sodium (RSBC), selon Gupta (1983), est crucial pour évaluer la classe d'alcalinité. Pour le barrage de Timgad, les valeurs de RSBC vont de -0,09 à 3,22, avec une moyenne de 1,28, indiquant principalement une alcalinité faible. Au barrage de Yabous, les valeurs de RSBC oscillent entre 1,14 et 5,59, avec une moyenne de 3,12, variant de faible à moyenne selon les saisons.

III.8.7. Risque Magnésien (MH)

Le risque magnésien (MH), proposé par Raghunath (1987), met en évidence le rôle du magnésium dans l'irrigation. Au barrage de Timgad, les valeurs de MH varient de 82,48 à 88,36, ce qui le classe comme "inapproprié" pour l'irrigation. De même, au barrage de Yabous, les valeurs de MH, allant de 85,96 à 94,6, indiquent une qualité d'eau inadaptée pour les sols agricoles, soulignant le besoin d'une gestion attentive de l'irrigation pour ces sources d'eau

Tableau.III.7 : Nombre de stations de barrage de Timgad et Yabous par rapport aux catégories de différent indice d'irrigation ;

Classification pattern	Catégories	Barrage de Timgad	Barrage de Yabous
Percent Sodium (%Na)	Excellente	0	18
	Bonne	15	2
	Admissible	5	0
	Médiocre	0	0
	Mauvaise	0	0
Sodium Absorption Rapport (SAR)	Excellente	1	20
	Bonne	19	0
	Admissible	0	0
	Médiocre	0	0
Permeability Index (PI)	Mauvaise	20	20
	Approprié Inapproprié	0	0
Residual Sodium Carbonate (RSC)	Admissible	20	20
	Inapproprié	0	0
Magnesium hazard (MH)	Admissible	0	0
	Inapproprié	20	20
Kelly's Rapport (KR)	Admissible	20	20
	Inapproprié	0	0
Potential salinity (PS)	Excellente a Bonne	0	1
	Bonne a médiocre	0	19
	Médiocre a mauvaise	20	0
Residuel sodium bicarbonate (RSBC)	Non alcaline	4	0
	Normal	0	0
	Basse alcalinité	13	11
	Moyenne Alcalinité	3	7
	Alcalinité élevé	0	0
	Alcalinité très élevé	0	2

III.8.8. Analyse des corrélations des paramètres de qualité de l'eau du barrage de Timgad

L'examen du regroupement des paramètres de qualité de l'eau dans le barrage de Timgad par le biais d'une analyse de heatmap clustering (Figure III.49) révèle des liens importants entre divers indicateurs chimiques employés pour juger de la pertinence de l'eau pour l'irrigation. Cette approche visuelle permet de mettre en évidence les relations entre les différents paramètres, ainsi que d'identifier des regroupements ou des ensembles de paramètres

présentant des caractéristiques similaires. Cette démarche s'avère cruciale pour la gestion et la préservation des ressources hydriques dans un cadre à la fois écologique et agricole.

III.8.8.1. Groupement de Na% et KR

L'un des clusters les plus notables dans cette heatmap est le regroupement du pourcentage de sodium (%Na) et du Rapport de Kelly (KR), avec une corrélation positive élevée. Cette association indique que dans le barrage de Timgad, une augmentation du sodium dans l'eau est systématiquement liée à une hausse du Rapport de Kelly.

III.8.8.2. Corrélation inverse entre PS et RSC

Le clustering met également en lumière une corrélation négative marquée entre la salinité potentielle (PS) et le carbonate résiduel de sodium (RSC). Cette relation inverse suggère que lorsque la salinité potentielle de l'eau augmente, la concentration en carbonate résiduel tend à diminuer, ce qui peut être attribué à des processus de précipitation chimique, où le carbonate se lie à d'autres ions dans l'eau et précipite sous forme de sels insolubles.

III.8.8.3. Groupe SAR et PI

Un autre cluster pertinent est celui constitué du Sodium Adsorption Rapport (SAR) et de l'indice de perméabilité (PI), qui sont tous deux des indicateurs de l'impact de l'eau d'irrigation sur la structure du sol et sa perméabilité. Une corrélation positive entre ces paramètres, bien que moins marquée, indique que dans les échantillons du barrage de Timgad, une augmentation du SAR correspond à une augmentation du PI, ce qui pourrait signifier que, malgré les risques de sodicité, l'eau conserve une capacité modérée à maintenir la perméabilité du sol.

III.8.8.4. MH et PS

L'analyse révèle une forte corrélation entre le risque magnésien (MH) et la salinité potentielle (PS), suggérant que la présence de magnésium et de sulfates dans l'eau est un facteur clé contribuant à l'élévation de la salinité. Des recherches démontrent que le magnésium a la capacité d'altérer la configuration des sols en encourageant la dispersion des particules, particulièrement en situation de forte salinité (Raghunath, 1987). Au niveau du barrage de Timgad, la présence importante de magnésium associée à une salinité élevée pourrait restreindre la capacité de cette eau à être utilisée pour des cultures sensibles aux sels, notamment sur des sols à faible drainage. Cette observation corrobore les constatations de

Bennabi et al. (2023) quant à l'influence des ions de magnésium sur les caractéristiques des sols en situation d'irrigation.

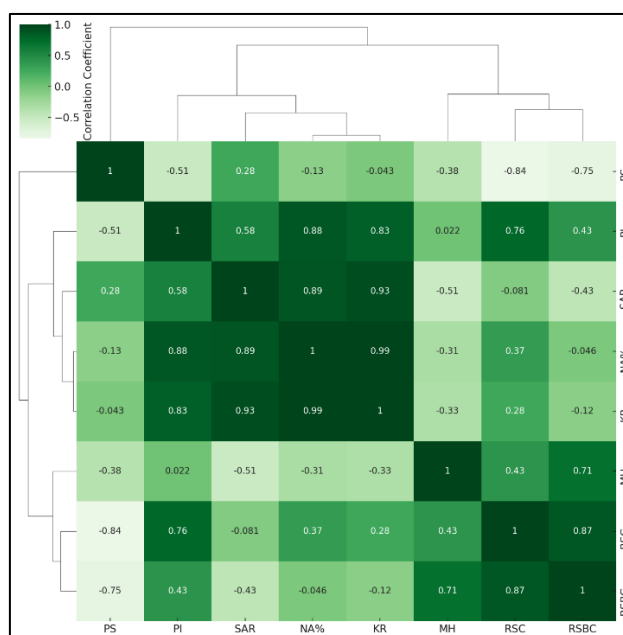


Figure III.54 : Analyse des Corrélations des Paramètres de Qualité de l'Eau pour l'irrigation dans le Barrage de Timgad : Visualisation par Clustering Heatmap

III.8.9. Analyse des corrélations des paramètres de qualité de l'eau du barrage de Yabous : Approche par Heatmap de Clustering et implications pour l'irrigation :

L'analyse par heatmap de clustering des paramètres de qualité de l'eau du barrage de Yabous dans la figure III.50, révèle des corrélations significatives entre différents indicateurs, fournissant une vision approfondie des relations potentielles entre les facteurs chimiques et leur impact sur la qualité de l'eau pour l'irrigation. Ce type de visualisation permet de détecter les clusters de paramètres corrélés, facilitant l'interprétation des interactions complexes dans l'écosystème du barrage et soutenant la prise de décisions pour une gestion efficace des ressources en eau.

III.8.9.1. Corrélation entre Na% et KR

L'une des corrélations les plus significatives mises en évidence dans cette représentation graphique est celle entre le pourcentage de sodium (%Na) et le Rapport de Kelly (KR), démontrant une relation positive forte.

III.8.9.2. Corrélacion entre RSC et PS

Une autre relation significative dans le heatmap est la corrélation négative entre le carbonate résiduel de sodium (RSC) et la salinité potentielle (PS). Cette corrélation inverse indique que l'augmentation de la salinité potentielle tend à diminuer les concentrations de carbonates résiduels, probablement à cause de processus de précipitation. En effet, lorsque les ions carbonates se lient aux cations comme le calcium, des composés insolubles peuvent se former, réduisant ainsi la quantité de carbonates dissous (Bauder et al., 2011). La salinité élevée de l'eau est particulièrement problématique pour les sols avec un mauvais drainage, car elle accentue les processus de salinisation secondaire, affectant ainsi la croissance des cultures sensibles au sel (Bennabi et al., 2023).

III.8.9.3. Association entre SAR et PI

Le rapport d'adsorption de sodium (SAR) et l'indice de perméabilité (PI) montrent également une corrélation positive modérée dans les données du barrage de Yabous. Une relation entre ces deux paramètres signifie qu'une augmentation de la concentration en sodium dans l'eau d'irrigation (révélée par le SAR) est associée à une modification de la perméabilité du sol (PI). Ce phénomène est essentiel dans les sols argileux où une concentration accrue en sodium pourrait provoquer une dispersion des particules, réduisant la stabilité du sol (Kadi et Ait Brahim, 2020). Une perméabilité réduite diminue l'efficacité de l'irrigation, car l'eau et les nutriments ne peuvent pas facilement pénétrer dans le sol, ce qui est corroboré par des études sur les sols algériens.

III.8.9.4. Corrélacion MH et PS

Le risque magnésien (MH) et la salinité potentielle (PS) présentent une corrélation positive, suggérant que des concentrations élevées de magnésium dans l'eau d'irrigation sont souvent accompagnées d'une salinité accrue. Le magnésium, lorsqu'il est présent en excès, peut perturber la structure du sol en réduisant sa stabilité et en favorisant la dispersion des particules d'argile, ce qui peut aggraver les effets de la salinité (Raghunath, 1987). Des études ont démontré que dans les barrages et les retenues d'eau des régions arides, les niveaux élevés de magnésium couplés à une salinité élevée sont particulièrement dommageables pour les cultures sensibles aux sels, nécessitant ainsi une gestion prudente des eaux pour éviter la dégradation des sols (Khelil et Boulaine, 2022).

Les conclusions de cette analyse, réalisée à l'aide d'une carte de chaleur basée sur le regroupement (clustering heatmap), mettent en évidence les interactions complexes observées entre les divers paramètres de qualité de l'eau présents dans le barrage de Yabous. Les corrélations mises en évidence présentent des opportunités significatives en vue de la gestion durable de l'eau d'irrigation et de la préservation de la santé des sols. Plus précisément, les liens entre les indicateurs de sodicité, de salinité, de perméabilité et de magnésium mettent en évidence l'importance d'une évaluation complète des caractéristiques de l'eau avant son application en irrigation, en particulier dans les régions sensibles des écosystèmes semi-arides. D'autres études ont été réalisées dans d'autres barrages en Algérie, démontrant que l'utilisation de stratégies d'irrigation appropriées peut atténuer les impacts négatifs des eaux fortement salines et préserver la productivité agricole dans les régions arides (Bouderbala, 2021). Ces résultats pourraient constituer un fondement pour le développement de politiques de gestion de l'eau intégrées, qui ont pour objectif de préserver les écosystèmes tout en favorisant les pratiques agricoles.



Figure III.55 : Analyse des Corrélations des Paramètres de Qualité de l'Eau pour l'irrigation dans le Barrage de Yabous : Visualisation par Clustering Heatmap

III.9. Indices de pollution des eaux

III.9.1 Indice de Pollution de l'Eau (WPI)

L'utilisation de l'indice de pollution de l'eau (WPI) sur les deux barrages examinés, suite à une analyse physico-chimique saisonnière, met en évidence des fluctuations notables des niveaux de pollution. Concernant le barrage de Timgad (Figure III.51), on constate que les valeurs du WPI varient entre 0,93 (minimum) à la station 03 en été et 1,38 (maximum) à la même station au printemps. Ces résultats révèlent une classification de pollution élevée pour la plupart des échantillons, en particulier durant les saisons de printemps, d'automne et d'hiver. Ces résultats soulignent une vulnérabilité significative du barrage de Timgad aux pressions de pollution, qui pourraient être attribuables aux apports agricoles et urbains provenant des zones environnantes. Des recherches antérieures menées dans des zones géographiques comparables ont démontré que les barrages implantés dans des bassins versants fortement impactés par l'activité humaine sont soumis à des niveaux accrus de pollution, ce phénomène pouvant avoir des répercussions sur la diversité des espèces aquatiques et entraîner une détérioration de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation (Bouderbala, 2021). À l'inverse, les résultats pour le barrage de Yabous (III.51) sont plus favorables, avec un WPI variant entre 0,49 et 0,65, indiquant une classe de "Bonne" qualité tout au long de l'année. Cela suggère une meilleure gestion des activités humaines autour de ce réservoir, favorisant un niveau de pollution moindre

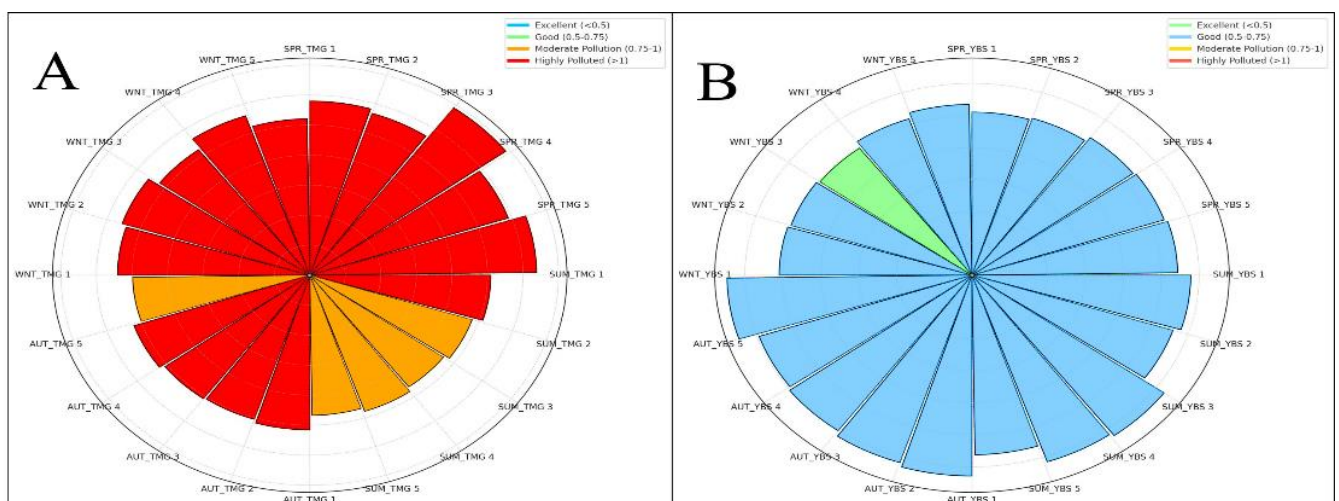


Figure III.56 : Évaluation comparative de la qualité de l'eau des barrages de Yabous et de Timgad selon l'Indice WPI

III.9.2 Indice de Pollution des Nutriments (NuPI)

L'indice de pollution des nutriments (NuPI) dans la Figure III.52 révèle des tendances saisonnières distinctes dans les deux barrages. Au barrage de Timgad, les valeurs du NuPI varient entre 0,30 en hiver et 2,24 à la station 04 en hiver, divisant les échantillons entre une classe "sans pollution" au printemps et en été, et une classe de pollution modérée en automne et en hiver. Cela montre une accumulation saisonnière des nutriments dans l'eau, potentiellement due à l'utilisation d'engrais dans les bassins versants, un phénomène également documenté dans des études sur les zones arides (Bennabi et al., 2023). En comparaison, le barrage de Yabous Figure III.52 présente des valeurs de NuPI beaucoup plus favorables, situées exclusivement dans la classe "sans pollution," ce qui témoigne d'un contrôle efficace des apports de nutriments.

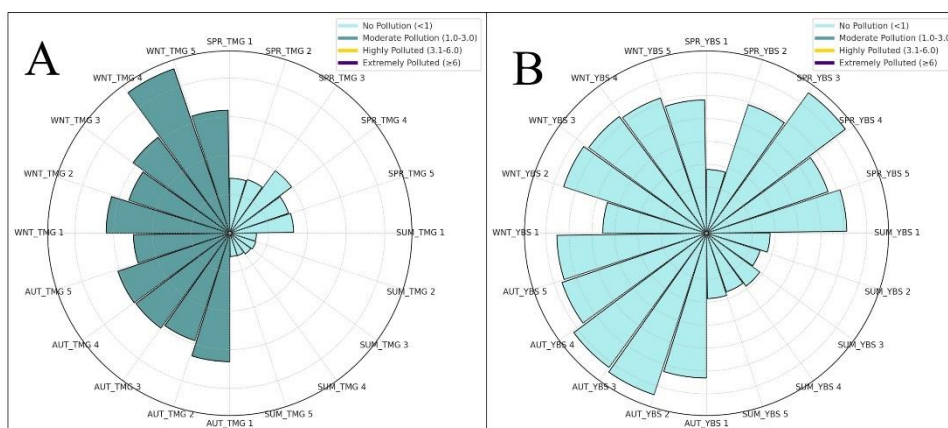


Figure III.57: Évaluation Comparative de la Qualité de l'Eau des Barrages de Yabous et de Timgad selon l'Indice NuPI

III.9.3 Indice de Pollution Organique (OPI)

L'analyse de l'indice de pollution organique (OPI) (Figure III.53) révèle des fluctuations saisonnières marquées au niveau du barrage de Timgad, avec des niveaux oscillant entre 2 et 3,5. Ces résultats indiquent une présence modérée de pollution organique au printemps, en été et en automne, et une pollution plus intense en hiver, à l'exception de la station 05. Environ 80 % des échantillons présentent une pollution modérée, ce qui témoigne d'une charge organique élevée, potentiellement associée aux rejets agricoles et aux eaux usées (Bauder et al., 2011). En ce qui concerne le barrage de Yabous (Figure III.53), on observe une répartition plus homogène des résultats, avec des valeurs comprises entre 2,25 et 4, et une variation saisonnière de la répartition des classes de pollution organique. Cette variabilité peut résulter

de divers facteurs naturels et anthropiques, ce qui souligne la nécessité d'une surveillance constante afin de prévenir toute détérioration.

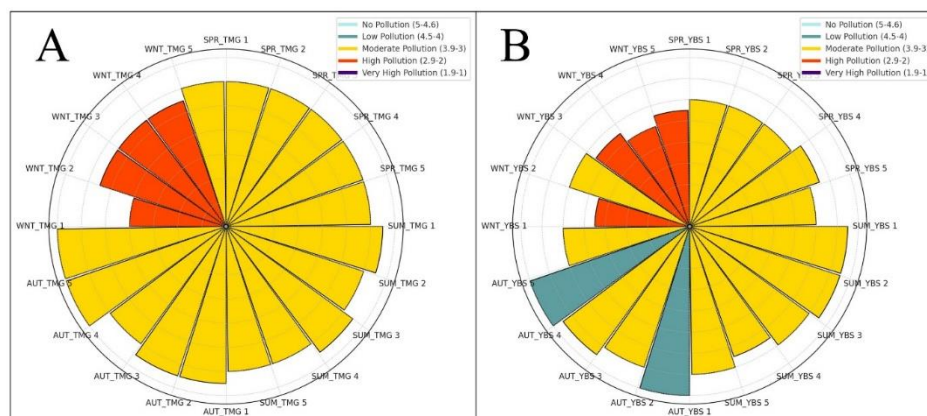


Figure III.58 : Évaluation comparative de la qualité de l'eau des barrages de Yabous et de Timgad selon l'Indice OPI

III.9.4 État Trophique

L'analyse de l'état trophique des barrages, basée sur le ratio NT/PT (Figure III.54), révèle une prédisposition à l'hypertrophie pour le barrage de Timgad, où 80 % des échantillons sont catégorisés comme hypertrophes. Ce degré élevé de trophicité témoigne d'une abondance excessive de nutriments, caractéristique des réservoirs affectés par des apports de matières organiques et de phosphates, En revanche, le barrage de Yabous présente une gamme plus étendue de niveaux trophiques, allant de l'oligotrophie à l'hypertrophie, comme illustré dans la Figure III.54. Cette diversité démontre une résilience écologique accrue et une gestion plus équilibrée des nutriments.

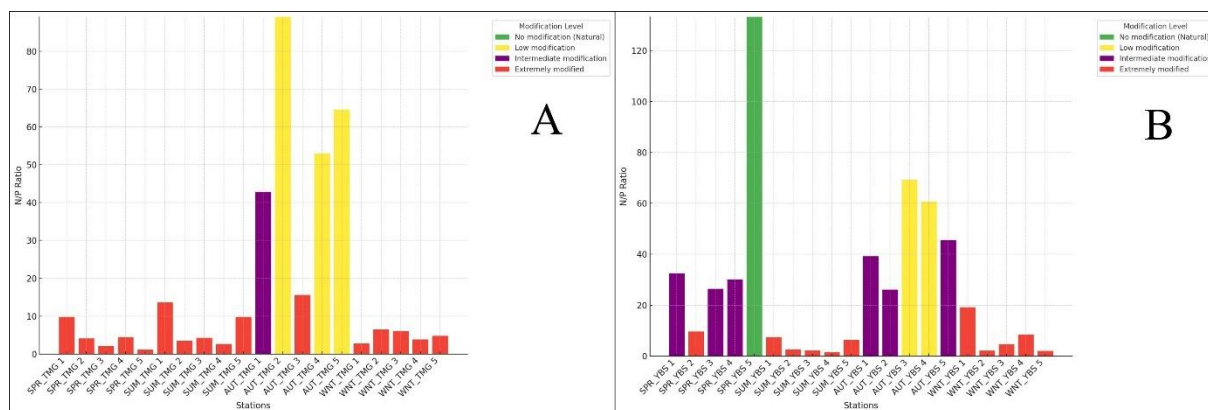


Figure III.59: Évaluation comparative de l'état trophique de l'eau des barrages de Yabous et de Timgad selon le Rapport Nt/Pt

III.10. Etude de communautés phytoplanctoniques

III.10.1. Composition taxonomique de la flore micro algale recensée

A/ Barrage de Timgad

Suite à l'analyse microscopique des échantillons d'eau collectés, le Tableau 16 présente la liste systématique du phytoplancton, établie conformément à la classification proposée par Bourrelly (1970) et Sournia (1986). De plus, un site web spécialisé dans la systématique des algues microscopiques, AlgaeBase (www.algaebase.org), a été utilisé pour compléter cette identification, laquelle a été réalisée jusqu'au niveau du genre.

Dans le barrage de Timgad (Tableau III.8) met en évidence une diversité phytoplanctonique structurée, dominée par les *Bacillariophyceae* (20 genres, 31,25 %), indiquant des conditions favorables en nutriments et en oxygène, et les *Chlorophyceae* (14 genres, 21,875 %), souvent associées à des apports élevés en phosphates et nitrates, caractéristiques des écosystèmes eutrophiques. Les *Cyanophyceae* (13 genres, 20,3125 %), bien représentées, signalent un risque potentiel d'efflorescences toxiques en raison de leur prolifération dans des eaux riches en azote et exposées à des températures élevées. Les *Zygnematophyceae* (4 genres, 6,25 %), bien que moins abondantes, contribuent à la stabilité écologique en occupant des niches spécifiques. Les *Mediophyceae* (3 genres, 4,6875 %), *Euglenophyceae* (3 genres, 4,6875 %) et *Dinophyceae* (3 genres, 4,6875 %) apportent une diversité fonctionnelle et témoignent de la présence de micro-habitats favorisant des conditions localisées riches en matières organiques. Les *Trebouxiophyceae* (2 genres, 3,125 %) et les *Ulvophyceae* (1 genre, 1,5625 %) indiquent des environnements spécifiques à faible turbulence, tandis que les *Chrysophyceae* (1 genre, 1,5625 %), bien que marginales, signalent des zones oligotrophes

Tableau III.8 : Inventaire taxonomique du phytoplancton recensé dans les 5 stations prospectées au barrage Koudiet M'douar (Timgad, Batna) entre Mai 2022 et Avril 2023

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Genre
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Cylindrotheca</i>
				<i>Nitzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i>
		Centrales	Acanthocerotaceae	<i>Acanthoceras</i>
			Thalassiosiraceae	<i>Centritractus</i>

		Cymbellales	Cymbellaceae	<i>Cymbella</i>
			Ulnariaceae	<i>Ulnaria</i>
		Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia</i>
		Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria</i>
				<i>Synedra</i>
		Naviculales	Stauroneidaceae	<i>Comasiella</i>
				<i>Craticula</i>
			Cymbellaceae	<i>Adlafia</i>
			Naviculaceae	<i>Navicula</i>
				<i>Tryblionella</i>
			Pinnulariaceae	<i>Pinnularia</i>
		Pleurosigmataceae	<i>Gyrosigma</i>	
			<i>Pleurosigma</i>	
		Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella</i>
Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria</i>		
Mediophyceae	Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella</i>	
			<i>Stephanodiscus</i>	
			<i>Striatella</i>	
Charophyta	Zygnematophyceae	Desmidiales	Closteriaceae	<i>Closterium</i>
			Desmidiaceae	<i>Staurastrum</i>
				<i>Cosmarium</i>
	spirogyrales	spirogyriaceae	<i>Spirogyra</i>	
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Chlorophyceae	<i>Elakatothrix</i>
			Volvocaceae	<i>Volvox</i>
				<i>Eudorina</i>
		Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis</i>	
		Sphaeropleales	Hydrodictyceae	<i>Pediastrum</i>
<i>Tetraedron</i>				
	Scenedesmaceae	<i>Crucigenia</i>		

				<i>Scenedesmus</i>			
				<i>Tetrastrum</i>			
				<i>Coelastrum</i>			
						Selenastraceae	<i>Kirchneriella</i>
						<i>Monoraphidium</i>	
							<i>Oocystis</i>
Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Lagerheimia</i>				
Ulvophyceae	Ulotrichales	Ulotrichaceae	<i>Ulothrix</i>				
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Limnococcus</i>			
				<i>Chroococcus</i>			
			Merismopediaceae	<i>Merismopedia</i>			
			Microcystaceae	<i>Microcystis</i>			
		Nostocales	Nostocaceae	<i>Cylindrospermum</i>			
				<i>Gloeotrichia</i>			
				<i>Raphidiopsis</i>			
				<i>Anabaena</i>			
				<i>Aphanizomenon</i>			
		Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria</i>			
<i>Phormidium</i>							
<i>Planktothrix</i>							
Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena</i>						
Euglenozoa	Euglenophyceae	Euglenaceae	<i>Euglena</i>				
			<i>Lepocinclis</i>				
		Phacaceae	<i>Phacus</i>				
Miozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium</i>			
		Peridinales	Peridiniaceae	<i>Glenodinium</i>			
				<i>Peridinium</i>			
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon</i>			

Tableau III.9: Inventaire du genre des phytoplanctons recensé dans les 5 stations prospectées au barrage Timgad entre Mai 2022 et Avril 2023 (+ : Genres présentes, - : Genres absentes)

Genre	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5
<i>Acanthoceras</i>	-	-	-	+	-
<i>Anabaena</i>	+	+	+	+	+
<i>Aphanizomenon</i>	-	+	-	+	-
<i>Ceratium</i>	+	+	+	+	+
<i>Centritractus</i>	+	-	+	-	-
<i>Chroococcus</i>	-	-	-	-	+
<i>Closterium</i>	-	+	+	-	-
<i>Coelastrum</i>	+	-	+	-	+
<i>Comasiella</i>	-	+	+	-	-
<i>Cosmarium</i>	+	+	+	+	+
<i>Craticula</i>	-	+	+	+	-
<i>Crucigenia</i>	+	-	-	+	-
<i>Cyclotella</i>	+	+	+	+	+
<i>Cylindrospermum</i>	+	+	+	+	+
<i>Cylindrotheca</i>	+	-	+	-	+
<i>Cymbella</i>	-	-	+	+	-
<i>Dinobryon</i>	-	+	+	+	-
<i>Elakatothrix</i>	+	-	+	-	+
<i>Eudorina</i>	+	-	+	-	-
<i>Euglena</i>	+	+	+	+	+
<i>Eunotia</i>	+	+	+	+	+
<i>Fragilaria</i>	-	+	+	-	-
<i>Glenodinium</i>	-	-	-	+	-
<i>Gloeotrichia</i>	+	-	+	-	-
<i>Gyrosigma</i>	-	+	-	-	-
<i>Kirchneriella</i>	+	-	-	+	+
<i>Lagerheimia</i>	+	+	+	-	-
<i>Lepocinclis</i>	-	+	+	-	-

<i>Limnococcus</i>	-	+	-	-	-
<i>Merismopedia</i>	-	-	+	-	+
<i>Microcystis</i>	-	+	-	-	-
<i>Monoraphidium</i>	+	+	+	+	+
<i>Navicula</i>	+	+	+	+	+
<i>Nitzschia</i>	+	+	+	+	+
<i>Oocystis</i>	+	+	-	-	-
<i>Oscillatoria</i>	+	+	+	+	+
<i>Pediastrum</i>	+	-	-	-	-
<i>Pediastrum duplex</i>	-	+	+	+	+
<i>Pediastrum simplex</i>	-	+	+	-	-
<i>Peridinium</i>	+	+	+	+	+
<i>Phacus</i>	-	-	+	+	+
<i>Phormidium</i>	-	-	+	+	+
<i>Pinnularia</i>	+	+	+	+	+
<i>Planktothrix</i>	+	+	+	+	+
<i>Pleurosigma</i>	+	+	+	+	+
<i>Pseudanabaena</i>	+	+	-	-	-
<i>Pseudo-nitzschia</i>	+	+	+	+	+
<i>Raphidiopsis</i>	-	+	+	+	-
<i>Scenedesmus</i>	+	+	+	-	-
<i>Sphaerocystis</i>	+	+	-	-	-
<i>Spirogyra</i>	-	-	+	+	+
<i>Staurastrum</i>	+	+	+	+	+
<i>Stephanodiscus</i>	-	+	-	+	+
<i>Striatella</i>	-	+	+	-	-
<i>Surirella</i>	+	+	-	-	+
<i>Synedra</i>	+	+	+	+	+
<i>Tabellaria SPI</i>	-	-	+	+	-
<i>Tetraedron</i>	-	+	+	-	-
<i>Tetrastrum</i>	-	-	-	+	-

<i>Tryblionella</i>	-	+	+	-	-
<i>Ulothrix</i>	-	-	+	+	+
<i>Ulnaria</i>	-	-	+	-	+
<i>Volvox</i>	-	-	+	+	-

Tableau.III.10 : Pourcentages en nombre de genres des classes de phytoplancton identifiées par station aubarrage Koudiet M’douar (Timgad, Batna) (Mai 2023-Avril 2024).

Classe	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5
Bacillariophyceae	3	11	11	14	14
Chlorophyceae	3	17	1	11	11
Chrysophyceae	1	1	1	1	1
Cyanophyceae	57	36	78	49	47
Dinophyceae	11	4	9	4	5
Euglenophyceae	6	1	1	6	7
Mediophyceae	3	3	2	4	4
Trebouxiophyceae	2	7	3	1	1
Ulvophyceae	5	3	4	6	7
Zygnematophyceae	15	20	1	5	6

B/ Barrage de Yabous

Les résultats dans le tableau III.11 montrent une prédominance des *Bacillariophyceae* (14 genres, 26,92 %), soulignant des eaux bien oxygénées et une forte activité trophique liée à leur rôle comme producteurs primaires majeurs. Les *Chlorophyceae* (12 genres, 23,08 %), également bien représentées, témoignent d'une eau modérément enrichie en nutriments tels que les nitrates et phosphates, probablement influencée par les apports anthropiques. Les *Cyanophyceae* (12 genres, 23,08 %), malgré leur rôle dans la fixation de l'azote, nécessitent une surveillance particulière en raison de leur potentiel à produire des toxines dans des conditions favorables (e.g., températures élevées, stagnation de l'eau). Les *Zygnematophyceae* (4 genres, 7,69 %), bien qu'en proportion réduite, reflètent des niches spécifiques dans des eaux enrichies en matières organiques. Les *Dinophyceae* (3 genres, 5,77 %), moins fréquentes, montrent leur importance dans des environnements mixtes où elles peuvent être des indicateurs de pollution organique. Les *Mediophyceae* (2 genres, 3,85 %), ainsi que les *Trebouxiophyceae* (2 genres, 3,85 %), apportent une diversité écologique grâce à leur

adaptation à des conditions localisées. Les *Euglenophyceae* (2 genres, 3,85 %) témoignent de conditions riches en matière organique, typiques des zones de faible turbulence. Enfin, les *Chrysophyceae* (1 genre, 1,92 %), bien que marginales, signalent des zones oligotrophes où les ressources nutritives sont limitées, mais où elles jouent un rôle écologique unique.

Tableau III.11: Inventaire taxonomique du phytoplancton recensé dans les 5 stations prospectées au barrage Tagherist (Yabous, Khenchela) entre Mai 2022 et Avril 2023

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Genre
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia</i>
				<i>Pseudo-nitzschia</i>
		Cymbellales	Cymbellaceae	<i>Cymbella</i>
		Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia</i>
		Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria</i>
				<i>Synedra</i>
		Naviculales	Stauroneidaceae	<i>Craticula</i>
			Cymbellaceae	<i>Adlafia</i>
			Naviculaceae	<i>Navicula</i>
			Pinnulariaceae	<i>Pinnularia</i>
			Pleurosigmaaceae	<i>Gyrosigma</i>
		<i>Pleurosigma</i>		
		Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella</i>
Tabellariales	Tabellariaceae	<i>Tabellaria</i>		
Mediophyceae	Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella</i>	
			<i>Stephanodiscus</i>	
Charophyta	Zygnematophyceae	Desmidiales	Closteriaceae	<i>Closterium</i>
			Desmidiaceae	<i>Staurastrum</i>
		<i>Cosmarium</i>		
spirogyrales	spirogyriaceae	<i>Spirogyra</i>		
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Chlorophyceae	<i>Elakatothrix</i>
			Volvocaceae	<i>Volvox</i>
			Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis</i>

		Sphaeropleales	Hydrodictyaceae	<i>Pediastrum</i>
				<i>Tetraedron</i>
			Radiococcaceae	<i>Radiococcus</i>
			Scenedesmaceae	<i>Crucigenia</i>
				<i>Scenedesmus</i>
			Selenastraceae	<i>Kirchneriella</i>
Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis</i>	
			<i>Lagerheimia</i>	
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Limnococcus</i>
			Merismopediaceae	<i>Merismopedia</i>
			Microcystaceae	<i>Microcystis</i>
			Gomphosphaeriaceae	<i>Gomphosphaeria</i>
		Nostocales	Nostocaceae	<i>Cylindrospermum</i>
				<i>Gloeotrichia</i>
				<i>Raphidiopsis</i>
				<i>Anabaena</i>
				<i>Aphanizomenon</i>
		Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria</i>
<i>Phormidium</i>				
	Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena</i>		
Euglenozoa	Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	<i>Euglena</i>
			Phacaceae	<i>Phacus</i>
Miozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium</i>
		Peridinales	Peridiniaceae	<i>Glenodinium</i>
				<i>Peridinium</i>
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon</i>

Tableau III.12: Inventaire (du genre des phytoplanctons recensé dans les 5 stations prospectées au barrage Yabous entre Mai 2022 et Avril 2023 (+ : Genres présentes, - : Genres absentes)

Genre	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5
<i>Adlafia</i>	-	-	-	+	-
<i>Anabaena</i>	+	+	+	+	+
<i>Aphanizomenon</i>	-	-	+	+	-
<i>Ceratium</i>	-	+	+	+	+
<i>Closterium</i>	+	+	+	+	+
<i>Cosmarium</i>	+	+	+	-	-
<i>Craticula</i>	-	+	+	-	-
<i>Crucigenia</i>	-	-	-	-	+
<i>Cyclotella</i>	+	+	+	+	+
<i>Cylindrospermum</i>	+	+	+	+	+
<i>Cymbella</i>	-	-	+	+	-
<i>Dinobryon</i>	+	+	+	+	+
<i>Elakatothrix</i>	-	-	+	+	-
<i>Euglena</i>	+	+	+	+	+
<i>Eunotia</i>	-	+	+	-	+
<i>Fragilaria</i>	+	+	+	-	-
<i>Glenodinium</i>	-	-	+	+	-
<i>Gomphosphaeria</i>	+	+	-	-	-
<i>Gyrosigma</i>	+	+	-	+	-
<i>Kirchneriella</i>	+	+	-	-	+
<i>Lagerheimia</i>	-	+	-	-	+
<i>Limnococcus</i>	-	-	+	+	-
<i>Merismopedia</i>	+	+	+	+	-
<i>Microcystis</i>	-	-	+	+	-
<i>Monoraphidium</i>	+	-	-	-	+
<i>Navicula</i>	+	+	+	+	+

<i>Nitzschia</i>	+	+	+	-	-
<i>Oocystis</i>	+	+	+	+	+
<i>Oscillatoria</i>	+	+	+	+	+
<i>Pediastrum</i>	+	+	+	+	+
<i>Pediastrum duplex</i>	+	-	+	+	+
<i>Pediastrum simplex</i>	-	+	+	-	-
<i>Peridinium</i>	-	-	-	+	+
<i>Phacus</i>	-	-	+	-	-
<i>Phormidium</i>	-	-	+	+	-
<i>Pinnularia</i>	-	-	+	-	-
<i>Pleurosigma</i>	+	+	-	-	+
<i>Pseudanabaena</i>	-	-	+	+	-
<i>Pseudo-nitzschia</i>	-	-	+	+	+
<i>Raphidiopsis</i>	+	+	+	+	+
<i>Scenedesmus</i>	+	-	+	+	-
<i>Sphaerocystis</i>	+	+	+	+	+
<i>Spirogyra</i>	-	+	-	+	+
<i>Staurastrum</i>	-	-	+	-	+
<i>Stephanodiscus</i>	-	+	+	-	-
<i>Radiococcus</i>	+	+	-	-	+
<i>Surirella</i>	+	+	+	+	+
<i>Synedra</i>	+	+	+	-	-
<i>Tabellaria</i>	+	+	-	-	-
<i>Tetraedron</i>	+	+	-	-	+
<i>Volvox</i>	-	+	+	+	-
<i>Gloeotrichia</i>	-	-	+	+	-

Tableau.III.13 : Pourcentages en nombre de genres des classes de phytoplancton identifiées par station aubarrage Tagherist (Yabous,Khenchela) (Mai 2023-Avril 2024).

Classe	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5
Bacillariophyceae	26	26	23	14	5
Chlorophyceae	10	9	6	18	19
Chrysophyceae	11	10	15	13	13
Cyanophyceae	29	29	29	27	27
Dinophyceae	0	5	7	11	13
Euglenophyceae	14	12	12	13	16
Mediophyceae	1	2	2	2	1
Trebouxiophyceae	7	7	5	2	5
Zygnematophyceae	2	2	3	2	2

III.10.2 Evolution spatio-temporelle de l'abondance relative des peuplements phytoplanctoniques

L'examen des graphiques présentés dans les Figures III.55 et III.56, qui dépeignent la variation temporelle des populations moyennes des diverses catégories de phytoplancton dans les sites du barrage de Timgad et du barrage de Yabous, localisés respectivement dans la région semi-aride du nord-est de l'Algérie, sur la période s'étalant de mai 2022 à avril 2023, met en lumière des dynamiques écologiques complexes sous l'influence de paramètres environnementaux et anthropiques.

A/ Barrage de Timgad

Au cours du mois de juin, une prédominance marquée des Cyanophyceae est constatée dans la station 1, avec un pic d'environ 700 individus. Ce phénomène est caractéristique des eaux eutrophes, qui sont habituellement enrichies en nutriments tels que l'azote et le phosphore, souvent associés à des apports d'origine anthropique ou agricole (Paerl & Otten, 2013). Cette suprématie diminue soudainement au cours des mois suivants, ce qui suggère une éventuelle restriction des nutriments ou une compétition interspécifique. D'autres classes telles que les Euglenophyceae et les Chlorophyceae demeurent en faibles effectifs, témoignant de conditions environnementales propices pour des périodes brèves et spécifiques. La station 2 présente une répartition plus équilibrée entre différentes classes, avec une prédominance des Cyanophyceae en juin et des Bacillariophyceae en mars. Cette station présente un environnement soumis à des variations saisonnières prononcées. L'explication de la prédominance hivernale des Bacillariophyceae pourrait résider dans la réduction de la

turbidité et l'amélioration de l'oxygénation des eaux, des facteurs fréquemment constatés pendant les périodes froides (Round & Crawford, 1990). Ces observations mettent en évidence des interactions complexes entre la température, les précipitations et les apports en éléments nutritifs.

Au cours de la période initiale, notamment en mai et juin, on observe une prépondérance des Cyanophyceae dans la station 3, qui laisse progressivement place à une domination des Bacillariophyceae pendant la saison hivernale. Cette transition est caractéristique des écosystèmes aquatiques semi-arides, dans lesquels les conditions environnementales telles que les températures, l'éclairement et les apports en nutriments varient de manière significative tout au long de l'année. De plus, cette station se caractérise par une diversité relativement élevée, suggérant ainsi la présence d'un écosystème plus hétérogène qui pourrait être influencé par des apports variés.

La station 4 se distingue par une répartition équilibrée des effectifs entre différentes classes tout au long de l'année. En novembre, une augmentation significative de la diversité est observée, notamment avec une abondance notable des Euglenophyceae et des Trebouxiophyceae, espèces souvent liées à des environnements riches en matière organique ou à des eaux présentant une légère stagnation (Lowe & Pan, 1996). Ces observations laissent entendre que l'emplacement potentiel de cette station pourrait se trouver dans une zone où les conditions hydrologiques sont impactées par des apports organiques, vraisemblablement associés à des activités anthropiques ou des zones de drainage.

La station 5 se caractérise par une prédominance des Bacillariophyceae à la fin de la période (mars-avril), alors que les Cyanophyceae atteignent un pic significatif en septembre. Ces fluctuations reflètent une réaction directe aux conditions météorologiques saisonnières, en particulier l'augmentation de la productivité primaire pendant l'automne et l'hiver, lorsque la gestion des apports en nutriments est optimale et les conditions hydriques sont plus propices. Cette station semble témoigner de conditions de transition, vraisemblablement influencées par des caractéristiques locales du bassin.

Les différentes classes de phytoplancton répertoriées présentent des comportements spécifiques. Les Cyanophyceae, fréquemment prédominantes dans divers sites pendant la saison estivale, témoignent d'une possible eutrophisation, généralement associée aux pratiques agricoles et domestiques (Smith & Schindler, 2009). Les Bacillariophyceae connaissent une

augmentation pendant la saison hivernale et au début du printemps, ce qui indique une amélioration des conditions de transparence et d'oxygénation. En revanche, les Euglenophyceae et les Trebouxiophyceae sont davantage observées dans les stations caractérisées par des apports organiques, ce qui confirme leur utilité en tant qu'indicateurs biologiques de la pollution organique. (Reynolds et al., 2014).

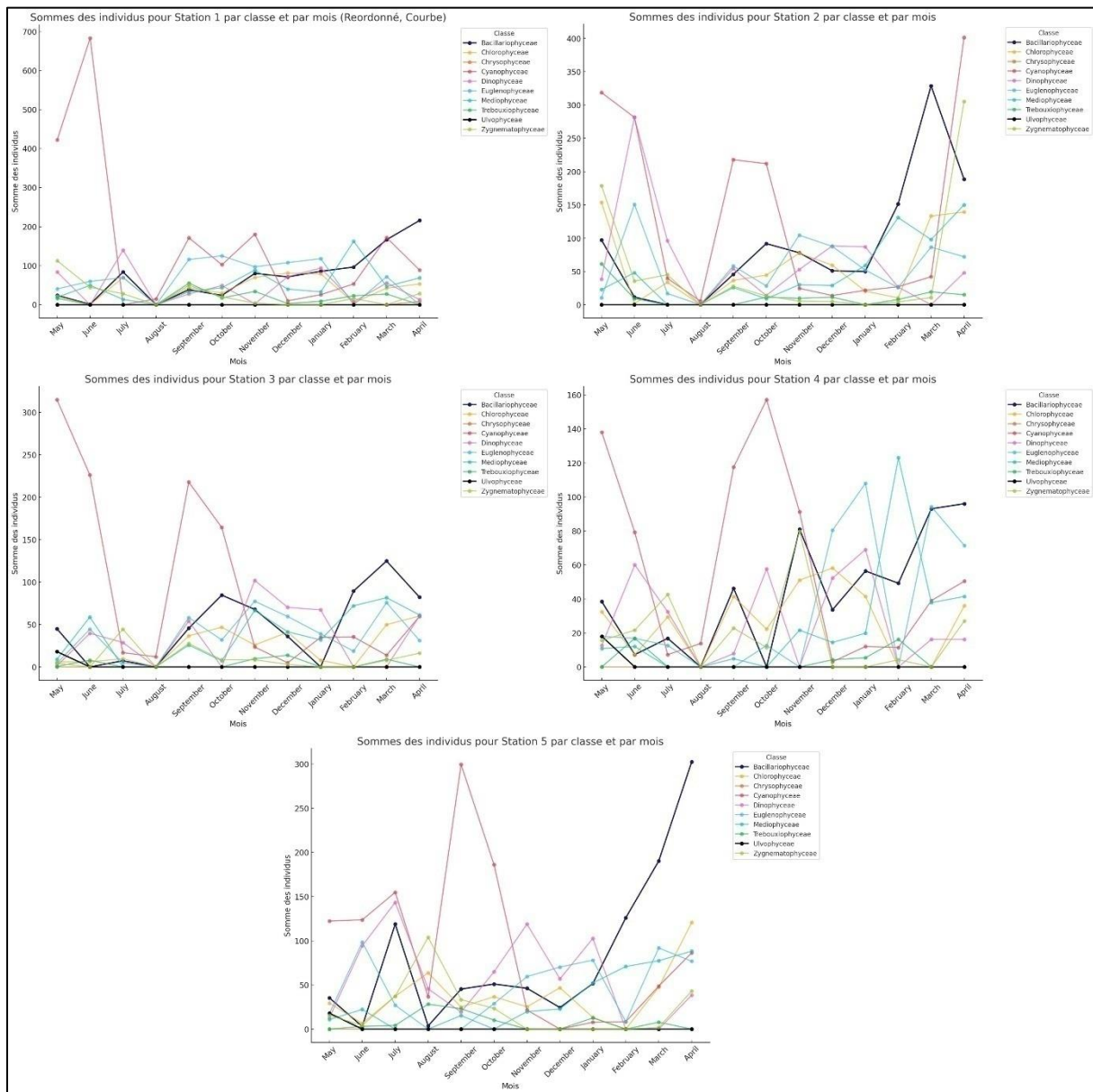


Figure.III.60 : Evolution temporelle des effectifs moyens des différentes classes de phytoplancton recensées dans le barrage de Timgad

B/ Barrage de Yabous

La première station révèle une prédominance des Chrysophycées en août, atteignant un pic de plus de 300 individus, suivie d'une répartition plus équilibrée entre les Cyanophycées et les Bacillariophycées pendant les mois d'hiver (janvier à mars). La prédominance des Chrysophycées peut suggérer des conditions propices pendant l'été, telles qu'une élévation de la température et une disponibilité modérée en nutriments (Kristiansen, 2005). Toutefois, le passage aux Bacillariophyceae pendant les mois froids indique une amélioration de l'oxygénation et des conditions lumineuses plus modérées, caractéristiques de cette période.

La station 2 présente une succession entre les Cyanophyceae et les Bacillariophyceae en tant que classes prédominantes. Une augmentation significative des Cyanophyceae est observée en juillet, suivie d'une prédominance croissante des Bacillariophyceae à partir de novembre. Ces observations corroborent l'existence d'une eutrophisation estivale, possiblement induite par l'apport de nutriments issus des activités agricoles ou anthropiques (Paerl & Otten, 2013). La diversité des autres classes, telles que les Trebouxiophyceae, demeure relativement stable mais présente des effectifs faibles, ce qui témoigne de la présence de niches écologiques moins concurrentielles.

Le graphique relatif à la station 3 met en évidence une prédominance marquée des Cyanophyceae en juillet et en août, suivie d'une transition vers les Chrysophyceae et les Euglenophyceae à l'automne. Les Cyanophyceae, bien qu'étant des indicateurs de conditions eutrophes, peuvent se développer rapidement en réaction à des températures élevées et à des eaux stagnantes (Reynolds et al., 2014). La transition automnale constatée pourrait résulter d'une régulation améliorée des nutriments, ce qui favorise la diversité des communautés phytoplanctoniques.

Durant la saison estivale, la station 4 est caractérisée par une prédominance des Dinophyceae et des Chrysophyceae, suivie d'une augmentation significative des Bacillariophyceae en hiver. Les Dinophyceae, fréquemment liées à des variations de lumière, peuvent se développer en réaction à une stratification thermique estivale (Litchman & Klausmeier, 2008). La prédominance des Bacillariophyceae en hiver indique un environnement plus oxygéné, caractéristique des périodes de refroidissement.

La station 5 présente une dynamique complexe, caractérisée par une prédominance alternée des Chrysophycées, des Cyanophycées et des Bacillariophycées à divers moments de l'année.

Une augmentation significative des Bacillariophyceae est constatée en février, ce qui indique des conditions propices en matière d'éclairage et de nutriments modérés. La présence constante mais réduite des Chlorophyceae et des Euglenophyceae tout au long de l'année témoigne de niches écologiques moins concurrentielles mais durables.

L'analyse de la dynamique temporelle des groupes phytoplanctoniques observée dans les diverses zones du réservoir de Yabous révèle des fluctuations significatives qui sont influencées par les saisons et les paramètres environnementaux spécifiques à chaque site. Les groupes dominants tels que les Cyanophyceae et les Bacillariophyceae sont des indicateurs des processus de l'eutrophisation et de la régulation des éléments nutritifs. Ces observations mettent en évidence la nécessité d'implémenter des stratégies de gestion visant à diminuer les apports excessifs de nutriments, ce qui permettrait de limiter les éclosions d'algues nuisibles.

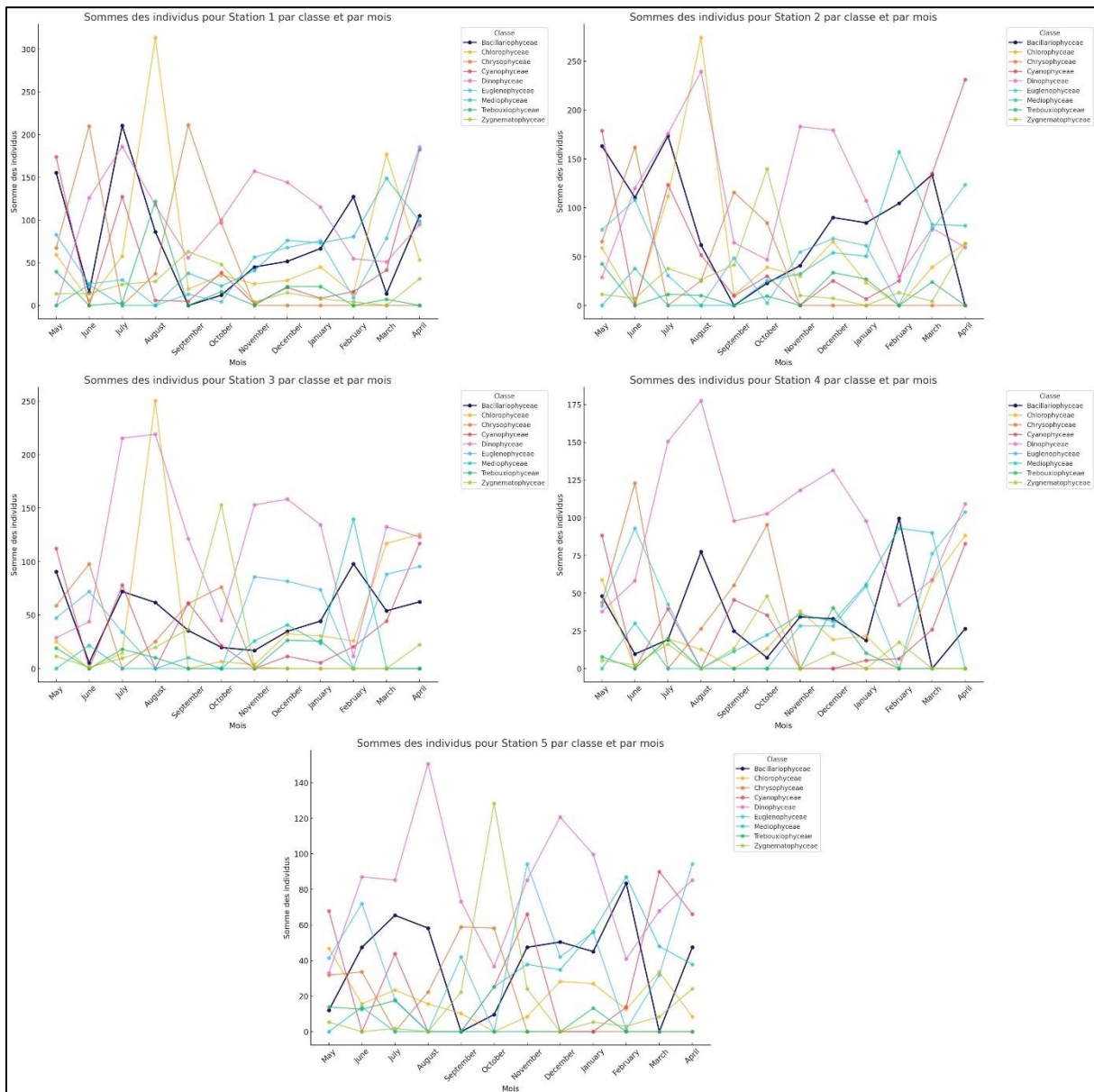


Figure III.61: Evolution temporelle des effectifs moyens des différentes classes de phytoplancton recensées dans le barrage de Yabus

III.10.3 Evaluation de la fréquence d'occurrence des peuplements phytoplanctoniques

A/ Barrage de Timgad

Dans le tableau. III.14 (Voir Annexe), l'analyse des fréquences d'occurrence des genres phytoplanctoniques dans le barrage de Timgad, situé dans une région semi-aride du nord-est de l'Algérie, révèle des dynamiques écologiques complexes influencées par divers facteurs environnementaux et anthropiques. Une interprétation approfondie de ces résultats, , est

essentielle pour comprendre les mécanismes sous-jacents et orienter les stratégies de gestion écologique.

Les fluctuations mensuelles des fréquences d'occurrence des genres phytoplanctoniques suggèrent une sensibilité aux variations saisonnières des conditions environnementales. Par exemple, le genre *Nitzschia* présente des pics significatifs en septembre (45,21 %) et en février (100 %), indiquant une adaptation aux variations de température et de disponibilité en nutriments. Cette variabilité est cohérente avec les observations de Kherief Nacereddine et al. (2018), qui ont noté des fluctuations saisonnières similaires dans le barrage de Béni Haroun, attribuées aux changements de température et de charge nutritive

La prédominance de *Nitzschia* à diverses périodes de l'année suggère une résilience écologique et une capacité à exploiter efficacement les ressources disponibles. Les diatomées, telles que *Nitzschia*, jouent un rôle crucial dans la productivité primaire des écosystèmes aquatiques, contribuant à la base des réseaux trophiques

. Cependant, une dominance excessive peut indiquer un déséquilibre écologique, potentiellement lié à une eutrophisation. Les faibles fréquences ou l'absence de certains genres, tels que *Cylindrotheca* et *Acanthoceras*, peuvent refléter des conditions environnementales spécifiques ou des pressions anthropiques. Une faible diversité phytoplanctonique est souvent associée à une dégradation de la qualité de l'eau, résultant de pollutions ou de modifications de l'habitat.

La préservation de la diversité est essentielle pour maintenir la résilience et la stabilité des écosystèmes aquatiques

L'abondance relative élevée de genres comme *Nitzschia* en automne et en hiver peut signaler un enrichissement en nutriments, souvent dû à des apports anthropiques tels que les rejets agricoles ou urbains. L'eutrophisation entraîne une prolifération algale excessive, réduisant la qualité de l'eau et perturbant les écosystèmes aquatiques. Des études antérieures sur le barrage de Béni Haroun ont également mis en évidence des signes d'eutrophisation liés à des activités humaines. Situé en zone semi-aride, le barrage de Timgad est soumis à des variations hydrologiques significatives, influençant la dynamique des communautés phytoplanctoniques. Les périodes de sécheresse peuvent concentrer les nutriments, favorisant certaines espèces, tandis que les crues peuvent diluer les nutriments et disperser les populations

. La compréhension de ces dynamiques est cruciale pour la gestion durable des ressources en eau dans des environnements soumis à des stress hydriques.

B/ Barrage de Yabous

Dans le tableau III.15 (voir Annex), l'analyse des fréquences d'occurrence des genres phytoplanctoniques dans le barrage de Yabous révèle des dynamiques écologiques influencées principalement par des variations saisonnières et hydrologiques, sans pour autant indiquer un état d'eutrophisation avancé. Cet équilibre écologique relatif met en évidence un système aquatique encore capable de supporter une diversité biologique modérée.

Le genre *Nitzschia* domine à plusieurs périodes de l'année, avec des fréquences élevées en juillet (31,38 %), août (87,22 %) et avril (100 %). Cette prédominance peut être associée à une forte adaptabilité de ce genre aux conditions spécifiques des barrages en région semi-aride, notamment les variations de température et les changements hydriques saisonniers. Ces observations reflètent la capacité de *Nitzschia* à prospérer dans des environnements présentant des niveaux de nutriments modérés à élevés, sans que cela ne traduise une perturbation écologique majeure (Dodds & Whiles, 2020).

Certains genres, comme *Fragilaria*, montrent des pics significatifs mais saisonniers, tels qu'en février (70,14 %). Ce genre est connu pour s'épanouir dans des conditions où les niveaux de nutriments organiques sont stables, souvent en lien avec des apports naturels du bassin versant (Smol & Stoermer, 2010). D'autres genres, comme *Pseudo-nitzschia* (14,14 % en juillet), apparaissent de manière sporadique, reflétant des niches écologiques spécifiques influencées par des facteurs comme la disponibilité des nutriments ou les cycles de lumière et température.

En revanche, les faibles occurrences de genres tels que *Cymbella* et *Eunotia* traduisent une biodiversité relativement limitée, mais cohérente avec des environnements semi-arides où les conditions hydriques fluctuent fortement. Ces genres sont souvent sensibles à la variabilité hydrologique et nécessitent des conditions spécifiques pour se développer (Reynolds, 2006). Cependant, leur présence sporadique indique que l'écosystème n'est pas encore sous une pression anthropique excessive.

L'absence de signes d'eutrophisation avancée, comme une dominance constante d'espèces indicatrices ou une réduction marquée de la diversité, est un indicateur positif pour l'état

écologique global du barrage. Les fluctuations observées dans les fréquences des genres sont davantage attribuables aux dynamiques naturelles des écosystèmes aquatiques des zones semi-arides.

C/ Comparaison entre les deux barrages

Le barrage de Timgad et celui de Yabous montrent des dynamiques phytoplanctoniques distinctes influencées par leurs conditions locales (Tableau III.16). *Nitzschia* domine dans les deux barrages, mais avec une fréquence plus marquée à Yabous (100 % en avril, 87,22 % en août) par rapport à Timgad (45,21 % en septembre). Timgad présente une diversité plus importante avec des genres comme *Pseudo-nitzschia*, mais montre des signes d'eutrophisation modérée, probablement dus à des apports en nutriments liés aux activités humaines. En revanche, Yabous conserve une stabilité écologique sans signes d'eutrophisation, bien que sa biodiversité soit plus limitée. La gestion à Timgad devrait se concentrer sur la réduction des apports en nutriments, tandis qu'à Yabous, l'accent pourrait être mis sur la promotion de la biodiversité et la conservation des habitats.

Tableau III.15 : Comparaison des caractéristiques écologiques des barrages de Timgad et Yabous

Critères	Timgad	Yabous
Dominance de genres	<i>Nitzschia</i> (45,21 % en septembre)	<i>Nitzschia</i> (100 % en avril, 87,22 % en août)
Diversité	Modérée à élevée	Modérée
Signes d'eutrophisation	Présents (modérés)	Absents
Genres rares	Présence plus variée	Présence sporadique et faible
Gestion prioritaire	Réduction des apports en nutriments	Promotion de la biodiversité

III.10.4 Similitudes entre la structure des peuplements du phytoplancton (Indice de similitude de SORENSON)

L'indice de similarité de Sørensen (Tableau III.17), utilisé dans cette analyse, est couramment employé pour comparer la composition des communautés biologiques entre deux sites (Sørensen, 1948). Le tableau indique une valeur de 0,17544, ce qui correspond à 17,54 %, pour la comparaison des peuplements de phytoplancton entre les barrages de Timgad et de Yabous. Cette valeur faible suggère une divergence significative dans les compositions phytoplanctoniques observées entre les deux barrages.

Tableau III.15 : Indice de similitude de SORENSEN (%) calculé entre les

	Timgad	Yabous
Timgad	0	
Yabous	0,17544	0
	Similarité = 17,54 %	

III.10.5 Variation des paramètres de diversité des communautés phytoplanctoniques

A/ Indice de Simpson.

L'examen des indicateurs pour le barrage de Timgad, tel qu'illustré dans la Figure III.57, met en évidence des fluctuations notables selon les saisons et d'une station à l'autre. Pendant la saison du printemps, qui s'étend de mars à mai, on observe un indice de Simpson relativement élevé. Cela témoigne d'une diversité allant de modérée à élevée, probablement causée par l'augmentation des nutriments consécutive aux pluies printanières. Cette augmentation favorise la croissance équilibrée de divers genres de phytoplanctons (Dodds et al., 2019). Pendant la saison estivale (de juin à août), on constate une diminution significative de la diversité, surtout au mois d'août, où les indices chutent à des valeurs proches de 0 pour la plupart des stations, à l'exception de la Station 5. Cette situation peut s'expliquer par l'augmentation des températures qui favorise la prédominance d'un genre mieux adapté aux conditions environnementales stressantes (Reynolds, 2006).

Pendant la saison automnale (de septembre à novembre), on observe une augmentation de l'indice de Simpson, ce qui suggère un regain de diversité favorisé par des températures plus douces et une disponibilité accrue en nutriments. Pendant la saison hivernale (de décembre à

février), les indices demeurent relativement constants, bien que légèrement plus bas qu'en automne, en raison des températures plus froides et de la diminution de la luminosité. Ces fluctuations saisonnières soulignent la réactivité des communautés phytoplanctoniques aux facteurs abiotiques tels que la température, la lumière et les nutriments.

D'un point de vue spatial, la Station 5 présente une diversité globalement plus élevée tout au long de l'année, même pendant les périodes défavorables de l'été. Cela pourrait être lié à des conditions locales favorables, telles qu'un apport continu en nutriments ou une meilleure régulation thermique. En revanche, les stations 1 à 4 montrent une plus grande variabilité des indices, reflétant des différences locales dans les conditions environnementales, comme la profondeur, les apports en nutriments ou la circulation de l'eau.

Ces résultats soulignent la dynamique complexe des communautés phytoplanctoniques dans le barrage de Timgad. Une diversité élevée, observée au printemps et en automne, reflète un écosystème en bonne santé, capable de maintenir des fonctions écologiques essentielles telles que la production primaire et le soutien des réseaux trophiques (Cardinale et al., 2012). En revanche, les indices faibles observés en été suggèrent une possible dominance par un genre opportuniste, ce qui pourrait indiquer un déséquilibre écologique temporaire. Ces observations mettent en lumière la nécessité d'une gestion adaptée du barrage pour maintenir la diversité biologique et garantir la stabilité de l'écosystème aquatique.

Pour le barrage de Yabous (Figure III.52) Les variations saisonnières de l'indice de Simpson montrent des fluctuations significatives de la diversité phytoplanctonique. Durant le printemps (mars à mai), les indices varient entre 0,86 et 0,92, indiquant une diversité modérée à élevée. Ces mois coïncident avec une augmentation de la disponibilité des nutriments, souvent due aux apports hydriques liés à la fonte des neiges et aux précipitations, favorisant une croissance équilibrée de plusieurs genres phytoplanctoniques (Dodds et al., 2019). En été (juin à août), une diminution notable de la diversité est observée, notamment en août où les indices tombent à zéro pour plusieurs stations, à l'exception de la Station 5 (0,88). Cela reflète une dominance accrue d'espèces opportunistes capables de tolérer les températures élevées et la baisse de la disponibilité des nutriments. Ce phénomène est souvent lié à des conditions eutrophiques ou à des contraintes environnementales sévères (Reynolds, 2006). En automne (septembre à novembre), une reprise de la diversité est visible avec des indices atteignant 0,91, suggérant une stabilisation des conditions environnementales. La réduction des températures et une

disponibilité modérée en nutriments favorisent la recolonisation par des genres variés. En hiver (décembre à février), les indices de Simpson se situent entre 0,85 et 0,91, indiquant une diversité stable mais légèrement inférieure. La limitation en lumière et les basses températures réduisent l'activité photosynthétique, impactant les genres sensibles à ces facteurs.

La diversité diffère également entre les stations. La Station 5 se distingue par une diversité relativement constante et plus élevée, même durant les mois critiques tels qu'août. Cela peut indiquer une localisation avantageuse, comme des zones ombragées ou une meilleure régulation des apports en nutriments. En revanche, les Stations 1 à 4 présentent une plus grande variabilité saisonnière, reflétant des disparités dans les conditions environnementales locales, telles que la profondeur, les échanges hydrauliques ou l'exposition à la lumière.

Ces résultats soulignent que la diversité phytoplanctonique du barrage de Yabous est fortement influencée par les variations saisonnières et les facteurs abiotiques locaux. Une diversité élevée, comme celle observée au printemps et en automne, témoigne d'un écosystème équilibré et résilient. Cependant, les indices faibles de l'été, notamment en août, indiquent une vulnérabilité à des perturbations telles que la dominance d'espèces opportunistes. Ces dynamiques mettent en évidence l'importance d'une gestion adaptée pour préserver la diversité biologique et garantir les services écosystémiques du barrage.

Dans le barrage de Yabous, les valeurs de l'indice de Simpson au mois de mai sont élevées, variant entre 0,89 et 0,92 selon les stations. Cela indique une dominance marquée de quelques espèces, phénomène typique des blooms printaniers dans les écosystèmes aquatiques (Reynolds, 2006). Ces blooms sont souvent favorisés par une augmentation de la lumière et des apports en nutriments dus aux précipitations hivernales.

En été, une diminution notable de l'indice est observée dans certaines stations, comme Station 1 où l'indice atteint 0,70 en juin. Cette baisse reflète les effets du stress écologique caractéristique des mois chauds, notamment la stratification thermique de l'eau qui réduit les échanges entre les couches profondes, riches en nutriments, et les couches superficielles. Cette situation favorise des espèces opportunistes, comme certaines cyanobactéries, qui dominent en période de stress (Paerl & Huisman, 2009).

Les mois d'automne montrent une augmentation de la diversité spécifique, avec des indices variants entre 0,85 et 0,88. Cette période est marquée par la disparition de la stratification estivale, permettant un mélange vertical des couches d'eau et un apport homogène de

nutriments. Les ruissellements post-pluies peuvent également enrichir l'écosystème et encourager une coexistence plus équilibrée des espèces (Wetzel, 2001).

En hiver, les valeurs de l'indice se stabilisent à des niveaux élevés, entre 0,87 et 0,91, ce qui reflète une diversité plus homogène. Cela peut s'expliquer par le brassage hivernal des eaux, favorisant une distribution uniforme des nutriments et réduisant la compétition entre espèces (Kalff, 2002). Les températures modérées et les apports limités en nutriments permettent à un large éventail d'espèces de coexister.

Les indices enregistrés en mars et avril montrent une reprise de la dominance spécifique, atteignant 0,91 dans certaines stations. Ce phénomène coïncide avec le début de la saison de croissance des phytoplanctons, où des espèces opportunistes commencent à dominer, profitant des premiers apports de lumière et de chaleur (Reynolds, 2006).

Les variations spatiales de l'indice de Simpson mettent en évidence une hétérogénéité au sein du barrage. Station 1 présente des indices relativement faibles (par exemple, 0,70 en juin), reflétant une diversité plus élevée. Cela pourrait être attribué à une localisation en aval ou dans une zone où le brassage des eaux est plus important, favorisant un apport équilibré en nutriments (Wetzel, 2001). Les stations centrales (Station 3 et 4) montrent des indices intermédiaires (environ 0,85), indiquant une dynamique où certaines espèces dominent, probablement en raison d'une accumulation de nutriments dans des zones de faible turbulence (Kalff, 2002). Enfin, Station 5 affiche des indices plus élevés (allant jusqu'à 0,91), ce qui indique une dominance spécifique marquée, potentiellement liée à une stagnation des eaux ou à une localisation éloignée des apports en nutriments, ce qui pourrait limiter la diversité dans cette station (Reynolds, 2006).

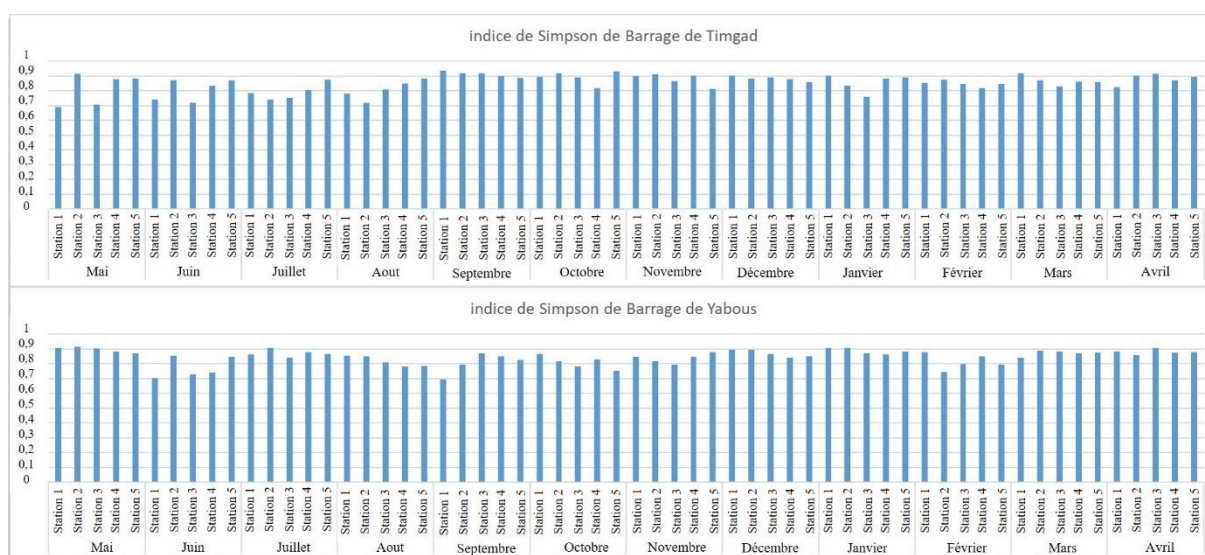


Figure III.62 : Évolution mensuelle de l'indice de Simpson dans les stations du barrage de Timgad et de Yabous.

C/ Indice de Shannon-Weaver et Équitabilité

C.1. Barrage de Timgad

L'analyse des indices de Shannon-Weaver et d'équitabilité appliquée aux genres de phytoplanctons du barrage de Timgad (Figure III.58), localisé dans une zone semi-aride, met en évidence des variations écologiques saisonnières importantes. Ces indicateurs permettent d'évaluer la diversité biologique et la répartition des espèces en réponse aux variations environnementales saisonnières.

Printemps (Mai, mars et avril) : Cette période correspond au printemps (Fig. III.58.A), une saison marquée par une montée en température et une disponibilité accrue en nutriments, favorisée par les précipitations hivernales. L'indice de Shannon-Weaver présente des valeurs élevées, atteignant 2.699 dans la station 2 (mai), indiquant une biodiversité notable. Cette station bénéficie d'un environnement favorable où les conditions abiotiques permettent une prolifération équilibrée des genres. En revanche, la station 3 montre une valeur plus basse, 1.649 en mai, traduisant une biodiversité réduite due à des contraintes spécifiques, comme une turbidité élevée ou une carence locale en nutriments. L'indice d'équitabilité complète cette analyse. La station 2 affiche une valeur de 0.9167, proche de l'idéal, ce qui traduit une répartition homogène des genres. En contraste, la station 3 a une équitabilité de 0.5822, indiquant une dominance marquée d'un ou deux genres, probablement adaptés à des

conditions spécifiques. Cette dominance peut refléter une compétition interspécifique accrue. La combinaison des deux indices pour cette période montre que les stations avec des valeurs élevées de Shannon et d'équitabilité, par exemple la station 2, représentent des écosystèmes équilibrés, tandis que celles avec une équitabilité faible, comme la station 3, traduisent des environnements stressés.

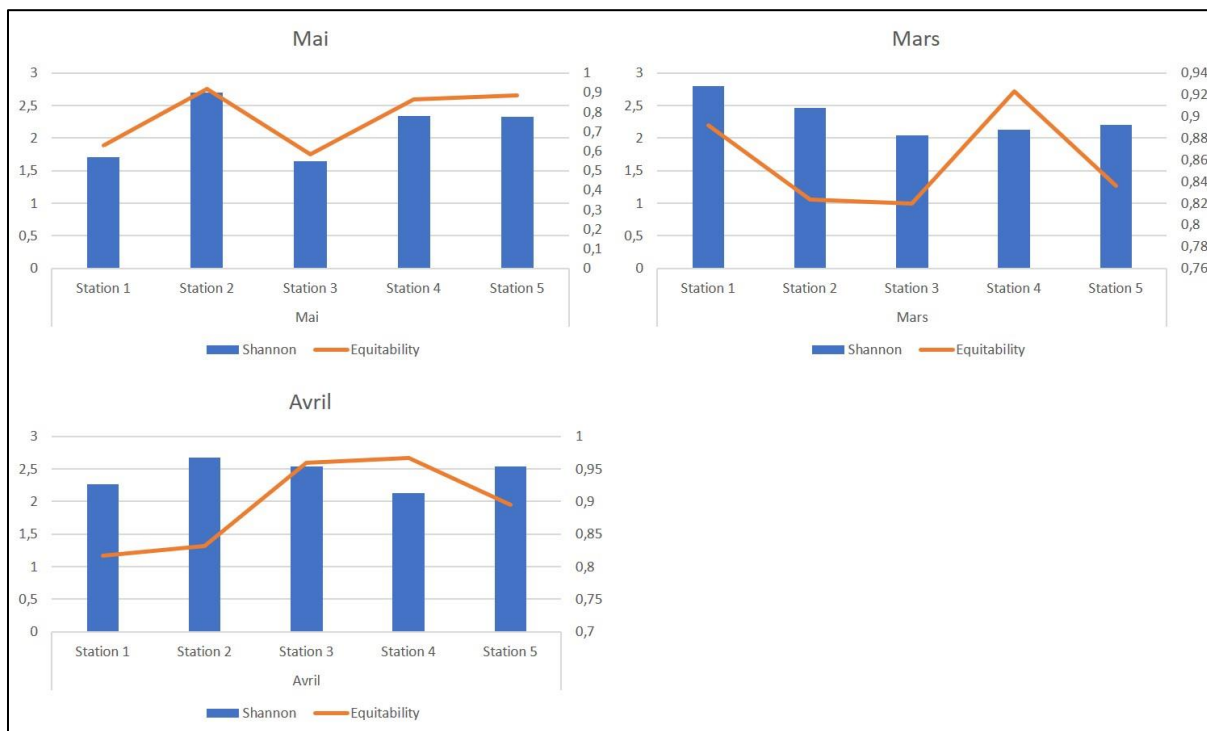
Été (Juin, juillet et août) : Pendant la saison estivale, marquée par des températures élevées et une réduction des précipitations, les écosystèmes aquatiques se trouvent confrontés à des conditions abiotiques stressantes. Dans la Figure III.58.B, on observe une diminution générale de l'indice de Shannon-Weaver, avec des valeurs variant entre 1,521 à la station 2 en juillet et 2,446 à la station 5 en juillet. Les stations présentant des valeurs faibles, comme la station 2, pourraient subir une stagnation accrue ou un réchauffement excessif, favorisant des genres opportunistes tels que les cyanobactéries. À l'inverse, la station 5, avec un indice élevé, semble bénéficier de meilleures conditions hydriques, comme un brassage accru ou une meilleure oxygénation. L'indice d'équitabilité suit une tendance similaire. La station 4 montre une répartition presque homogène des genres, avec une valeur de 0.9108 en juillet, tandis que la station 2 affiche une équitabilité plus faible, 0.7003 en août, traduisant une dominance marquée. Cette dominance reflète probablement une réponse adaptative des genres résistants au stress thermique. Cette période met en évidence une disparité entre les stations. Certaines, comme la station 5, maintiennent une biodiversité relativement élevée et équilibrée, tandis que d'autres, comme la station 2, montrent une réduction de la diversité et une dominance accrue.

Automne (Septembre, octobre et novembre) : La saison automnale (Fig. III.58.C), caractérisée par une augmentation des précipitations et un refroidissement progressif, représente une phase de transition écologique. Les valeurs de l'indice de Shannon-Weaver parviennent à leur apogée pour l'année à la station 1 en septembre avec 2.940, indiquant une biodiversité remarquable. La station 5 suit avec une valeur élevée de 2.451, soulignant des conditions hydriques favorables. Cette période est caractérisée par une augmentation de la disponibilité des nutriments, issue des premières pluies d'automne, favorisant un développement diversifié des genres. L'indice d'équitabilité reflète cette dynamique, avec des valeurs élevées pour la station 1 avec 0.925 et la station 5 avec 0.8651 en septembre. Ces indices traduisent une répartition homogène des genres, révélant une compétition réduite et une coexistence stable. Ces observations montrent que l'automne est une période de

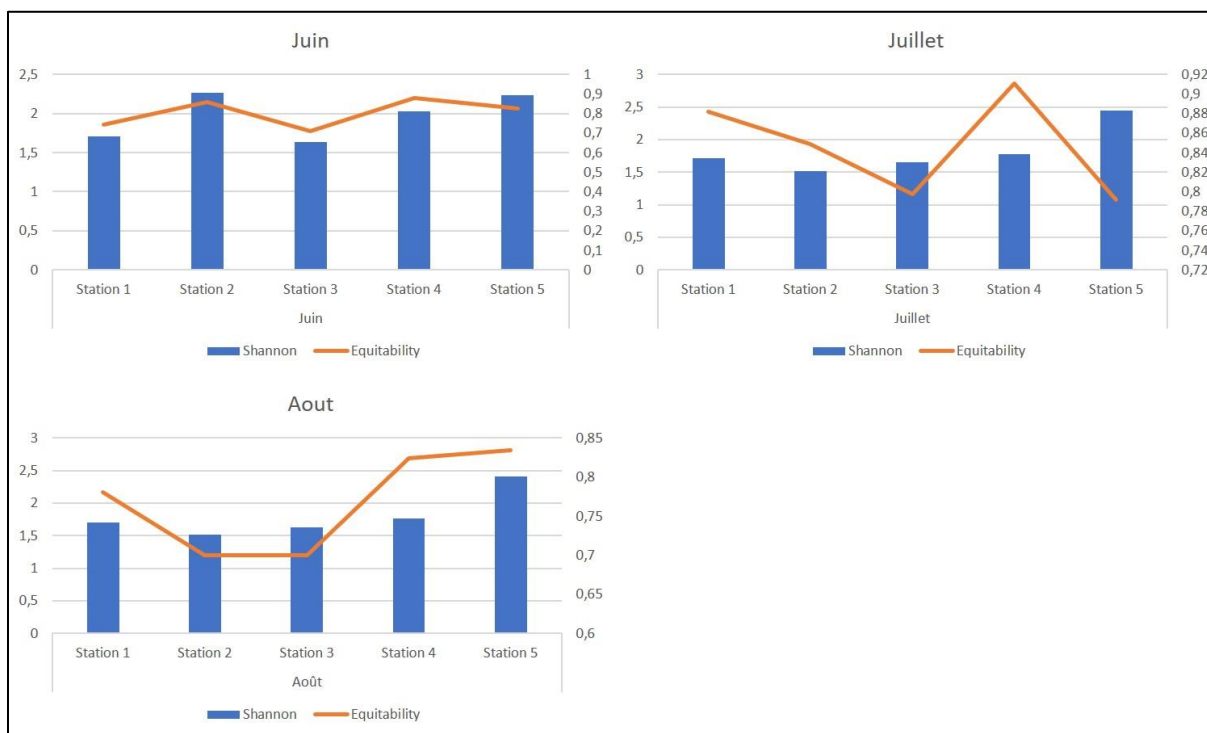
récupération écologique, où les stations affichent des indices élevés et équilibrés, traduisant une biodiversité en pleine expansion.

Hiver (Décembre, janvier et février) : L'hiver est marqué par des températures basses et des précipitations accrues, favorisant une stabilité hydrique et thermique. Dans la Figure III.58.D l'indice de Shannon-Weaver reste relativement élevé dans certaines stations, comme la station 4 en décembre avec 2.566 et la station 2 en février avec 2.708. Cela indique une biodiversité notable, soutenue par un mélange hydrique qui homogénéise la disponibilité des nutriments. L'indice d'équitabilité montre également des valeurs remarquables, comme 0.9198 pour la station 2 en février et 0.9058 pour la station 4 en décembre, traduisant une répartition quasi homogène des genres. Ces résultats reflètent un écosystème aquatique stabilisé par les conditions hivernales, offrant une base solide pour la reprise printanière.

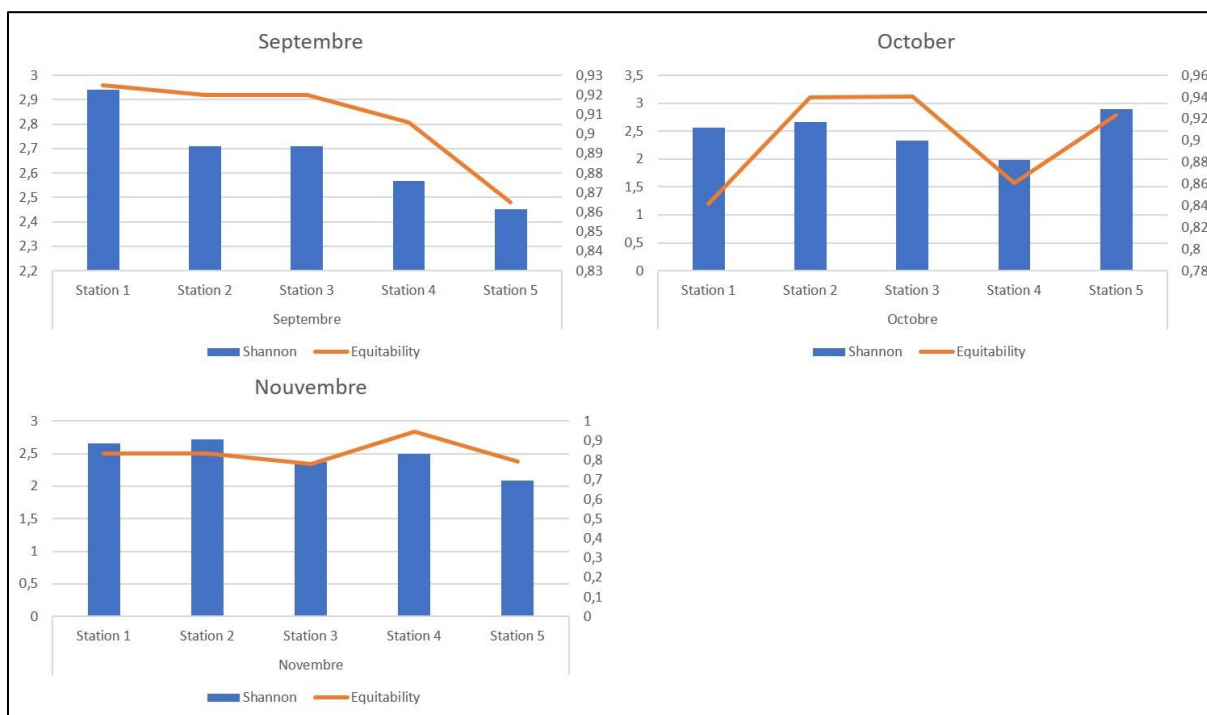
Les valeurs élevées des deux indices signalent des écosystèmes équilibrés avec une répartition homogène des genres, comme observé au printemps et à l'automne. En revanche, les conditions limitantes de l'été réduisent la biodiversité et favorisent une dominance inégale, particulièrement visible dans les stations où l'équité est faible. Les fluctuations de ces indices mettent en lumière l'interaction entre les paramètres environnementaux et les dynamiques phytoplanctoniques. Ces résultats sont essentiels pour comprendre et prédire l'impact des changements climatiques sur les écosystèmes aquatiques des régions semi-arides. Cette étude met en évidence la valeur des indices de Shannon-Weaver et d'équitabilité pour caractériser la biodiversité et la stabilité écologique. Leur analyse parallèle fournit une compréhension approfondie des dynamiques saisonnières et spatiales, révélant l'impact des facteurs abiotiques sur les écosystèmes aquatiques du barrage de Timgad. Ces résultats offrent une base solide pour des recherches futures sur la gestion durable des ressources hydriques en zones semi-arides



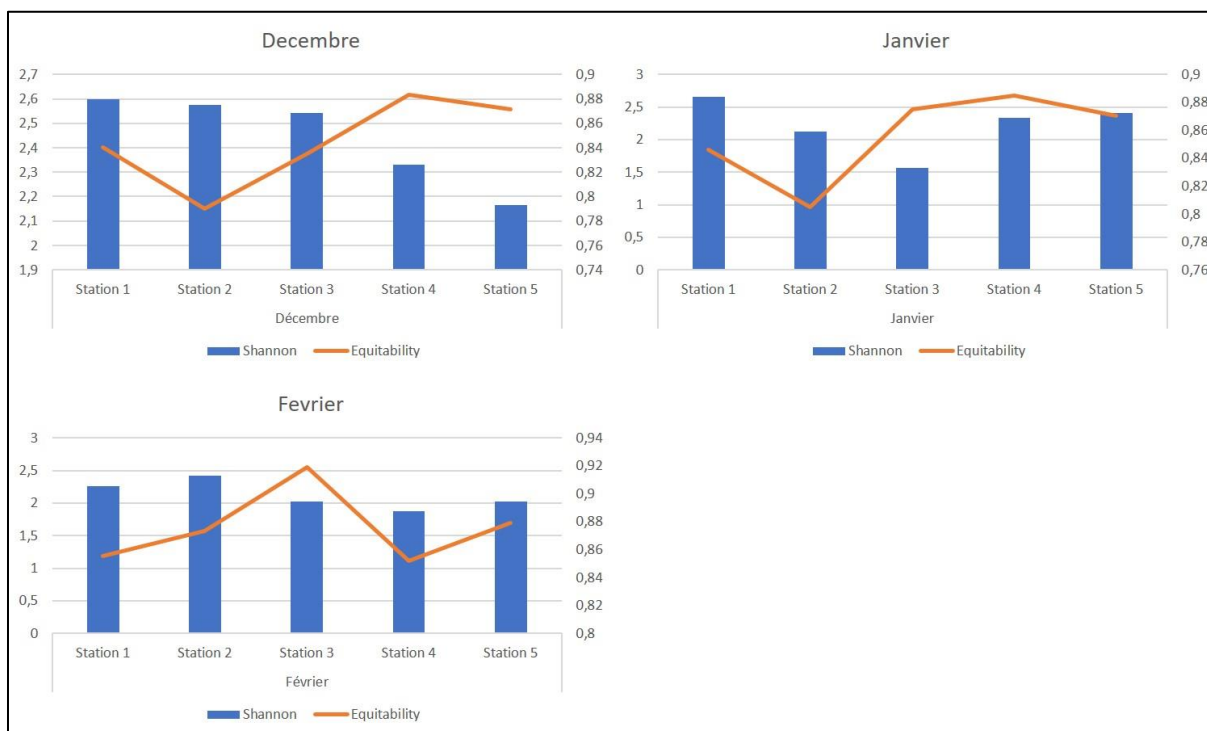
(A)



(B)



(C)



(D)

Figure III.63 : Evolution des Indices de Shannon-weaver et l'Equitabilité dans le barrage de Timgad par mois par saison : Printemps (A), Eté (B), Automne (C), Hiver (D).

C.2. Barrage de Yabous

Le barrage de Yabous, situé dans une région semi-aride du nord-est algérien, constitue un écosystème d'étude idéal pour analyser la biodiversité phytoplanctonique. En utilisant les indices de Shannon-Weaver et d'équitabilité (Figure III.59), Cette étude vise à évaluer la diversité et la répartition des genres de phytoplancton au cours des saisons. Les fluctuations de ces indices révèlent l'influence des changements climatiques et hydrologiques sur la dynamique écologique de cet environnement.

Printemps (Mai, mars et avril) : Dans la Figure III.59.A, les indices de Shannon et d'équitabilité pour la période de mai, mars et avril montrent une biodiversité importante avec des valeurs élevées de Shannon, notamment en mai, où la Station 2 atteint 2.596 et la Station 3 2.456. L'indice d'équitabilité est également élevé, atteignant 0.9576 à la Station 3 en mai, ce qui reflète une répartition équilibrée des genres phytoplanctoniques. Ces résultats sont attribués aux conditions printanières favorables, telles qu'une température modérée et une bonne disponibilité des nutriments.

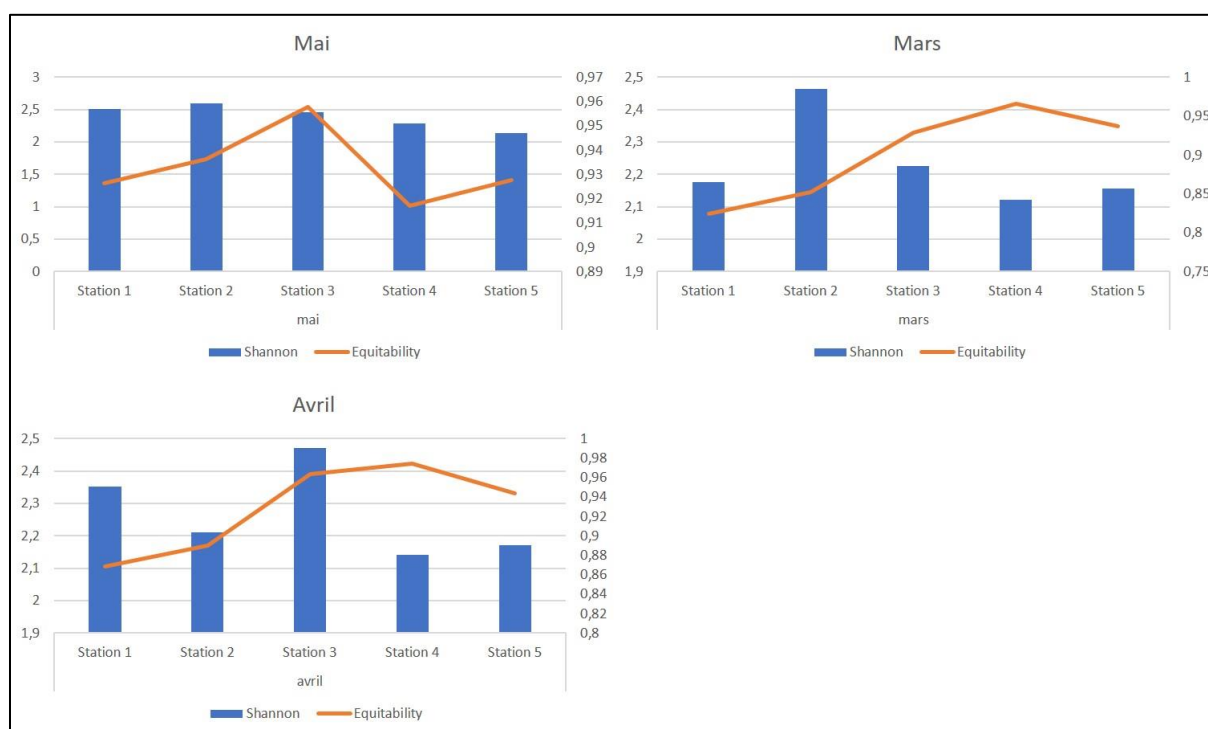
Été (Juin, juillet et août) : Dans la Figure III.59.B, la période juin, juillet et août illustre des fluctuations importantes. En juin, la Station 3 exhibe une faible biodiversité avec un indice de Shannon de 1,564 et une équitabilité de 0,6791, ce qui suggère une prédominance notable de certaines espèces adaptées aux conditions de stress hydrique. En contraste, au mois de juillet, la Station 2 enregistre un pic annuel de biodiversité avec un indice de Shannon de 2,673 et une équitabilité relativement équilibrée de 0,8781. Ces fluctuations témoignent d'une résilience écologique pendant la saison estivale.

Automne (Septembre, octobre et novembre) : Dans la Figure III.59.C, les indices pour la période de septembre, octobre et novembre révèlent une biodiversité faible, particulièrement en septembre, où la Station 1 enregistre une Shannon de 1.74 et une équitabilité minimale de 0.6594. Cela reflète une forte dominance de certaines espèces adaptées aux conditions post-été. En novembre, Une faible croissance des indices, avec un indice de Shannon de 2.071 et une équitabilité de 0.846, suggère un début de stabilisation écologique.

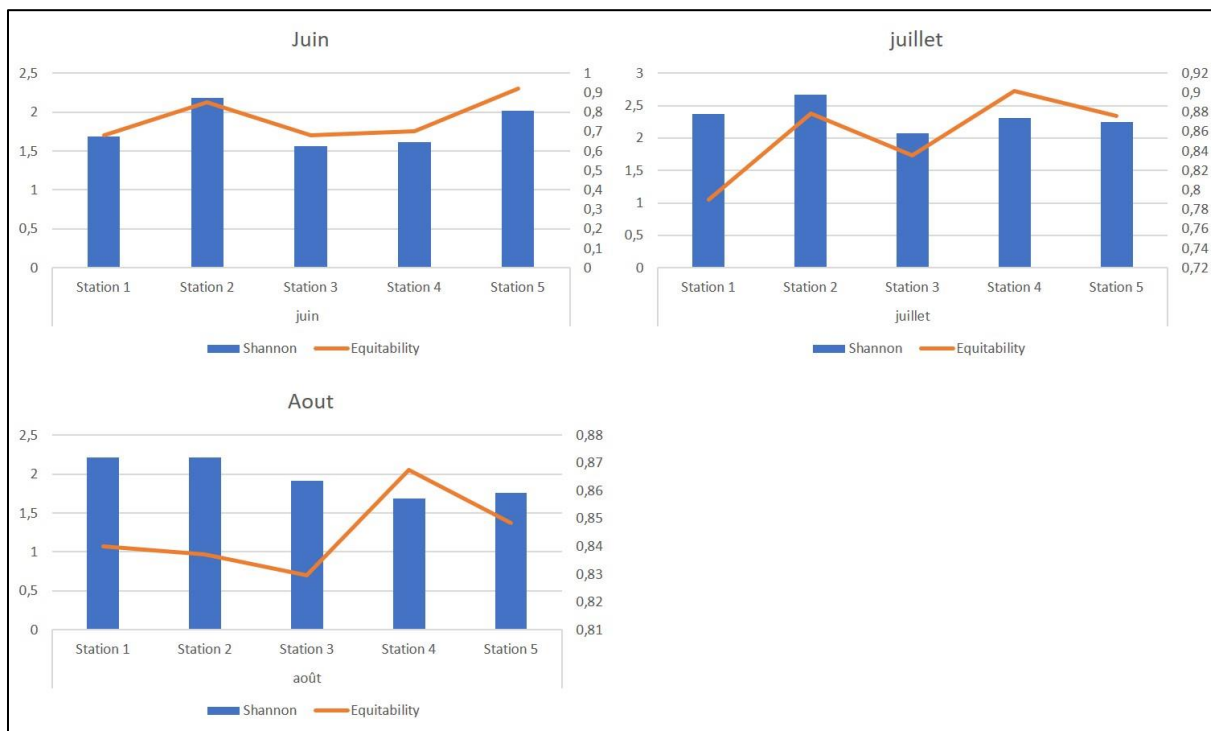
Hiver (Décembre, janvier et février) : Dans la Figure III.59.D, la période de décembre, janvier et février montre une reprise progressive de la biodiversité. En décembre, La Station 4 présente un indice de Shannon élevé de 2,447 et un indice d'équitabilité de 0,9154, traduisant

un écosystème équilibré. En janvier, les indices restent stables, bien qu'une légère baisse soit observée en février avec un Shannon moyen de 1.984 et une équitabilité de 0.8454.

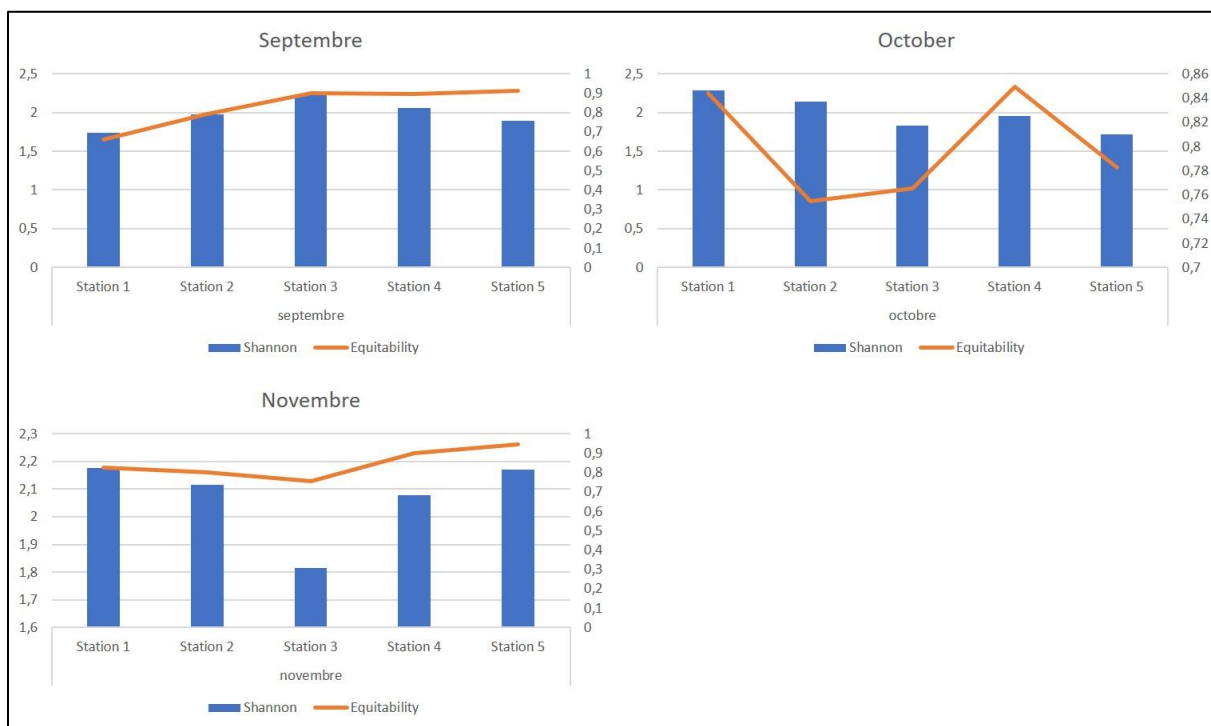
Les figures montrent que Les valeurs des indices de Shannon et d'équitabilité sont élevées pendant les saisons du printemps et de l'hiver, ce qui indique des phases de stabilité écologique et de diversité maximale. En revanche, les indices plus faibles observés en été et en début d'automne traduisent les effets du stress environnemental. Les Stations 2 et 4 se démarquent comme des sites de biodiversité élevée, tandis que la Station 1 en septembre illustre les déséquilibres écologiques les plus marqués. Cette analyse confirme l'influence des variations climatiques et hydrologiques sur la biodiversité dans une région semi-aride.



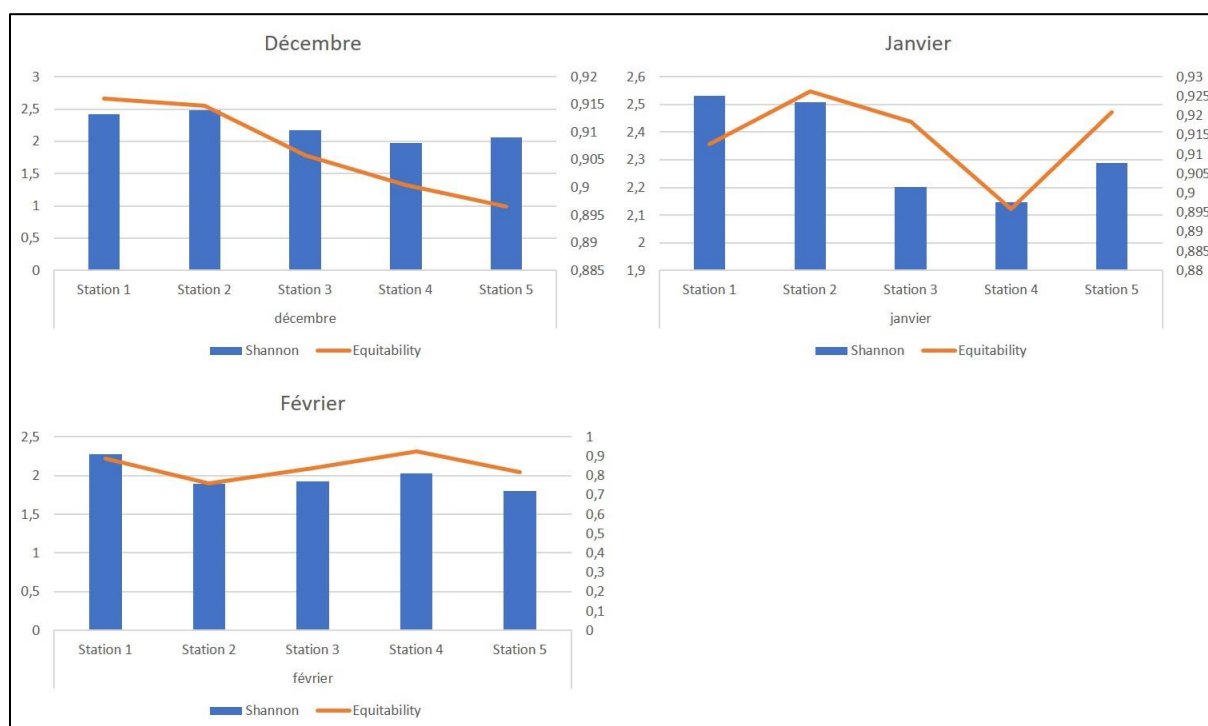
(A)



(B)



(C)



(D)

Figure III.64 : Evolution des Indices de Shannon-Weaver et l'Equitabilité dans le barrage de Yabous par mois par saison : Printemps (A), Eté (B), Automne (C), Hiver (D).

III.10.6. Analyse des corrélations entre les paramètres physico-chimiques et la dynamique des Peuplements phytoplanctoniques

A/ Barrage de Timgad

A.1. Analyse Canonique des Correspondances

Les résultats de l'Analyse Canonique des Correspondances (CCA) présentés dans la Figure III.60 révèlent la relation complexe entre les variables environnementales et la répartition des espèces de phytoplancton. Les variables environnementales telles que la salinité (S), la conductivité électrique (CE) et les niveaux de nitrates (NO₃) présentent des charges élevées sur le premier axe canonique (CCA1), indiquant qu'ils sont fortement associés au gradient principal influençant la distribution des phytoplanctons. Par ailleurs, les solides dissous totaux (TDS) et les sulfates (SO₄) montrent des charges significatives sur le deuxième axe canonique (CCA2), suggérant une influence secondaire sur ces communautés. Concernant les espèces de phytoplancton, Acanthoceras et Tetrastrum se démarquent par leurs charges élevées sur les axes CCA1 et CCA2, Cela met en évidence leur sensibilité accrue aux fluctuations de la

salinité, de la conductivité et des solides dissous. En contrepartie, certaines espèces telles que Ceratium et Volvox montrent une préférence pour l'alignement le long du deuxième axe canonique (CCA2), soulignant leur dépendance aux fluctuations des sulfates et de la conductivité.

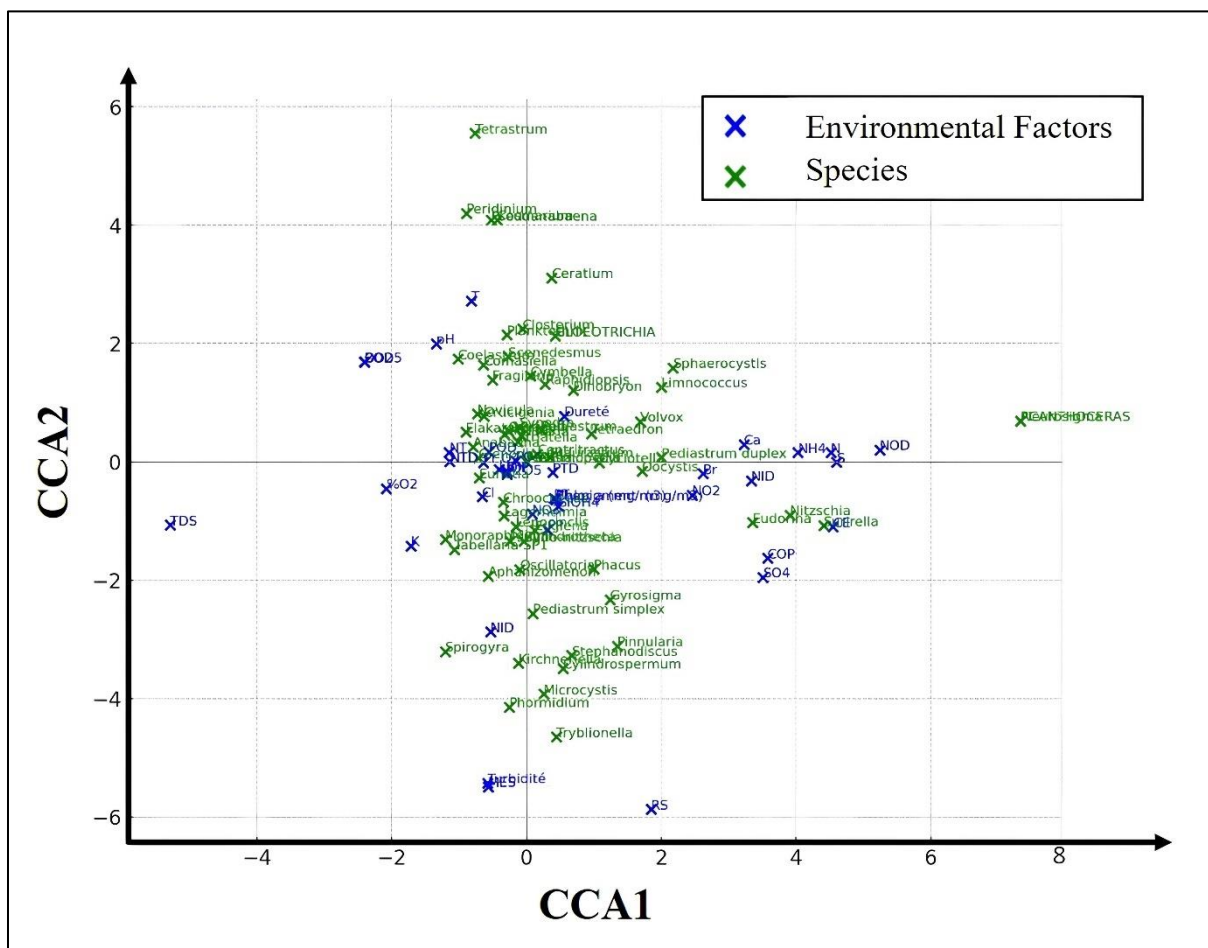


Figure III.65 : Analyse canonique des correspondances (CCA) illustrant les relations entre les paramètres physico-chimiques et la distribution des genres phytoplanctoniques dans le barrage de Timgad.

A.2 Diagramme d'Analyse Redondante

Les résultats de l'Analyse Redondante (RDA) illustrés dans la Figure III.61 fournissent une interprétation approfondie de l'impact des facteurs environnementaux sur la répartition spatio-temporelle des espèces de phytoplancton. L'axe horizontal, également désigné par RDA1, révèle que la salinité (S) et la conductivité électrique (CE) sont les principaux moteurs environnementaux, avec des charges positives élevées. Ces paramètres exercent un intense

impact sur la variation de la répartition des espèces, certaines d'entre elles, telles que *Acanthoceras* et *Aphanizomenon*, favorisant des environnements présentant des niveaux élevés de salinité et de conductivité., grâce à leur adaptation à des concentrations ioniques importantes ou à des mécanismes spécifiques de prise en charge des nutriments. L'axe vertical (RDA2) met en évidence des gradients liés à la composition chimique de l'eau, y compris les solides dissous totaux (TDS), le pH et les sulfates (SO_4^{2-}), qui exercent une influence significative. Des espèces comme *Volvox*, positionnées positivement sur cet axe, préfèrent des environnements riches en solides dissous, souvent associés à des eaux turbides et chargées en nutriments. À l'inverse, *Tryblionella*, avec des charges négatives sur RDA2, s'épanouit dans des eaux moins minéralisées et légèrement acides.

Les effets environnementaux combinés montrent que les espèces du quadrant supérieur droit répondent à des niveaux élevés de salinité et de solides dissous, typiques des environnements riches en nutriments, souvent associés à des ions minéraux et de la matière organique. En revanche, celles du quadrant inférieur gauche sont liées à des eaux plus claires et moins minéralisées, reflétant des conditions plus stables et moins turbides. Ces interactions écologiques mettent en lumière la tolérance accrue d'espèces comme *Acanthoceras* et *Aphanizomenon* aux milieux saumâtres, caractéristiques des réservoirs semi-arides où l'évaporation concentre les sels. Par ailleurs, des espèces influencées par les gradients de TDS et de pH, telles que *Volvox* et *Tryblionella*, reflètent des variations saisonnières liées aux apports d'eau douce, de sédiments ou de matière organique, perturbant l'équilibre écologique entre espèces adaptées à des contenus minéraux élevés ou faibles.

Certaines espèces présentent une position modérée sur RDA1, comme *Adlafia* et *Closterium*, proches de l'origine, indiquant une faible dépendance à la salinité et à la conductivité. Ces espèces démontrent une flexibilité écologique leur permettant de prospérer dans des conditions variées. *Chroococcus*, légèrement décalée sur RDA1, montre une sensibilité modérée à ces paramètres, avec une légère préférence pour des environnements riches en ions. Sur RDA2, des espèces comme *Ankistrodesmus* et *Scenedesmus*, avec des charges positives, indiquent une affinité pour des milieux riches en nutriments et en solides dissous, souvent associés à des apports organiques ou des conditions eutrophes. *Navicula* partage cette préférence pour des environnements enrichis en TDS, tandis que *Pediastrum*, plus proche de l'origine, illustre une tolérance modérée, s'adaptant à des conditions fluctuantes.

B/ Barrage de Yabous

B.1. Analyse Canonique des Correspondances

Les indicateurs rouges dans la Figure III.62 représentent les paramètres environnementaux, tandis que les flèches bleues symbolisent les variables biologiques. Ces éléments permettent d'analyser les relations complexes entre les facteurs abiotiques et la répartition des phytoplanctons. La taille des flèches rouges indique l'importance de chaque paramètre environnemental dans l'explication de la variation de la répartition des espèces. Un alignement étroit entre les flèches et les taxons (représentés en bleu) témoigne d'une influence significative sur l'abondance de ces espèces. Les flèches bleues représentent les taxons de phytoplanctons, et leur orientation ainsi que leur proximité par rapport aux flèches rouges renseignent sur leurs niches écologiques.

L'axe principal, CCA1, capture la majeure partie de la variation dans la composition des espèces attribuable aux facteurs environnementaux dominants, tandis que l'axe secondaire, CCA2, explique les variations résiduelles. Le TDS (solides dissous totaux) apparaît comme un facteur environnemental dominant, avec une flèche de longueur significative sur CCA1, indiquant une forte influence sur les espèces. La proximité de certains taxons avec cette flèche montre leur capacité à prospérer dans des environnements riches en ions, souvent caractéristiques des régions semi-arides où l'évaporation concentre les minéraux. Le pH, représenté par une flèche relativement longue, joue également un rôle structurant majeur, les conditions alcalines favorisant des taxons comme les cyanobactéries, adaptées à des niveaux de pH élevés. La température, influençant directement certains taxons alignés avec cette flèche, favorise les blooms phytoplanctoniques, notamment des cyanobactéries compétitives dans des eaux plus chaudes. Les dynamiques d'oxygène dissous, illustrées par la flèche %O₂, influencent également la répartition des espèces, certaines préférant des environnements bien oxygénés, reflet de leur tolérance aux conditions aérobies.

Les espèces proches des flèches environnementales, comme celles associées au TDS ou au pH, montrent des préférences ou tolérances écologiques spécifiques. Les cyanobactéries, telles qu'*Anabaena* et *Microcystis*, sont souvent corrélées aux paramètres de pH et de nutriments, prospérant dans des conditions alcalines et riches en nutriments. Les diatomées, comme *Navicula* et *Synedra*, sont davantage alignées avec l'oxygène dissous et la température, reflétant leur affinité pour des eaux bien mélangées et oxygénées. La répartition

un TDS élevé favorise les espèces adaptées aux environnements riches en ions, comme les cyanobactéries *Microcystis* et *Anabaena*, tolérantes aux concentrations élevées. Le pH, corrélé aux deux axes, joue également un rôle structurant, les conditions alcalines favorisant les cyanobactéries dans des eaux riches en nutriments, souvent liées à des apports anthropiques et à des dynamiques d'eutrophisation. La température, autre facteur clé, contribue fortement à RDA1. Les eaux plus chaudes favorisent les taxons thermophiles comme les cyanobactéries, qui dominent sous l'effet du réchauffement saisonnier ou anthropique, tandis que les diatomées et les algues vertes, moins compétitives, sont défavorisées. Enfin, l'oxygène dissous (%O₂), principalement associé à RDA2, influence les diatomées comme *Navicula* et *Synedra*, dépendantes d'eaux bien oxygénées et mélangées, alors que les cyanobactéries peuvent survivre dans des conditions hypoxiques.

La communauté phytoplanctonique se structure clairement le long des gradients environnementaux. Les cyanobactéries, telles que *Microcystis* et *Anabaena*, dominent dans des eaux riches en TDS et en pH élevé, caractéristiques des environnements eutrophes et évaporatifs. Les diatomées, comme *Navicula* et *Synedra*, se trouvent dans des zones bien oxygénées, préférant des environnements stables. Les algues vertes, telles que *Scenedesmus* et *Pediastrum*, occupent des positions intermédiaires, témoignant d'une tolérance modérée aux gradients de température et de pH. Cette séparation des taxons le long des axes RDA illustre une différenciation des niches écologiques, où les gradients abiotiques dirigent la compétition et la succession des espèces.

Les niveaux élevés de TDS et de pH signalent un enrichissement en nutriments, probablement dû à des apports agricoles ou urbains, favorisant les cyanobactéries et augmentant le risque de blooms algaux nuisibles. Les conditions semi-arides, marquées par une forte évaporation et un réchauffement saisonnier, intensifient ces dynamiques, orientant la dominance vers des taxons résilients comme les cyanobactéries. Par ailleurs, les gradients d'oxygène structurent davantage les communautés, en favorisant les diatomées dans les zones bien oxygénées et les cyanobactéries facultatives dans des environnements hypoxiques.

Discussions

IV. Discussions

IV.1. Caractérisation physico-chimique des eaux de deux barrages

La caractérisation hydro-chimique des deux barrages étudiés révèle que les valeurs de conductivité observées dépassent largement la norme de l'OMS 2011, fixée à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette observation est particulièrement marquée pour le barrage de Timgad, où les phénomènes d'évaporation importants sur toute la période d'étude entraînent une concentration accrue des ions dans l'eau résiduelle du réservoir. De plus, les apports significatifs en sels provenant des eaux usées de la ville de Timgad et des effluents de l'usine de briques, transitant par deux rivières, affectent particulièrement les stations 03 et 04. Ces apports anthropiques expliquent en grande partie les valeurs enregistrées, comparables à celles relevées dans d'autres barrages situés en zones semi-arides, tels que ceux étudiés par Alsubih et al. (2022) en Arabie Saoudite, où les valeurs varient de 649 à 2340 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ces résultats confirment les effets conjugués des facteurs naturels et anthropiques sur les valeurs de conductivité électrique relevées au barrage de Timgad, comme le montrent également les études de Tiri (2015) et de Bouslah (2017), qui rapportent des valeurs plus faibles, respectivement de 682,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 1039 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

En contrairement, la hausse prudente de la conductivité électrique observée au barrage de Yabous est principalement due à la baisse du niveau d'eau dans le réservoir tout au long de l'année. Ces valeurs demeurent différentes de celles observées par Merouche (2019) dans sept barrages situés en région semi-aride, où les mesures se situaient entre 700 et 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. De plus, les concentrations en solides dissous totaux (TDS) mesurées dans les deux réservoirs sont généralement en accord avec les valeurs de conductivité électrique, mettant ainsi en évidence la relation entre ces deux paramètres. L'interaction entre le changement climatique, l'élévation des températures, les rejets d'eaux usées et les effluents industriels a conduit à une augmentation des niveaux de salinité dans les réservoirs d'eau, en particulier dans le cas du barrage de Timgad. Ces concentrations se situent dans la fourchette des valeurs observées pour les barrages situés en zones semi-arides, comme indiqué dans les recherches d'Alsubih et al. (2022) et de Bouderbala (2021). Il convient de souligner que de Oliveira et al. (2020) ont observé des concentrations en TDS inférieures aux normes de l'OMS de 2011, similaires à celles mesurées dans le barrage de Yabous et dans le barrage de Sidi M'hamed Bentiba étudié par Merouche et al. (2019), avec des valeurs de TDS atteignant 398 mg/l.

Les niveaux de chlorures montrent une augmentation notable dans le barrage de Timgad par rapport aux études de Tiri (2015) et de Bouslah (2017), ce qui est attribué à l'expansion urbaine de la ville de Timgad et aux rejets directs dans le barrage, notamment depuis une station-service située en amont de la rivière alimentant la station 04. Les niveaux élevés de chlorures dans cette région sont typiques en raison de la dissolution du gypse (Alexakis, 2011; Bouaroudj et al., 2019). En revanche, les valeurs de chlorures dans le barrage de Yabous restent conformes à la norme OMS 2011.

Les concentrations élevées de sulfates détectées dans le réservoir de Timgad sont principalement attribuables aux caractéristiques géologiques et à la présence de gypse, qui sont aggravées par les déversements d'effluents industriels, en particulier ceux provenant de l'usine de briques, contenant des composés soufrés. Les niveaux élevés de bicarbonates dans le réservoir de Yabous, particulièrement lors des prélèvements estivaux, proviennent principalement des formations géologiques régionales, riches en calcaire, marne et grès, qui libèrent diverses formes de bicarbonates dans l'eau, comme le bicarbonate de calcium. Ces concentrations restent compatibles avec les études en zones semi-arides, telles que celles de Oliveira et al. (2020) et Bouderbala (2021).

En ce qui concerne les valeurs de magnésium, elles s'avèrent similaires à celles relevées dans les barrages situés en zones semi-arides, comme le montrent Alsubih et al. (2022) avec un maximum de 153 mg/l en Arabie Saoudite, de Oliveira et al. (2020) avec un maximum de 111,09 mg/l au Brésil, et Merouche et al. (2019) avec 150 mg/l. Au niveau du barrage de Timgad, les déversements d'eaux usées provenant de l'usine de fabrication de briques entraînent une augmentation des concentrations par rapport aux normes de l'OMS de 2011, tandis que pour le barrage de Yabous, la libération de carbonate de magnésium dans l'eau est principalement due à des processus géologiques.

Alors que certains barrages enregistrent une augmentation des concentrations en matière organique et en phosphates, attribuée aux rejets agricoles et domestiques (Rezak et al., 2021), D'autres barrages montrent une réduction des niveaux de demande biologique en oxygène (DBO5) et de demande chimique en oxygène (DCO), ce qui suggère une amélioration partielle attribuable aux installations de traitement des eaux usées (Rezak et al., 2021; Benariba et al., 2022). Ces disparités mettent en évidence la pertinence des environnements locaux, des stratégies de gestion et des équipements disponibles.

Un des défis majeurs rencontrés dans les barrages en zones semi-arides est la salinisation accrue, particulièrement pendant les périodes de précipitations intenses. Ce phénomène est étroitement lié à des facteurs géologiques, tels que la dissolution des minéraux salins dans les bassins hydrographiques (Madene et al., 2023). Les processus d'évaporation importants, typiques des climats arides et semi-arides, exacerbent cette situation en concentrant davantage les sels dissous dans les réservoirs. Par exemple, au barrage de Timgad, la salinisation est intensifiée par les apports anthropiques provenant des activités agricoles et industrielles, notamment les effluents non traités ou partiellement traités déversés dans le réseau hydrologique.

Les activités humaines, en particulier l'agriculture intensive et les effluents industriels, contribuent de manière significative à l'enrichissement des eaux en nitrates, nitrites et ammonium (Madene et al., 2023; Kassoul & Hadbi, 2022). Ces substances, fréquemment générées par une utilisation intensive d'engrais et de pesticides, sont présentes dans les eaux de ruissellement, ce qui accroît le risque d'eutrophisation des réservoirs. Dans certaines situations, telles que celle du barrage de Timgad, ces apports anthropiques dépassent les seuils tolérables, rendant les eaux impropres à certaines utilisations, notamment la consommation humaine et l'irrigation de cultures sensibles.

Les techniques d'analyse multivariée, telles que l'Analyse en Composantes Principales (ACP), permettent d'identifier les principaux facteurs contribuant à la dégradation de la qualité de l'eau. Trois facteurs majeurs se dégagent de ces analyses :

- La salinisation, principalement d'origine géologique et amplifiée par l'évaporation.
- La pollution anthropique, résultant des rejets urbains et industriels.
- La pollution agricole, causée par les pratiques agricoles intensives et les eaux de ruissellement chargées en engrais et pesticides (Madene et al., 2023; Benariba et al., 2022).

Ces facteurs interagissent souvent, aggravant les impacts globaux sur la qualité de l'eau des barrages. Par exemple, les barrages situés dans l'ouest de l'Algérie montrent des niveaux de pollution généralement plus élevés que ceux de l'est, en raison de la combinaison d'une densité urbaine plus importante et d'une intensité agricole accrue dans ces régions (Kassoul & Hadbi, 2022).

En dépit des initiatives prises pour rehausser la qualité de l'eau, notamment par la mise en place de stations d'épuration, les performances demeurent variables. Des améliorations locales ont été observées dans des barrages équipés de systèmes de traitement modernes, selon les recherches menées par Benariba et al. (2022). Toutefois, ces infrastructures restent inadéquates pour faire face à la demande croissante et aux effets cumulés des éléments naturels et des activités humaines. La qualité des eaux des barrages situés dans des régions semi-arides demeure une source de préoccupation, car de nombreux réservoirs sont classés dans des catégories de qualité allant de moyenne à médiocre, ne satisfaisant pas aux normes internationales (Benariba et al., 2022; Kassoul & Hadbi, 2022).

Les conséquences de la détérioration de la qualité de l'eau dans les réservoirs en régions semi-arides sont variées :

- Perte de biodiversité aquatique : Les niveaux élevés de nutriments et de salinité favorisent la prolifération d'espèces envahissantes et réduisent la diversité biologique locale.
- Réduction de la disponibilité en eau potable : La contamination par les nitrates et autres polluants chimiques compromet la sécurité des approvisionnements en eau pour les populations locales.
- Dégradation des terres agricoles : L'irrigation avec des eaux fortement salinisées peut entraîner la stérilisation des sols et réduire les rendements agricoles, aggravant les pressions économiques sur les agriculteurs.
- Les coûts de traitement élevés sont dus à l'impératif de rendre les eaux utilisables, ce qui entraîne une augmentation des dépenses opérationnelles pour les municipalités et les gestionnaires de barrages.

IV.2 Les indices de la qualité des eaux pour la potabilité et la vie aquatique (WQI, CCME-WQI)

La détermination de l'indice de qualité de l'eau (WQI) a été réalisé en utilisant la méthode arithmétique pondérée développée par Horton (1965), une approche fréquemment employée dans les recherches environnementales (Chauhan et Singh, 2010 ; Chowdhury et al., 2012 ; Ibrahim, 2019). Cette approche prend en compte divers paramètres physico-chimiques fondamentaux tels que la conductivité électrique, les nitrates, les chlorures et les solides

dissous totaux (TDS). Chaque paramètre est attribué un poids en fonction de son importance relative afin d'évaluer de manière globale la qualité de l'eau.

Le barrage de Timgad montre une amélioration notable de la qualité de l'eau par rapport aux recherches saisonnières antérieures menées par Bouslah et al. (2017), qui avaient caractérisé la qualité comme étant "impropre à la consommation humaine" et "très médiocre". Cette détérioration historique était principalement attribuable à l'évacuation d'eaux usées non traitées et à des processus d'évaporation qui entraînaient une augmentation de la concentration des polluants.

Les résultats actuels montrent que l'installation d'une station d'épuration près de la rivière reliant la ville de Timgad au barrage a joué un rôle clé dans cette amélioration. La station traite les eaux usées urbaines avant leur déversement dans le réservoir, réduisant ainsi la charge organique et les polluants chimiques. Néanmoins, malgré cette avancée, le barrage de Timgad demeure classé comme "marginal" dans le cadre de cette étude, En mettant en avant sa susceptibilité à une possible détérioration en cas de charge excessive ou de dysfonctionnement de la station.

Le barrage de Yabous est caractérisé par une classification "bonne", ce qui représente une performance remarquable pour un barrage implanté dans une zone semi-aride. Cette observation peut être attribuée à divers facteurs environnementaux et géographiques. :

- Conditions climatiques favorables : Situé dans une région montagneuse, le barrage bénéficie de précipitations régulières et de chutes de neige, ce qui contribue à maintenir des concentrations diluées des éléments dissous.
- Éloignement des sources de pollution : Contrairement à Timgad, le barrage de Yabous est isolé des activités anthropiques majeures telles que l'agriculture intensive et les rejets industriels.

Ces résultats contrastent fortement avec ceux obtenus dans d'autres barrages de zones semi-arides. Par exemple, Abualhaija et Mohammad (2021) ont observé des classifications médiocres en Jordanie, et Molekoa et al. (2022) ont rapporté une qualité d'eau faible pendant la saison sèche en Afrique australe.

Une comparaison avec le barrage de Beni Haroun, le plus grand d'Algérie, offre un aperçu des défis partagés par les barrages dans le pays. Soltani et al. (2020) ont évalué ce barrage

pour la période 2000-2010 en utilisant l'indice CCME-WQI, obtenant une classification médiocre. Bien que les barrages de Timgad et Yabous présentent des résultats globalement meilleurs, ils se situent également dans des catégories préoccupantes : "marginal" pour Timgad et "acceptable" pour Yabous. Ces résultats soulignent l'influence des conditions locales sur la qualité de l'eau

L'élévation a une influence significative sur la qualité de l'eau, notamment pour le réservoir de Yabous, localisé à une altitude variant entre 1190 m et 1216 m. Cette altitude restreint les déversements directs des eaux usées de la municipalité de Yabous, laquelle se trouve à une altitude plus basse (entre 1118 m et 1180 m). Cette barrière naturelle empêche l'infiltration d'eaux contaminées dans le réservoir.

D'autre part, les recherches démontrent que l'altitude peut avoir un impact variable sur la qualité de l'eau en fonction du contexte. Dans certaines localités, la construction de barrages peut contribuer à l'amélioration de la qualité de l'eau en diminuant les niveaux de sédiments et de contaminants (Shahady, 2021). Cependant, dans les zones agricoles, ils pourraient exacerber les problèmes d'eutrophisation en retenant des niveaux élevés de nutriments (Zubala, 2009; Jagús, 2011). Les eaux froides et hypoxiques rejetées par les barrages dans les régions de basse altitude, tel qu'observé par Winton (2019), peuvent également causer des dommages aux écosystèmes situés en aval. En ce qui concerne Yabous, ces risques sont réduits grâce à sa distance par rapport aux activités agricoles et à son cadre forestier.

IV.3 Indices de la qualité des eaux pour l'irrigation

L'évaluation de la qualité des eaux de surface des barrages de Timgad et Yabous en vue de leur utilisation pour l'irrigation repose sur divers facteurs clés, tels que les niveaux ioniques de l'eau, les propriétés du sol et les exigences particulières associées aux différentes phases de croissance des plantes. Ces facteurs ont un impact direct sur la productivité agricole et la durabilité environnementale. L'accumulation de sels dans les sols est une préoccupation significative, particulièrement préoccupante dans les zones semi-arides telles que celles de Timgad et Yabous. Cette accumulation peut entraîner une diminution de la pression osmotique au sein des cellules végétales, ce qui perturbe l'absorption d'eau et se traduit par une diminution notable de la croissance des plantes et des rendements agricoles. Les études antérieures mettent en avant l'importance cruciale de suivre les pratiques d'irrigation recommandées afin de réduire les effets de la salinité et de maintenir la productivité des sols.

Les résultats de l'étude indiquent que le niveau de risque lié au magnésium des deux barrages rend leur eau inappropriée pour l'irrigation. Cette discordance est principalement imputable à des facteurs géologiques qui encouragent des niveaux élevés de magnésium. La météorisation des roches est un processus crucial qui influence la composition ionique de l'eau. Les cations les plus courants présents dans les eaux des réservoirs sont le calcium et les ions bicarbonates. De plus, la présence de métaux lourds dans l'eau est également associée aux caractéristiques géologiques, ce qui se traduit par des concentrations plus élevées dans les fractions sédimentaires fines. Ce problème est exacerbé par les activités humaines. Dans la région de Timgad, l'activité industrielle de fabrication de briques ainsi que le rejet des eaux usées de la ville entraînent une augmentation significative des niveaux de sulfates et de chlorures, ce qui rend l'eau du barrage inadaptée à des fins d'irrigation. Ces observations confirment l'importance du rôle de la géologie dans l'altération de la qualité de l'eau, ce qui a des implications significatives pour la gestion des ressources hydriques dans ces régions.

En dépit de ces défis, d'autres indices et paramètres d'irrigation montrent des valeurs satisfaisantes et compatibles avec des études similaires menées dans des barrages situés dans des régions semi-arides du monde. Ces études incluent des barrages au Brésil, en Arabie Saoudite et en Algérie, démontrant que des solutions spécifiques aux régions peuvent permettre une utilisation optimale de l'eau pour l'irrigation malgré des conditions défavorables. Pour le barrage de Timgad, classé C3S1 selon la classification SAR (Sodium Adsorption Ratio) versus conductivité électrique, une gestion spécialisée des pratiques de contrôle de la salinité est essentielle, même en présence d'un drainage adéquat. Les recommandations incluent notamment le choix de variétés végétales tolérantes au sel. Ces stratégies sont soutenues par plusieurs travaux qui mettent en avant l'importance d'intégrer la gestion de la salinité dans les pratiques agricoles.

Les premières études menées sur le barrage de Yabous montrent des valeurs globalement bonnes à excellentes, en partie grâce à son emplacement en zone montagneuse. La pente importante dans cette région réduit le temps de contact de l'eau avec les structures géologiques et les sols traversés, minimisant ainsi l'altération chimique. Ces constatations mettent en évidence que les périodes élargées de rétention dans les régions montagneuses entraînent une augmentation des concentrations en anions et cations. Néanmoins, certains défis persistent dans la gestion des ressources en eau des zones montagneuses, notamment en raison de l'impact de divers facteurs tels que la connectivité hydraulique, la durée de séjour de

l'eau et les interactions entre les barrages et les réservoirs. Ces éléments revêtent une importance capitale dans la préservation de la qualité de l'eau et l'optimisation de son utilisation pour l'irrigation.

Les indices de qualité des eaux pour l'irrigation dans les barrages de Timgad et Yabous illustrent la complexité des interactions entre les facteurs géologiques, anthropiques et climatiques. Alors que le barrage de Timgad est confronté à des défis significatifs dus à la salinité et aux interventions humaines, le barrage de Yabous se distingue par un potentiel plus prometteur en raison de conditions géographiques favorables. La gestion de ces ressources requiert une approche intégrée qui combine une analyse approfondie des paramètres physico-chimiques, une adaptation des pratiques agricoles et une sensibilisation des agriculteurs à l'importance de la préservation des sols et de l'eau.

Les études antérieures démontrent que l'accumulation de sels constitue un enjeu significatif ayant un impact direct sur les performances agricoles. Les plantes rencontrent des obstacles à l'absorption de l'eau dans les sols salins, ce qui se traduit par des répercussions défavorables sur leur développement et leur rendement. Il est nécessaire d'adapter les pratiques agricoles afin de réduire les impacts de la salinité et d'optimiser l'utilisation de la ressource en eau disponible. Le rapport d'adsorption de sodium (SAR) est un indicateur essentiel employé dans l'évaluation de la qualité de l'eau destinée à l'irrigation. Il permet de quantifier la présence de sodium par rapport au calcium et au magnésium dans l'eau. Un indice SAR élevé peut entraîner la dispersion des particules d'argile dans les sols, ce qui a pour effet de diminuer leur perméabilité et leur capacité de drainage.

Les études menées sur les barrages de Timgad et Yabous ont mis en lumière des défis particuliers liés à la salinité et aux niveaux de magnésium, tout en soulignant des possibilités d'amélioration par le biais d'une gestion spécifique. Les résultats mettent en évidence que la qualité de l'eau est impactée par une conjonction de facteurs naturels et anthropiques, incluant les apports géologiques et les activités humaines telles que l'industrie et les rejets d'eaux usées. Il est essentiel que les stratégies de gestion intègrent une évaluation périodique de la qualité de l'eau, la mise en place de pratiques agricoles durables et la sensibilisation des agriculteurs aux conséquences de la salinité.

L'emplacement du barrage de Yabous en zone montagneuse favorise une meilleure qualité de l'eau en réduisant le temps de contact de l'eau avec les sols et les roches, ce qui limite la

dissolution des sels et des minéraux. Néanmoins, malgré ces circonstances propices, certains défis persistent, particulièrement en ce qui concerne la gestion de la ressource en eau et la protection des écosystèmes locaux. Il conviendrait que les études à venir se penchent sur les stratégies visant à optimiser la gestion des ressources en eau dans ces zones, en mettant particulièrement l'accent sur la durabilité et la capacité de résilience aux changements climatiques.

IV.4 Indices de pollution des eaux pour les deux barrages

L'analyse de la qualité des eaux des réservoirs de Timgad et de Yabous en vue de leur utilisation pour l'irrigation révèle des enjeux complexes associés à la pollution d'origine anthropique et géologique. Les niveaux élevés de pollution constatés au barrage de Timgad sont principalement attribuables aux déversements d'eaux usées de la ville de Timgad et aux rejets industriels émanant d'une usine de briques et d'une station-service situées à proximité. Ces rejets contiennent une grande variété de substances polluantes qui se dispersent dans les eaux de surface, affectant non seulement leur qualité chimique, mais aussi leur aptitude à être utilisées dans des activités agricoles sensibles. Les études menées sur d'autres barrages dans des zones semi-arides, comme celles de Maden et al. (2023) sur le barrage d'Ouled Mellouk dans le nord-ouest de l'Algérie, montrent des résultats similaires, confirmant que ces problématiques ne sont pas isolées, mais bien représentatives des barrages situés dans des régions soumises à des pressions anthropiques importantes. Matlala (2023) rapporte également une augmentation constante de la pollution dans le barrage de Hartbeespoort en Afrique du Sud, où les activités humaines intensives et le manque de systèmes de gestion adaptés conduisent à une dégradation progressive de la qualité de l'eau.

Les apports en nutriments liés à l'agriculture autour du barrage de Timgad, notamment les nitrates et le phosphore issus des engrais chimiques, aggravent encore cette situation. Ces intrants agricoles, souvent appliqués en excès ou mal gérés, contribuent directement au phénomène de lessivage des sols vers les plans d'eau, surtout dans des régions où les précipitations sont faibles, comme le suggèrent Lazaro et al. (2001). Les apports d'engrais riches en azote, en phosphore et en potassium, combinés à des pratiques agricoles intensives, augmentent les concentrations de nutriments dans l'eau, provoquant une accumulation de matières organiques et favorisant l'eutrophisation dans certains cas. Ces résultats corroborent ceux observés dans d'autres contextes similaires. Par exemple, Jiao (2015), dans une analyse

approfondie des systèmes aquatiques en Chine, a identifié des niveaux variés de pollution par les nutriments, certains sites étant fortement touchés par les apports agricoles et urbains.

Au barrage de Yabous, la situation diffère notablement. La topographie avantageuse, avec une différence d'altitude significative entre le barrage et la ville de Yabous, empêche les eaux usées de la ville de se déverser dans le réservoir. Cette configuration géographique limite l'impact direct des activités humaines sur les eaux du barrage, contrairement à ce qui est observé à Timgad. L'absence d'industries dans la région renforce également la qualité des eaux, les rendant aptes à l'irrigation dans la plupart des cas. Cependant, même dans ces conditions favorables, les apports agricoles peuvent jouer un rôle dans l'évolution des paramètres organiques et chimiques des eaux. Les analyses montrent que les phases d'application d'engrais autour des deux barrages, notamment en hiver, printemps et été, contribuent à des augmentations mesurables des concentrations en ammonium, nitrites et orthophosphates, reflétant une utilisation intensive de fertilisants solubles et non solubles dans l'eau. En janvier, les agriculteurs utilisent des fertilisants NPK contenant des proportions de 20/20/25, tandis qu'en avril, ils privilégient des engrais à haute teneur en phosphore, avec une proportion de 0,6/60/20. En mai, un équilibre de 20/20/20 est généralement appliqué, et des engrais spécifiques riches en calcium et oligo-éléments sont ajoutés durant l'été. Cette variabilité saisonnière dans l'utilisation des engrais génère des flux continus de nutriments vers les barrages, exacerbant leur charge organique globale.

Dans des études comparables, Saadali et al. (2018) ont documenté des niveaux modérés à élevés de pollution organique dans le barrage de Hammam Grouz, attribués à la fois aux pratiques agricoles et aux rejets urbains. De même, Mezbour et al. (2018) ont signalé une pollution organique élevée dans le lac des Oiseaux, où les activités humaines intensives et les apports en nutriments provoquent une augmentation marquée des paramètres organiques, notamment les nitrites, l'ammonium et la matière organique dissoute. Mebarkia et al (2017) ont constaté des tendances analogues au niveau du barrage d'Aïn Zada, où les niveaux de matière organique et de nutriments sont étroitement associés à l'ampleur de l'activité agricole environnante et à la présence de déversements d'origine humaine. Ces observations corroborent l'idée que les barrages localisés dans des zones semi-arides subissent des contraintes significatives, ce qui demande la mise en place de stratégies de gestion appropriées afin de prévenir leur détérioration.

Les études chimiques des eaux des deux réservoirs révèlent des variations significatives en ce qui concerne les paramètres physico-chimiques et la composition ionique. Les niveaux de sulfates et de chlorures sont considérablement élevés au barrage de Timgad, principalement en raison des déversements provenant des activités industrielles et urbaines. Ces composés altèrent les caractéristiques osmotiques des eaux, ce qui complique leur utilisation en irrigation. En revanche, dans le barrage de Yabous, on observe des concentrations élevées en ions tels que le calcium et les bicarbonates, ce qui témoigne d'un équilibre chimique largement façonné par les interactions géologiques et hydrologiques naturelles. Les conditions géographiques favorables, conjuguées à une réduction de l'impact des activités humaines, jouent un rôle essentiel dans le maintien de niveaux de pollution relativement bas dans ce réservoir.

Les recherches internationales concernant la qualité des eaux de surface dans les zones semi-arides fournissent un cadre supplémentaire à ces constatations. Dans leur étude, Santa et al. (2020) ont employé des paramètres spécifiques tels que l'Indice de Pollution (PLI) et le Coefficient de Contamination (CF) afin de catégoriser les agents polluants présents dans les eaux de la région nord-ouest du Brésil. Ces indicateurs mettent en lumière une diversité de degrés de pollution, s'étendant de niveaux modérés à extrêmement élevés, témoignant des effets cumulés de l'agriculture, de l'industrie et des rejets domestiques. Dans les cours d'eau en Inde, Hernandi et ses collègues (2019) ont observé des schémas comparables, mettant en évidence que les bassins versants soumis à une intense activité humaine affichent des niveaux élevés de nutriments et de matières organiques. Ces résultats mettent en évidence l'importance des stratégies de gestion intégrée visant à préserver les ressources en eau dans ces zones vulnérables.

Les données recueillies indiquent également que des paramètres organiques tels que la demande biochimique en oxygène (DBO5) et la demande chimique en oxygène (DCO) sont essentiels pour évaluer la qualité des eaux des réservoirs. Les niveaux élevés de ces indicateurs au barrage de Timgad sont étroitement associés aux rejets d'eaux usées et aux apports agricoles. Ces conclusions sont corroborées par des constatations analogues faites dans d'autres barrages en Algérie, où la présence de pollution organique est fréquemment liée à une augmentation des activités anthropiques et à une gestion inadéquate des déchets. En revanche, on observe des niveaux de DBO5 et DCO significativement inférieurs au barrage de Yabous, ce qui confirme une meilleure qualité organique de l'eau.

L'étude des contributions géologiques révèle que les processus naturels tels que l'altération des roches et l'érosion des sols jouent un rôle significatif dans la composition chimique des eaux. Les niveaux de magnésium, de calcium et de bicarbonates présents dans les eaux des deux réservoirs témoignent des interactions complexes entre les paramètres géologiques et hydrologiques. À Timgad, l'altération des roches magnésiennes et les apports d'origine humaine contribuent à accroître les niveaux de pollution, alors qu'à Yabous, les caractéristiques géologiques favorisent une composition chimique plus équilibrée.

IV.5 Etat trophique dans les deux barrages

Le statut trophique des réservoirs étudiés, déterminé grâce aux concentrations en nutriments, met en lumière des dynamiques écologiques complexes qui varient selon les apports anthropiques, les interactions géologiques et les conditions climatiques. L'utilisation du rapport Azote Total dissous/Phosphore Total dissous (TN:TP) permet d'analyser ces dynamiques. Ce ratio est un indicateur crucial pour comprendre les limitations nutritionnelles des écosystèmes aquatiques. Un faible rapport TN:TP est généralement associé à une limitation par le phosphore, signalant des concentrations élevées en phosphore total dissous dans l'eau, tandis qu'un rapport élevé indique une limitation par l'azote, traduisant une augmentation des concentrations en azote et une diminution du phosphore. Ces variations, comme le soulignent les travaux de Matlala (2023), reflètent les interactions complexes entre les apports extérieurs et les processus biogéochimiques internes des réservoirs.

Le réservoir de Timgad est caractérisé par des conditions hypertrophiques tout au long de l'année, reflétant une charge élevée en nutriments issue de plusieurs sources anthropiques. Les apports en nutriments sont largement dominés par les rejets d'eaux usées municipales, une situation exacerbée par l'absence de systèmes efficaces de traitement des eaux usées, comme le souligne Nunes (2019). Les activités agricoles dans la région entourant le réservoir ajoutent une dimension supplémentaire à cette problématique. Les cultures maraîchères et fourragères, intensives en intrants chimiques, génèrent un flux continu de nutriments vers les eaux de surface. Le lessivage des nitrates et des phosphates des sols vers le réservoir est un facteur clé, amplifié par des pratiques agricoles inadaptées et par les faibles précipitations de la région, qui limitent la dilution naturelle des nutriments dans les eaux environnantes. Ces apports externes, combinés aux activités aquacoles dans le réservoir, aggravent les conditions d'eutrophisation. L'introduction de poissons tels que la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*), la carpe à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis*) et la carpe commune (*Cyprinus*

carpio), associée à la présence d'espèces indigènes comme le barbeau algérien (*Barbus barbuis*, *Barbus setivimensis*, *Barbus biskarensis*, *Barbus callensis*), intensifie les déséquilibres trophiques. Ces poissons, bien que prisés pour l'aquaculture, contribuent à la réintroduction de nutriments par leurs excréments et leurs perturbations des sédiments, exacerbant les conditions hypertrophiques.

Le réservoir de Yabous, bien que moins affecté que celui de Timgad, n'est pas exempt de pressions anthropiques. Les données montrent que ce réservoir connaît également une dominance hypertrophique, bien que des conditions oligotrophes soient occasionnellement observées, notamment au printemps. Cette variabilité saisonnière est principalement attribuée aux apports agricoles locaux. Les cultures intensives, bien qu'en proportion moindre autour de Yabous par rapport à Timgad, restent une source notable de nutriments. Les autorités locales ont confirmé que l'aquaculture, bien que pratiquée à une échelle réduite, perturbe les dynamiques écologiques en augmentant les charges en nutriments dans l'eau, une problématique documentée dans d'autres réservoirs similaires. Par exemple, Camargo (2005) a étudié les réservoirs à stockage profond en Espagne centrale, où des résultats analogues ont été observés, montrant que les pratiques aquacoles peuvent exacerber les déséquilibres trophiques dans les écosystèmes déjà vulnérables.

Les conditions climatiques dans les deux régions jouent également un rôle critique dans l'évolution du statut trophique des réservoirs. Les périodes de sécheresse prolongées, caractérisées par une faible pluviométrie, aggravent l'accumulation des nutriments dans les eaux de surface, un phénomène soutenu par les travaux de Weigand et al. (2021) dans les réservoirs du nord-est du Brésil. En utilisant l'Indice de Statut Trophique (TSI) de Carlson, ils ont montré que les sécheresses intensifient la concentration des nutriments, favorisant ainsi l'eutrophisation. Des résultats similaires ont été observés par Matlala (2023) au barrage de Hartbeespoort en Afrique du Sud, où les sécheresses combinées aux rejets anthropiques ont considérablement altéré la qualité des eaux, et par Hamid et al. (2019) au barrage de Bouhouda au Maroc, où l'eutrophisation reste une problématique majeure.

Malgré ces défis, le barrage de Yabous montre des résultats encourageants. Les conditions trophiques de ce réservoir s'apparentent à celles observées dans plusieurs barrages de régions semi-arides, comme le barrage de Zayadah Rood en Iran, qui présente une dominance mésotrophique, sauf pendant les épisodes d'inondation. Les travaux de Mirjazani et al. (2020)

sur huit barrages situés dans des régions semi-arides iraniennes corroborent ces observations, révélant des conditions trophiques largement mésotrophiques, malgré des fluctuations saisonnières. Ces études soulignent l'importance des conditions locales, telles que les précipitations, l'altitude et les pratiques anthropiques, dans la détermination des dynamiques trophiques.

Les informations recueillies concernant les réservoirs de Timgad et de Yabous révèlent également la manière dont les activités humaines et les processus naturels influent de manière différenciée sur les dynamiques trophiques. Les déchets municipaux non traités, l'agriculture intensive et l'aquaculture sont des éléments qui participent à l'altération de la qualité de l'eau, notamment dans les zones semi-arides où les capacités naturelles de dilution et de purification sont restreintes. À Timgad, ces différentes contraintes se manifestent par un déséquilibre nutritionnel significatif, caractérisé par une prédominance hypertrophique. À Yabous, malgré des conditions généralement améliorées, les apports agricoles restent un défi, en particulier lors des périodes de débit faible ou de sécheresse.

Les analyses trophiques révèlent également une sensibilité particulière aux conditions hydrologiques et aux changements climatiques. Les périodes de faible apport en eau, combinées à une gestion inadéquate des ressources, exacerbent l'accumulation de nutriments, conduisant à une augmentation des risques d'eutrophisation. Ces problématiques nécessitent une gestion intégrée des bassins versants, incluant des mesures de contrôle des apports agricoles, la mise en place de systèmes de traitement des eaux usées, et des politiques de gestion durable des activités aquacoles. L'application d'indices tels que le TN:TP et le TSI, combinée à une surveillance régulière, permettrait de mieux comprendre et gérer les dynamiques trophiques, assurant ainsi une utilisation durable des réservoirs pour l'irrigation et d'autres usages.

IV.6 Composition taxonomique de la flore micro algale recensée

Les écosystèmes phytoplanctoniques dans les retenues d'eau des zones semi-arides telles que le barrage de Timgad et de Yabous sont fortement affectés par les conditions de sécheresse et la qualité hydrique. Les épisodes de sécheresse extrême ont des conséquences majeures sur les écosystèmes aquatiques, en provoquant une baisse des niveaux d'eau, une diminution de la transparence et une augmentation des concentrations en nutriments, notamment en phosphore. Ces modifications des paramètres physico-chimiques ont tendance à favoriser la

prédominance des cyanobactéries en cas de sécheresse modérée, tandis que des sécheresses extrêmes peuvent encourager la croissance d'algues mixotrophes en raison de la réduction de la lumière provoquée par la remise en suspension des sédiments (Costa et al., 2019). Cette dynamique complexe met en lumière la relation entre les phénomènes naturels et les influences humaines sur les écosystèmes aquatiques des zones semi-arides.

Les catégories principales de phytoplancton, telles que les Chlorophyceae, les Cyanophyceae et les Bacillariophyceae, exercent une fonction essentielle dans ces écosystèmes et peuvent prédominer dans des conditions eutrophiques. Ces groupes peuvent servir de bioindicateurs de la qualité de l'eau en témoignant des fluctuations des apports en nutriments et des modifications environnementales, comme souligné par Samara Alves de Alencar et ses collègues (2020) ainsi que par Djelita & Benadda (2021). Par exemple, les Cyanophyceae, qui bénéficient souvent de concentrations élevées en phosphore, peuvent provoquer des proliférations algales nuisibles qui détériorent davantage la qualité de l'eau et restreignent son utilisation pour l'irrigation ou l'approvisionnement en eau potable.

Les activités humaines ont également une influence significative sur la modification de la composition du phytoplancton et sur la qualité des réservoirs. L'aquaculture, de manière spécifique, a la capacité d'altérer les interactions au sein des communautés phytoplanctoniques en apportant des nutriments additionnels dans le milieu aquatique. Ces éléments nutritifs, en association avec ceux issus des déchets agricoles et domestiques, participent à l'accroissement des niveaux de nitrogène et de phosphore, favorisant ainsi le phénomène d'eutrophisation (Oliveira et al., 2019). Ce phénomène peut poser des problèmes significatifs dans les réservoirs semi-arides, caractérisés par des ressources en eau déjà restreintes, et où l'eutrophisation peut aggraver leur détérioration écologique.

Les conditions de sécheresse extrême, qui sont amplifiées par le changement climatique, intensifient ces dynamiques. Les épisodes prolongés de faibles précipitations entraînent une augmentation de la concentration des nutriments en raison de l'évaporation accrue et de la diminution des apports en eau douce. D'autre part, la réintroduction des sédiments dans les réservoirs, due à la diminution des niveaux d'eau, restreint la transmission de la lumière et altère les paramètres favorables à la croissance des organismes phytoplanctoniques. Les algues mixotrophes, qui ont la capacité de réaliser à la fois la photosynthèse et de consommer

de la matière organique, bénéficient fréquemment de ces conditions, ce qui entraîne une modification supplémentaire des équilibres trophiques. Selon Costa et al. (2019).

En outre, la fréquence accrue des sécheresses dans les régions semi-arides souligne la nécessité d'une gestion efficace de l'eau pour maintenir l'équilibre écologique des réservoirs. Il est crucial de comprendre les interactions entre les dynamiques du phytoplancton, les apports en nutriments et les conditions climatiques afin d'élaborer des stratégies durables. Cela englobe la mise en place de stratégies visant à réduire les apports en éléments nutritifs, comme la régulation des déversements provenant de l'agriculture et de l'aquaculture, ainsi que des initiatives visant à améliorer la qualité de l'eau à travers des techniques de bioremédiation ou de gestion adaptative.

Les recherches effectuées sur ces réservoirs, telles que celles réalisées par Samara Alves de Alencar et ses collègues (2020) ainsi que par Djelita & Benadda (2021), soulignent l'importance de la surveillance des communautés phytoplanctoniques en tant qu'indicateurs de la qualité de l'eau. Ces méthodes permettent de surveiller la progression des effets des sécheresses et des pressions humaines sur les écosystèmes aquatiques. En outre, les variations dans les populations de phytoplancton peuvent offrir des données essentielles pour prévoir les impacts du changement climatique sur les ressources hydriques, en particulier en ce qui concerne l'approvisionnement et la qualité de l'eau dans les zones semi-arides.

Dans ce cadre, il est essentiel d'adopter une approche intégrée de la gestion des réservoirs afin de réduire les impacts des sécheresses et de l'eutrophisation. Ceci englobe l'intégration des données concernant la composition du phytoplancton, les niveaux de nutriments et les paramètres hydrologiques afin de concevoir des stratégies de gestion appropriées en fonction des spécificités locales. Les pratiques agricoles durables, la réduction des rejets industriels et aquacoles, ainsi que l'amélioration des infrastructures de traitement des eaux sont des mesures qui peuvent aider à protéger ces écosystèmes vulnérables contre les défis croissants liés au climat et à l'environnement.

IV.7 Evolution spatio-temporelle de l'abondance relative des peuplements

La prépondérance des cyanobactéries dans les réservoirs d'eau, notamment pendant les mois estivaux comme constaté à la retenue de Timgad, constitue un phénomène répandu qui présente des répercussions majeures sur la qualité de l'eau et la santé publique. Ce phénomène est largement documenté dans différentes régions géographiques, en particulier en Algérie, où

les concentrations de cyanobactéries dans les réservoirs dépassent souvent les seuils d'alerte. Les niveaux les plus élevés sont habituellement constatés de la saison printanière à la saison automnale (Touati Hassen et al., 2019 ; C. Samia et al., 2019). Parmi les genres courants de cyanobactéries identifiés, on retrouve *Microcystis*, *Planktothrix* et *Aphanizomenon*, reconnus pour leur aptitude à synthétiser des toxines préjudiciables pour la santé humaine et l'environnement. Les données des employeurs saisonniers révèlent une prévalence des cyanobactéries durant les périodes chaudes, alors que le phytoplancton eucaryote est dominant pendant les mois plus froids (P. Kong et al., 2019). La fluctuation saisonnière est conditionnée par des paramètres environnementaux tels que la température de l'eau, les niveaux de nutriments, notamment l'ammonium, et les concentrations de chlorophylle-a (P. Kong et al., 2019 ; Touati Hassen et al., 2019). Ces observations mettent en évidence la nécessité d'une surveillance régulière des communautés de cyanobactéries et de leurs toxines afin d'assurer la sécurité de l'approvisionnement en eau potable et de prévenir d'éventuelles crises de santé publique (Hassen et al., 2019).

Le barrage de Yabous, quant à lui, se distingue par la dominance estivale des *Chrysophyceae*, un groupe diversifié de protistes planctoniques présents dans les écosystèmes d'eau douce (Bock et al., 2022). Bien qu'ils soient présents tout au long de l'année, leur abondance augmente souvent pendant les mois d'été dans divers environnements aquatiques. Par exemple, dans un barrage tropical en Thaïlande, les *Chrysophyceae* ont montré une densité accrue pendant la saison des pluies, aux côtés des cyanobactéries et des *Bacillariophyceae* (Kunpradid et al., 2024). De manière similaire, dans les zones côtières, des floraisons phytoplanctoniques estivales associées aux précipitations de mousson ont été observées, bien que les diatomées prédominent tout au long de l'année (Kim et al., 2023). Dans des étangs de culture en enclos, les *Chrysophyceae* sont présentes pendant la saison sèche, mais ce sont les *Chlorophyceae* qui dominent les communautés planctoniques (Mardiana et al., 2024). Les facteurs environnementaux influençant l'abondance des *Chrysophyceae* comprennent la disponibilité en nutriments, la température et le volume d'eau (Kunpradid et al., 2024 ; Mardiana et al., 2024). Leur large répartition géographique et leur grande tolérance aux facteurs écophysologiques contribuent à leur succès dans une variété d'habitats aquatiques (Bock et al., 2022).

Les *Bacillariophyceae*, également connues sous le nom de diatomées, prédominent au sein des communautés phytoplanctoniques pendant les saisons hivernales et le début du printemps

dans les réservoirs de Timgad et de Yabous, bien que cette prévalence puisse présenter des variations selon les différentes études. Au sein du réservoir du barrage Karun-4, les Bacillariophyceae constituaient 32 % du phytoplancton, affichant une prévalence plus marquée au début du printemps et pendant la saison estivale (Cheraghpour-Ahmadmahmoodi et al., 2024). Au printemps, dans le lac Uiam, l'espèce prédominante était *Ulnaria acus* parmi les Bacillariophyceae, comme indiqué par Im et al. (2023). En revanche, on observe que la densité des Bacillariophyceae était à son niveau le plus élevé pendant la saison estivale et au plus bas pendant la saison hivernale dans le lac Shahpura, comme indiqué par Dixit en 2019. On observe une tendance contrastée dans les barrages de Swakoppoort et Von Bach, où les cyanobactéries prédominent tout au long de l'année, avec une concentration cellulaire plus élevée pendant les saisons sèches (Sirunda et al., 2021). Les fluctuations saisonnières de la composition du phytoplancton sont étroitement corrélées aux modifications des paramètres de qualité de l'eau et des concentrations en nutriments (Cheraghpour-Ahmadmahmoodi et al., 2024 ; Im et al., 2023).

Les études mettent en évidence les interactions complexes entre la qualité de l'eau, les cycles saisonniers et les communautés phytoplanctoniques, soulignant ainsi l'importance d'une surveillance continue des réservoirs afin de mieux appréhender et gérer leurs dynamiques écologiques. L'abondance des cyanobactéries pendant la saison estivale, bien que naturelle, est exacerbée par des facteurs d'origine humaine tels que l'eutrophisation causée par les apports excessifs de nutriments issus de l'agriculture et des rejets domestiques. Cette prédominance soulève des défis significatifs en matière de gestion des ressources hydriques, étant donné que les proliférations de cyanobactéries sont fréquemment liées à des toxines potentiellement nocives et à une dégradation de la qualité de l'eau.

Pour le barrage de Yabous, la prévalence des *Chrysophyceae* en été offre une perspective différente, illustrant comment la variabilité des facteurs environnementaux peut moduler la structure des communautés planctoniques. Les caractéristiques écophysiologiques des *Chrysophyceae* leur permettent de s'adapter à une gamme de conditions, rendant leur dominance possible dans des environnements aquatiques variés. Cependant, la présence simultanée d'autres groupes, tels que les cyanobactéries et les *Bacillariophyceae*, reflète une compétition pour les ressources et une adaptation à des niches spécifiques.

Les observations des dynamiques des Bacillariophyceae dans les deux barrages mettent en évidence leur contribution significative aux écosystèmes aquatiques. Leur domination pendant les saisons plus froides peut être attribuée à leur aptitude à se développer dans des conditions de luminosité et de température modérées, fréquemment rencontrées en hiver et au printemps. Ces fluctuations saisonnières, conjuguées aux impacts humains et climatiques, engendrent une diversité complexe de la biodiversité et de la productivité au sein des réservoirs.

IV.8 Evaluation de la fréquence d'occurrence des peuplements phytoplanctoniques

Le genre *Nitzschia*, qui présente les valeurs les plus élevées en termes de fréquence d'occurrence dans les barrages de Timgad et de Yabous, constitue un groupe diversifié et abondant de diatomées largement répandu dans divers écosystèmes aquatiques. Ce genre est connu pour son adaptabilité et sa capacité à prospérer dans des conditions environnementales variées, notamment dans des régions semi-arides où les caractéristiques hydrologiques et climatiques imposent des contraintes significatives aux communautés phytoplanctoniques.

Dans la lagune de Nador au Maroc, *Nitzschia longissima* a montré des densités accrues pendant les saisons chaudes, influencées principalement par la température de l'eau et l'intensité lumineuse (Riouchi et al., 2021). Ces observations indiquent que les facteurs climatiques saisonniers, tels que l'augmentation de la lumière et des températures, jouent un rôle crucial dans le développement de ce genre dans les environnements aquatiques. De manière similaire, dans les réservoirs tropicaux du Brésil, des études ont permis d'identifier deux nouvelles espèces de *Nitzschia*, *N. pusilluhasta* et *N. australodesertorum*, distinguées par leurs caractéristiques morphologiques uniques (Lehmkuhl et al., 2019). Ces découvertes soulignent la diversité génétique et morphologique du genre *Nitzschia*, ainsi que son potentiel d'adaptation à des niches écologiques spécifiques dans les réservoirs tropicaux et semi-arides.

Au barrage de Dimbhe en Inde, la famille Nitzschiaceae est composée de deux genres, six espèces et six variétés, comme indiqué par Tagad et al. (2020). Cette variété reflète la complexité des communautés de diatomées dans les réservoirs exposés à des conditions environnementales variées. Les éléments du milieu tels que la sécheresse, l'évaporation, les précipitations, la salinité et l'urbanisation exercent une influence significative sur la composition des communautés aquatiques, en particulier les communautés de diatomées. Par exemple, les recherches réalisées par Barros et ses collègues (2020) ont démontré que ces éléments ont un impact indirect sur les communautés de diatomées en altérant les paramètres

abiotiques de leur environnement, tels que la teneur en éléments nutritifs, la conductivité et la clarté de l'eau.

Dans les barrages de Timgad et de Yabous, *Nitzschia* semble prospérer grâce à sa capacité à tolérer des variations significatives des paramètres physico-chimiques. Cette tolérance explique sa fréquence élevée dans les deux barrages, en dépit des différences de conditions environnementales entre ces sites. À Timgad, où les apports anthropiques, comme les rejets agricoles et les eaux usées, augmentent les niveaux de nutriments, *Nitzschia* peut tirer parti des concentrations élevées en azote et phosphore pour maintenir des populations stables. À Yabous, où les conditions trophiques sont généralement meilleures, sa dominance peut refléter une adaptation à des habitats légèrement oligotrophes, mais saisonnièrement influencés par des apports agricoles.

L'impact des changements climatiques et des activités anthropiques sur les communautés de diatomées, notamment *Nitzschia*, est également significatif. Les périodes de sécheresse récurrentes, entraînant une diminution du niveau d'eau et une augmentation de la concentration en sels, peuvent favoriser la croissance de cette espèce en raison de sa capacité à survivre dans des environnements présentant une salinité élevée. Ces modifications hydrologiques et environnementales altèrent non seulement la composition des communautés phytoplanctoniques, mais aussi les relations trophiques et la dynamique des écosystèmes aquatiques. Dans ce cadre, les diatomées telles que *Nitzschia* occupent une position centrale en tant que bioindicateurs, ce qui facilite la surveillance de l'évolution de la qualité de l'eau et des impacts environnementaux.

Les propriétés morphologiques et écologiques de *Nitzschia* en font un genre de référence pour l'analyse de la biodiversité et des dynamiques écologiques dans les réservoirs des zones semi-arides. La vaste répartition géographique de cette espèce, ainsi que sa capacité à s'adapter à diverses conditions environnementales, met en évidence la nécessité de surveiller ses populations afin de mieux appréhender les effets des pressions anthropiques et climatiques sur les écosystèmes aquatiques. La documentation de nouvelles espèces, comme c'est le cas au Brésil, met en évidence le fait qu'il subsiste encore de nombreuses découvertes à faire concernant le potentiel adaptatif de ce genre dans divers contextes écologiques. En guise de conclusion, la prédominance de *Nitzschia* dans les réservoirs de Timgad et de Yabous témoigne non seulement de conditions environnementales propices, mais aussi de sa

résilience et de sa flexibilité écologique, ce qui en fait un élément essentiel des écosystèmes aquatiques semi-arides.

IV.9 Analyse des corrélations entre les paramètres physico-chimiques et la dynamique des Peuplements phytoplanctoniques

Les communautés phytoplanctoniques des barrages situés dans les régions semi-arides, tels que les barrages de Timgad et Yabous, démontrent une variété de réactions face aux conditions environnementales. Ces réactions témoignent des interactions complexes entre les paramètres physico-chimiques, les variables climatiques et les influences anthropiques. Lors des périodes de sécheresse récurrentes, les cyanobactéries ont tendance à prédominer au sein des communautés phytoplanctoniques en raison de leur aptitude à se développer dans des eaux présentant des températures élevées, des concentrations élevées en nutriments et une faible transparence. Cependant, les épisodes de sécheresse extrême modifient ces dynamiques, favorisant le développement d'algues mixotrophes telles que *Ceratium furcoides*, un dinoflagellé invasif, et *Microcystis aeruginosa*, une cyanobactérie reconnue pour ses proliférations nuisibles (Costa et al., 2019 ; Oliveira et al., 2019). Ces espèces invasives, en raison de leur plasticité écologique, peuvent rapidement coloniser des environnements altérés par des changements hydrologiques drastiques.

Dans ces mêmes contextes, les *Chlorophyceae* jouent également un rôle important dans les communautés phytoplanctoniques. Bien que leur abondance numérique soit souvent inférieure à celle des cyanobactéries, elles représentent une diversité significative d'espèces, certaines d'entre elles servant d'indicateurs de conditions riches en nutriments (Alencar et al., 2020). Une étude menée sur un barrage en Arabie Saoudite a révélé que, bien que les cyanobactéries dominent numériquement, les *Chlorophyceae* présentaient une diversité d'espèces supérieure, illustrant une co-dominance fonctionnelle et taxonomique entre ces deux groupes phytoplanctoniques (Touliabah & Almutairi, 2019). Cette coexistence souligne l'importance des interactions compétitives et des niches écologiques dans la structuration des communautés aquatiques.

Les facteurs influençant la dynamique phytoplanctonique dans les barrages des régions semi-arides comprennent principalement les précipitations, le phosphore réactif soluble et la conductivité électrique (Oliveira et al., 2019). Ces variables, combinées aux paramètres physico-chimiques tels que la température, l'oxygène dissous, le pH et les concentrations en sulfates, déterminent non seulement la composition mais aussi la productivité des

communautés phytoplanctoniques (Manamani & Bensouilah, 2023). Par exemple, des températures élevées favorisent souvent les cyanobactéries, tandis qu'une diminution de l'oxygène dissous peut intensifier les conditions d'eutrophisation, augmentant encore leur dominance.

Les variations saisonnières jouent également un rôle crucial dans la structuration des communautés phytoplanctoniques. Pendant le printemps, les densités phytoplanctoniques sont généralement plus élevées, probablement en raison d'un mélange accru des nutriments dans la colonne d'eau et d'un ensoleillement prolongé favorisant la photosynthèse (Manamani & Bensouilah, 2023). En revanche, pendant les mois d'été, les conditions plus extrêmes, telles que la concentration accrue en sels et la réduction des niveaux d'eau, favorisent la dominance des espèces tolérantes comme les cyanobactéries et les algues mixotrophes. Ces cycles saisonniers reflètent les interactions entre les forces climatiques et les propriétés hydrologiques locales des barrages semi-arides.

Les communautés phytoplanctoniques jouent également un rôle crucial dans l'évaluation de la qualité de l'eau. Beaucoup d'espèces phytoplanctoniques servent de bioindicateurs, reflétant les changements dans les niveaux de nutriments, la salinité et d'autres paramètres environnementaux. Par exemple, les *Cyanophyceae* sont associées à des conditions eutrophiques, tandis que certaines *Chlorophyceae* et *Bacillariophyceae* signalent des environnements relativement équilibrés en termes trophiques. Ces relations écologiques soulignent l'importance de surveiller en continu la composition des communautés phytoplanctoniques pour détecter les premiers signes de dégradation des écosystèmes aquatiques (Alencar et al., 2020 ; Touliabah & Almutairi, 2019).

Le phénomène du changement climatique aggrave les enjeux associés à la gestion des barrages dans les zones semi-arides en accroissant la fréquence et l'intensité des périodes de sécheresse. Ces contraintes climatiques, en conjonction avec les contributions d'origine humaine telles que les rejets provenant de l'agriculture et des ménages, altèrent à la fois la composition et le fonctionnement des communautés de phytoplancton. L'élévation des températures et des périodes de sécheresse prolongées entraîne une augmentation de la propagation des espèces invasives et nuisibles, tout en entraînant une diminution de la diversité des autres groupes phytoplanctoniques. Cette situation diminue par conséquent la capacité des écosystèmes aquatiques à résister aux perturbations.

Conclusion

Conclusion

Les barrages de Timgad et de Yabous se trouvent dans une zone semi-aride du nord-est de l'Algérie et jouent un rôle essentiel dans la satisfaction des besoins en eau de la région, que ce soit pour l'approvisionnement en eau potable ou pour l'irrigation. Cette recherche a utilisé une méthodologie de recherche approfondie pour améliorer la compréhension de l'hydrochimie des eaux de retenue dans les régions arides et semi-arides à l'échelle mondiale. Les conclusions de l'étude indiquent que le barrage de Timgad affiche une composition chimique caractérisée par une prédominance de chlorure de sodium et de potassium, ainsi que de sulfate de sodium et de potassium tout au long de l'année. Des niveaux élevés ont été mesurés pour la conductivité électrique (CE), les solides dissous totaux (TDS), ainsi que les concentrations en chlorure (Cl^-), sulfate (SO_4^{2-}) et magnésium (Mg^{2+}). Des concentrations significatives de sodium ont été détectées, toutes étant conformes aux directives de l'OMS de 2011. Les concentrations en nutriments dans les eaux des réservoirs présentent des variations saisonnières, malgré la similitude des activités agricoles dans les deux zones. Néanmoins, la situation la plus inquiétante est constatée au niveau du barrage de Timgad, principalement en raison des concentrations élevées de DBO_5 et de DCO. Ces niveaux élevés sont principalement engendrés par l'exposition du barrage aux effluents de la ville de Timgad, ce qui entraîne une pollution organique notable. Ce phénomène met en évidence l'incidence directe des activités urbaines sur la qualité de l'eau du réservoir, aggravant ainsi les problèmes associés à la pollution organique et à la détérioration de l'écosystème aquatique. L'Indice de Qualité de l'Eau (IQE) évalue que l'eau du barrage est adéquate pour la consommation humaine en continu tout au long de l'année. En outre, l'eau est considérée comme étant de qualité satisfaisante en ce qui concerne l'Indice d'Adsorption de Sodium (IAS) et le Pourcentage de Sodium (Na%) pour une utilisation en irrigation, sauf pendant la saison estivale où des valeurs d'IAS plus élevées sont tolérées. Néanmoins, des niveaux élevés de chlorure (Cl^-) et de sulfate (SO_4^{2-}) entraînent une classification défavorable pour l'indice PS, tandis que les concentrations de magnésium (Mg^{2+}) positionnent l'eau dans une catégorie inadaptée pour l'Indice de Risque de Magnésium (IRM) tout au long de l'année. La teneur en bicarbonate de sodium résiduel (RSBC) a révélé des conditions non alcalines au printemps, une alcalinité modérée en été, et une faible alcalinité en automne et en hiver. D'autres éléments ont révélé des résultats favorables concernant le barrage de Timgad.

Lors de cette étude, le barrage de Yabous a été examiné pour la première fois et il a été observé que sa composition chimique est principalement caractérisée par la présence de sulfates de magnésium et de bicarbonates de magnésium tout au long de l'année. Globalement, la qualité de l'eau du barrage de Yabous est presque parfaite, avec une légère augmentation de la conductivité électrique et des concentrations significatives de magnésium, tandis que tous les autres paramètres respectent pleinement les normes de l'OMS de 2011. La qualité de l'eau du barrage est évaluée comme satisfaisante selon l'Indice de Qualité de l'Eau (IQE) pour un usage humain, et elle obtient une note excellente pour l'Indice d'Altération de la Structure (IAS) et le pourcentage de sodium (Na%), à l'exception de 10 % des stations classées comme satisfaisantes en ce qui concerne le Na%. Toutes les stations ont maintenu la classe permise selon l'indice RSC tout au long de l'année, tandis que la classe bonne a été observée dans l'indice PS pour chaque saison, avec des classifications appropriées pour les indices PI et KR dans l'ensemble des stations tout au long de l'année. En ce qui concerne l'alcalinité, la teneur en RSBC de ce réservoir est basse au printemps, modérée en été et en automne, à l'exception des stations 03 et 04 en été, qui affichent des niveaux élevés d'alcalinité, et basse en hiver.

L'Indice de Pollution de l'Eau (IPE) a révélé les conséquences des activités humaines sur la qualité des eaux des barrages, mettant en lumière des conditions altérées pour le barrage de Timgad, où 75 % des stations ont été catégorisées comme fortement polluées et 25 % comme modérément polluées. En revanche, le barrage de Yabous a présenté une qualité d'eau supérieure, avec 99 % des stations classées comme bonnes et 1 % comme excellentes. L'analyse de l'Indice de Pollution par les Nutriments (IPN) a démontré l'absence totale de pollution dans toutes les stations du barrage de Yabous, tandis que le barrage de Timgad affichait une répartition égale entre les stations sans pollution et celles présentant une pollution modérée, soit 50 % dans chaque cas. Les activités agricoles et l'aquaculture ont eu un impact significatif sur la qualité de l'eau des deux réservoirs. Les rejets d'eaux usées provenant du réservoir de Timgad ont joué un rôle significatif dans l'augmentation des niveaux de l'Indice de Pollution Organique (IPO) et du rapport TN:TP. En effet, 80 % des sites ont enregistré une pollution organique modérée tandis que 20 % ont montré une pollution organique élevée. En comparant les données, il est apparu que le barrage de Yabous présentait respectivement 70 %, 20 % et 10 % des stations avec des niveaux de pollution modérée, élevée et faible. En ce qui a trait à l'évaluation du statut trophique, il a été observé que 15 % des stations du barrage de Timgad étaient classées comme mésotrophes, 5 % comme

eutrophes et 80 % comme hypertrophes. En revanche, le barrage de Yabous a affiché un état trophique plus favorable que le barrage de Timgad, avec 5 % de ses stations classées comme oligotrophes, 10 % comme mésotrophes, 30 % comme eutrophes et 55 % comme hypertrophes.

L'analyse des communautés phytoplanctoniques des réservoirs de Timgad et de Yabous permet de comprendre en détail les dynamiques écologiques complexes qui sont soumises à l'influence de facteurs environnementaux et anthropiques dans des écosystèmes semi-arides. Cette étude met en évidence la diversité et les interactions écologiques variables présentes dans ces deux réservoirs, tout en soulignant l'importance d'une gestion adaptative pour maintenir la stabilité écologique et prévenir les risques liés aux perturbations environnementales.

Le réservoir de Timgad se caractérise par une grande diversité de phytoplancton, avec une prédominance notable des Bacillariophyceae, témoignant de conditions favorables en matière de nutriments et d'oxygène. Cependant, la forte présence de Cyanophyceae indique une susceptibilité potentielle aux proliférations d'algues toxiques, généralement associées à l'eutrophisation des eaux par les nitrates et les phosphates. Ces espèces, présentes dans des milieux riches en éléments nutritifs, indiquent un risque modéré d'eutrophisation causé par des activités humaines. L'étude spatio-temporelle met en évidence des variations saisonnières dans la structure du phytoplancton, caractérisées par des pics de biodiversité au printemps et en automne, et une prédominance d'espèces opportunistes pendant l'été. Ceci souligne une dynamique saisonnière complexe qui est influencée par des facteurs tels que la température, les précipitations et les apports en nutriments. Il est devenu essentiel d'opter pour une gestion spécifique des éléments nutritifs, notamment pour restreindre les quantités de nitrates et de phosphates, dans le but de préserver un équilibre écologique bénéfique et de prévenir la croissance excessive de cyanobactéries néfastes.

Malgré son emplacement dans une zone semi-aride similaire, le barrage de Yabous affiche une biodiversité moins prononcée que celle de Timgad. Les Bacillariophyceae prédominent également, cependant l'écosystème semble présenter une stabilité écologique plus prononcée, caractérisée par une réduction des signes d'eutrophisation avancée. Les études portant sur les fréquences d'occurrence et les indices de biodiversité indiquent une résilience écologique accrue, même en présence d'une biodiversité réduite. L'absence de prolifération excessive des espèces indicatrices d'eutrophisation, telles que les cyanobactéries, et la stabilité relative des communautés phytoplanctoniques témoignent d'un équilibre écologique favorisé par des

conditions environnementales moins perturbées. Toutefois, afin d'assurer une gestion durable, il est primordial de préserver et favoriser la biodiversité en réduisant les répercussions des activités humaines et en préservant les écosystèmes naturels.

Les deux barrages exhibent des caractéristiques écologiques distinctes : Timgad révèle une diversité plus étendue mais aussi des indices de pression eutrophique, alors que Yabous maintient une stabilité écologique avec une biodiversité plus limitée. Les variations significatives des conditions environnementales et des relations écologiques entre les espèces impliquent la nécessité de mettre en place des stratégies de gestion spécifiques à chaque site. Alors que des actions seraient requises à Timgad pour diminuer les apports nutritifs et prévenir l'eutrophisation, des mesures se concentrant sur la préservation de la biodiversité et l'optimisation des conditions écologiques favorables seraient bénéfiques à Yabous.

Les résultats des analyses CCA et RDA mettent en évidence l'importance des facteurs environnementaux tels que la salinité, la conductivité, les nitrates et les solides dissous totaux (TDS) dans la structuration et la dynamique des communautés phytoplanctoniques. À Timgad, la présence d'espèces telles que *Acanthoceras* et *Tetrastrum*, qui sont adaptées aux environnements riches en nutriments et ions, est fortement influencée par la salinité et la conductivité. En revanche, dans la région de Yabous, des espèces telles que *Microcystis* et *Anabaena* se développent dans des eaux présentant une concentration élevée en TDS et un pH élevé, des caractéristiques typiques des milieux semi-arides. Ces disparités soulignent la nécessité de saisir les interactions abiotiques afin de prédire les réactions des communautés phytoplanctoniques face aux évolutions environnementales, en particulier celles associées aux changements climatiques et à la gestion des ressources hydriques.

En conclusion, l'étude des communautés phytoplanctoniques des barrages de Timgad et de Yabous met en évidence que malgré des similitudes liées à leur environnement semi-aride, ces écosystèmes présentent des dynamiques écologiques distinctes, largement conditionnées par les paramètres environnementaux spécifiques et les interventions anthropiques. Timgad affiche une biodiversité plus diversifiée, cependant, des mesures doivent être prises pour contrôler l'eutrophisation et réduire les apports en nutriments. À Yabous, bien que l'écosystème soit caractérisé par une plus grande stabilité, la biodiversité relativement restreinte nécessite des mesures de conservation et de valorisation. Les indicateurs de biodiversité tels que Shannon-Weaver et Simpson jouent un rôle crucial dans la surveillance de l'évolution de ces écosystèmes et dans la mise en place de stratégies de gestion durable. Les conclusions de cette étude établissent un fondement robuste pour les investigations à

venir qui cherchent à prévoir les conséquences des modifications environnementales et à améliorer la gestion des ressources hydriques dans des zones semi-arides, contribuant ainsi à la conservation de la diversité biologique et à la santé des écosystèmes aquatiques.

L'exploration des communautés phytoplanctoniques dans les environnements semi-arides offre de nombreuses opportunités prometteuses pour approfondir la compréhension de l'influence des changements climatiques sur ces écosystèmes délicats. Il est primordial d'analyser les impacts du changement climatique sur la capacité des espèces de phytoplancton à tolérer les hausses de température et les fluctuations de la disponibilité des nutriments parmi ces axes de recherche. Cette analyse permettra d'approfondir notre compréhension de l'adaptation de ces espèces à des conditions environnementales variables. D'autre part, le renforcement de la surveillance en temps réel à l'aide de capteurs en temps réel pour la mesure des paramètres physico-chimiques permet de suivre de manière plus précise la dynamique des communautés phytoplanctoniques, offrant ainsi des informations instantanées et approfondies sur leur évolution. Une autre voie significative concerne la modélisation des répercussions climatiques, qui implique l'élaboration de modèles prédictifs des conséquences du changement climatique sur la diversité biologique aquatique, en mettant l'accent sur les communautés phytoplanctoniques des régions semi-arides. Ces modèles pourraient permettre de prévoir les évolutions de la composition et de la répartition des espèces. Parallèlement, il est essentiel d'étudier les bioindicateurs : La reconnaissance et la surveillance des espèces indicatrices afin de surveiller l'évolution de la qualité de l'eau peuvent faciliter l'établissement d'indicateurs écologiques, permettant ainsi d'anticiper les conséquences de l'eutrophisation et de prendre des mesures préventives. De plus, il est essentiel d'étudier les interactions trophiques entre le phytoplancton et le zooplancton afin d'améliorer la compréhension de la configuration des réseaux trophiques aquatiques et de leur capacité à résister aux modifications environnementales. L'évaluation de la capacité des communautés phytoplanctoniques à résister aux perturbations environnementales est fondamentale, ce qui rend l'analyse de la biodiversité fonctionnelle indispensable. En outre, il est essentiel d'évaluer les répercussions de l'urbanisation et des infrastructures hydrauliques telles que les barrages et les canaux sur les communautés phytoplanctoniques dans les environnements semi-arides afin de mieux appréhender les conséquences des changements d'origine humaine sur ces écosystèmes. La création d'outils de prédiction pour anticiper les proliférations algales est un aspect essentiel de la recherche, permettant ainsi une gestion efficace des blooms algaux dans un contexte de réchauffement climatique et d'eutrophisation. En dernier lieu, élargir l'étude à

d'autres écosystèmes aquatiques semi-arides permettrait de comparer les dynamiques phytoplanctoniques dans divers contextes environnementaux et géographiques. Cette approche enrichirait la compréhension des facteurs influençant la biodiversité et la résilience des écosystèmes aquatiques confrontés aux défis environnementaux contemporains. Ces différentes approches offriront la possibilité d'élaborer des stratégies de gestion plus solides et mieux adaptées aux défis écologiques actuels.

cette thèse met en évidence les défis et les opportunités liés à la gestion des écosystèmes aquatiques dans les régions semi-arides. Les résultats obtenus soulignent l'importance d'une approche intégrée et adaptative, prenant en compte les spécificités locales et les interactions complexes entre les facteurs environnementaux et anthropiques. En adoptant des stratégies de gestion durable et en renforçant les efforts de conservation, il est possible de préserver la qualité de l'eau et la biodiversité des écosystèmes aquatiques, tout en répondant aux besoins en eau des populations locales. Ces efforts contribueront non seulement à la santé des écosystèmes, mais aussi au bien-être des communautés qui en dépendent, assurant ainsi un avenir plus durable pour les générations futures.

Cependant, pour atteindre ces objectifs, il est essentiel de renforcer la collaboration entre les différents acteurs impliqués, y compris les gouvernements, les organisations non gouvernementales, les scientifiques et les communautés locales. Une communication efficace et une sensibilisation accrue aux enjeux environnementaux sont également cruciales pour promouvoir des pratiques de gestion responsables et durables. De plus, l'intégration des connaissances traditionnelles et locales avec les avancées scientifiques modernes peut offrir des solutions innovantes et adaptées aux contextes spécifiques des régions semi-arides.

Par ailleurs, il est impératif de développer des politiques publiques robustes et des cadres réglementaires qui soutiennent la gestion durable des ressources en eau. Cela inclut la mise en place de mécanismes de surveillance et d'évaluation continue pour suivre l'état des écosystèmes aquatiques et l'efficacité des mesures de gestion mises en œuvre. Enfin, la recherche future devrait continuer à explorer les impacts des changements climatiques sur les écosystèmes aquatiques et à développer des stratégies d'adaptation pour atténuer ces effets.

En somme, cette thèse contribue à une meilleure compréhension des dynamiques complexes des écosystèmes aquatiques en zones semi-arides et propose des pistes concrètes pour leur gestion durable. En conjuguant science, politique et action communautaire, il est possible de préserver ces écosystèmes vitaux tout en soutenant le développement socio-économique des

régions concernées, garantissant ainsi un équilibre harmonieux entre l'homme et la nature pour les générations à venir.

Les barrages dans les régions semi-arides jouent un rôle essentiel dans la gestion des ressources en eau, soutenant des activités économiques vitales telles que l'agriculture, l'approvisionnement en eau potable et la production d'énergie hydroélectrique. Cependant, ces infrastructures sont confrontées à des risques croissants qui menacent leur fonctionnement et leur durabilité à long terme. Ces risques sont principalement liés aux changements climatiques, à la pression anthropique, à la dégradation des écosystèmes et au vieillissement des infrastructures. Une compréhension approfondie de ces défis est nécessaire pour développer des stratégies d'adaptation et de mitigation efficaces.

L'un des risques majeurs pour les barrages dans les régions semi-arides est l'impact des changements climatiques. Ces régions sont particulièrement vulnérables à la variabilité hydrologique, qui se manifeste par des sécheresses prolongées et des inondations soudaines. Les sécheresses, exacerbées par le réchauffement climatique, entraînent une réduction des précipitations et une augmentation de l'évaporation, ce qui diminue les niveaux d'eau dans les réservoirs. Cette situation compromet la capacité des barrages à répondre aux besoins en eau des populations locales et des activités économiques. Par ailleurs, les changements climatiques peuvent également provoquer des événements pluvieux extrêmes, augmentant le risque d'inondations soudaines. Ces inondations peuvent surcharger les barrages, menaçant leur intégrité structurelle et augmentant le risque de rupture. La gestion des barrages dans ce contexte devient donc un défi complexe, nécessitant des adaptations techniques et opérationnelles pour faire face à ces variations hydrologiques extrêmes.

Un autre risque important est l'envasement et la sédimentation des réservoirs. Dans les régions semi-arides, la dégradation des sols due à la déforestation, à la désertification et à des pratiques agricoles non durables accélère l'érosion. Cela entraîne une accumulation rapide de sédiments dans les réservoirs, réduisant leur capacité de stockage et leur durée de vie utile. L'envasement pose un défi majeur pour la gestion à long terme des barrages, car le dragage des sédiments est coûteux et techniquement complexe. Sans intervention, l'accumulation de sédiments peut rendre les barrages inefficaces, avec des conséquences graves pour les communautés qui en dépendent. Par exemple, la réduction de la capacité de stockage peut limiter l'approvisionnement en eau pour l'irrigation et l'eau potable, affectant directement la sécurité alimentaire et hydrique des populations locales.

La pression anthropique et la surexploitation des ressources en eau constituent également une menace sérieuse pour les barrages dans les régions semi-arides. La population croissante et le développement économique augmentent la demande en eau, exerçant une pression accrue sur les réservoirs. La surexploitation des ressources en eau pour l'irrigation, l'industrie et l'eau potable peut entraîner une baisse critique des niveaux d'eau, compromettant la durabilité des barrages. De plus, les barrages sont souvent au centre de conflits entre différents usagers, tels que les agriculteurs, les industries et les ménages, notamment en période de pénurie. Ces tensions peuvent compromettre la gestion équitable et durable des ressources, exacerbant les inégalités sociales et économiques.

La dégradation des écosystèmes en amont et en aval des barrages est un autre risque important. Les barrages modifient les régimes hydrologiques naturels, affectant les écosystèmes en aval. La réduction des débits peut entraîner la disparition d'habitats aquatiques, la perte de biodiversité et la dégradation des services écosystémiques. Par exemple, la fragmentation des habitats due aux barrages constitue un obstacle à la migration des poissons et à la circulation des sédiments, perturbant les cycles naturels et réduisant la résilience des écosystèmes. En amont, la dégradation des bassins versants due à l'érosion et à la déforestation accélère l'envasement des réservoirs, aggravant les problèmes de gestion des barrages.

Le vieillissement des infrastructures et les risques liés à la conception des barrages posent également des défis majeurs. De nombreux barrages dans les régions semi-arides ont été construits il y a plusieurs décennies et atteignent la fin de leur durée de vie prévue. Leur vieillissement accroît les risques de défaillance structurelle, notamment en cas d'événements climatiques extrêmes tels que les inondations ou les séismes. De plus, certains barrages ont été conçus sur la base de données hydrologiques obsolètes, qui ne prennent pas en compte les impacts actuels et futurs des changements climatiques. Cela les rend vulnérables à des conditions hydrologiques extrêmes, augmentant le risque de défaillance et de catastrophe.

Les impacts socio-économiques et politiques liés aux barrages ne doivent pas être négligés. La construction et la gestion des barrages peuvent entraîner le déplacement de communautés locales, générant des tensions sociales et des problèmes de réinstallation. Dans certaines régions, les barrages sont des enjeux géopolitiques sensibles, notamment dans les bassins transfrontaliers. Les conflits liés à l'eau peuvent exacerber les tensions entre pays et compromettre la coopération régionale. Par exemple, la construction d'un barrage en amont

d'un fleuve peut réduire les débits d'eau disponibles pour les pays en aval, provoquant des conflits internationaux.

Enfin, les risques émergents liés à la pollution des réservoirs constituent une menace croissante. Les activités agricoles, industrielles et urbaines peuvent entraîner la contamination des réservoirs par des pesticides, des métaux lourds et des nutriments, provoquant l'eutrophisation et affectant la qualité de l'eau. De plus, l'accumulation de déchets plastiques et de microplastiques dans les réservoirs est un problème croissant, avec des impacts encore mal compris sur les écosystèmes aquatiques et la santé humaine.

Pour faire face à ces risques, il est essentiel d'adopter des stratégies d'atténuation et d'adaptation robustes. Cela inclut le renforcement des infrastructures existantes, la modernisation des barrages pour les rendre plus résilients aux changements climatiques, et la mise en œuvre de technologies de surveillance et d'alerte précoce pour anticiper les risques d'inondation ou de sécheresse. Une gestion intégrée des bassins versants, qui inclut la restauration des écosystèmes en amont pour réduire l'érosion et la sédimentation, est également cruciale. Enfin, des politiques de gestion durable et une coopération internationale renforcée sont nécessaires pour assurer une gestion équitable et durable des ressources en eau. En conclusion, les barrages dans les régions semi-arides sont confrontés à des défis complexes et interdépendants, nécessitant une approche proactive et multidisciplinaire pour assurer leur durabilité. Sans une action concertée, ces risques pourraient compromettre non seulement la fonctionnalité des barrages, mais aussi la sécurité hydrique et le bien-être des populations qui en dépendent. Il est donc impératif de développer des stratégies adaptatives et inclusives pour préserver ces infrastructures vitales et garantir un avenir durable pour les générations futures.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

-A-

Abderahmane, S., & Saadi, M. (2020). Seasonal variations of surface water quality in semi-arid regions: A case study in Algeria. *Journal of Hydrology*, 587, 124785.

Abualhaija, M., & Mohammad, A. H. (2021). Assessing water quality of Kufranja Dam (Jordan) for drinking and irrigation: Application of the water quality index. *Journal of Ecological Engineering*, 22(9), 159–175. <https://doi.org/10.12911/22998993/141531>

Adimalla, N., & Qian, H. (2021). Groundwater chemistry, distribution and potential health risk appraisal of nitrate-enriched groundwater: A case study from the semi-urban region of South India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111277. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111277>

Adour, G. (2001). Le nouveau système d'évaluation de la qualité de l'eau des rivières: le seq-eau François Simonet. *Revue de l'Agence de l'Eau*, 81, 7–8.

Ahmed, B., Benamara, B., & Zerguine, N. (2021). Seasonal changes in water quality parameters in semi-arid reservoirs in Algeria. *Journal of Environmental Hydrology*, 29(1), 1–10.

Ait-Mesbah, S., Benziada, N., & Bouderbala, A. (2022). Évaluation de la qualité des eaux pour l'irrigation en région semi-aride d'Algérie : Impacts sur les sols agricoles. *Journal Algérien des Sciences de l'Eau*, 10(3), 193–206.

Alencar, S. A. de, Rodrigues, J. L. G., Vieira, R. D. S., Oliveira, E. C. C. de, Silva, M. A. P. da, & Lacerda, S. R. (2020). Microalgas planctônicas (Clorofíceas) como bioindicadoras da qualidade da água em reservatório do semiárido cearense. *Cadernos de Cultura e Ciência*, 18(1). <https://doi.org/10.14295/cad.cult.cienc.v18i1.2421>

Alexakis, D. (2011). Assessment of water quality in the Messolonghi–Etoliko and Neochorio region (West Greece) using hydrochemical and statistical analysis methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, 182(1–4), 397–413. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1884-2>

Alexander, M. (1977). *Introduction to soil microbiology*. Wiley.

Algeria. (2011). *Official Journal of Water Quality Guidelines*.

Almeida, C., Quintar, S., González, P., & Mallea, M. (2007). Assessment of irrigation water quality: A proposal of a quality profile. *Environmental Monitoring and Assessment*, 142(1–3), 149–152. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9916-7>

Alsubih, M., Mallick, J., Islam, A. R. Md. T., Almesfer, M. K., Kahla, N. B., Talukdar, S., & Ahmed, M. (2022). Assessing surface water quality for irrigation purposes in some dams of Asir Region, Saudi Arabia using multi-statistical modeling approaches. *Water*, 14(9), 1439. <https://doi.org/10.3390/w14091439>

Ameur, F., Mebarki, A., & Hamdi, M. (2014). Nitrate pollution of groundwater in the Soummam Valley, Algeria: Sources, distribution and sustainable management. *Environmental Earth Sciences*, 72(12), 4971–4983. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3394-3>

Chaffai, A., Hamil, S., Adaouri, I., Arab, S., Moussouni, A., & Arab, A. (2022). Factors determining phytoplankton community growth and succession in the water's surface of Mediterranean reservoir. *Biodiversity Journal*, 13(1), 55–64. <https://doi.org/10.31396/biodiv.jour.2022.13.1.55.64>

Aminot, A., & K erouel, R. (2007). *Dosage automatique des nutriments dans les eaux marines : M ethodes en flux continu*. Editions Quae.

Amiri, V., Kamrani, S., Ahmad, A., Bhattacharya, P., & Mansoori, J. (2021). Groundwater quality evaluation using Shannon information theory and human health risk assessment in Yazd province, central plateau of Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 1108–1130. <https://doi.org/10.1007/s11356020-10362-6>

Ammar, A., & Merabti, K. (2020).  volution de la minéralisation des eaux des barrages en milieu semi-aride. *Water Science & Technology in North Africa*, 13(3), 221–229.

Amrane, C., & Bouhidel, K. E. (2019). Analysis and speciation of heavy metals in the water, sediments, and drinking water plant sludge of a deep and sulfate-rich Algerian reservoir. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(2). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7222-9>

ANBT. (2003). *Monographie, barrage Koudiet-M'douar (Batna)*. Cosider-Tp, document interne, 271 p.

Annys, S., Ghebreyohannes, T., & Nyssen, J. (2020). Impact of hydropower dam operation and management on downstream hydrogeomorphology in semi-arid environments (Tekeze, Northern Ethiopia). *Water*, 12(8), 2237. <https://doi.org/10.3390/w12082237>

APHA. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20th ed.). American Public Health Association.

Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2019). *Geochemistry, groundwater and pollution*. CRC Press.

Arab, M. G. A., & Arab, A. (2019). Fish farming test in the Koudiet Lemdouar dam lake (Algeria). Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/341113680>

Asadi, E., Isazadeh, M., Samadianfard, S., Ramli, M. F., Mosavi, A., Nabipour, N., Shamshirband, S., Hajnal, E., & Chau, K. W. (2019). Groundwater quality assessment for sustainable drinking and irrigation. *Sustainability*, 12(1), 177. <https://doi.org/10.3390/su12010177>

Asadian, N., Chamani, A., & Abolhasani, M. H. (2020). The trophic status of the Zayandeh River dam lake in the spring and summer, 2017. *International Journal of Aquatic Biology*, 8(3), 209–215. Retrieved from <http://ij-aquaticbiology.com/index.php/ijab/article/view/664>

Asma, M., Ammar, T., Lazhar, B., Hichem, S., Djouhaina, B., & Elhadj L. (2023). Assessment of surface water quality using water quality index and discriminant analysis method. *Water*.

Awala, S. K., Hove, K., Wanga, M. A., Valombola, J. S., & Mwandemele, O. D. (2019). Rainfall trend and variability in semi-arid northern Namibia: Implications for smallholder agricultural production. *Welwitschia International Journal of Agricultural Sciences*, 1, 1–25. <https://doi.org/10.32642/wijas.v1i0.1364>

Ayman Khalidi, & Rohaifa Khalidi. (2024). Recognition of harmful phytoplankton from microscopic images using deep learning. *arXiv.org*.

-B-

B. M. Saalidong, S. Aram, Samuel Otu, P. O. Lartey. Examining the dynamics of the relationship between water pH and other water quality parameters in ground and surface water systems. 2022. PLoS ONE.

Bahn, R. A., Yehya, A. A. K., & Zurayk, R. (2021). Digitalization for sustainable agri-food systems: Potential, status, and risks for the MENA region. *Sustainability*.

Balba A. M. (1995). Management of problem soils in arid ecosystems (p. 250), Boca Raton: CRC, Lewis Publishers <https://doi.org/10.1201/978020374841>.

Bauder T. A., Waskom R.M., Sutherland P.L., Davis J.G., Follett R.H. and Soltanpour P. N. (2011). Irrigation water quality criteria. Service in action, No.506..

Belkhiri, L., & Mouni, L. (2022). Évaluation de la qualité de l'eau dans les réservoirs des zones semi-arides d'Algérie : Impacts des pressions anthropiques et climatiques. *Annales des Sciences de l'Eau*, 5(1), 24-36.

Benamara, A., Bendjama, Z., & Boudjemline, F. (2021). Caractérisation de la qualité de l'eau des barrages dans les régions semi-arides de l'Algérie. *Journal of Hydrology and Water Quality*, 12(3), 255-268.

Benariba, H., Habi, M., Morsli, B., & Moulla, A. S. (2022). Assessment of surface water quality in a semi-arid Mediterranean region. Case study of Sikkak dam (north-western Algeria). *Water Practice and Technology*, 17(5), 1177–1196. <https://doi.org/10.2166/wpt.2022.040>

Benhammouda, S., & Khattabi, M. (2020). Influence des variations saisonnières sur la concentration des silicates dans les barrages en zones semi-arides. *Journal Algérien de l'Hydrobiologie*, 12(1), 33-42.

Benmoussat, M., Djemili, S., & Boumerzoug, A. (2019). Qualité des eaux de surface en Algérie : Analyse et perspectives. *Journal of Algerian Water Sciences*, 3(2), 105-120.

Bennabi, M., Ouamrane, B., & Tebbakh, A. (2023). Gestion intégrée des ressources hydriques : Le cas des barrages dans le Nord algérien. *Environmental Science and Water Resource Management*, 11(4), 265-280.

Bensouilah, M., Touati, M., & Bouaicha, A. (2020). Étude des paramètres de qualité de l'eau dans les barrages algériens. *Environmental Research and Development Journal*, 14(1), 45-57.

Bernard D., (1992) - *Limnologie l'étude des eaux continentale*, 362p.

Bigot L. et Bodot P., (1973) - Contribution à l'étude biocénotique de la garrigue à *Quercus coccifera*, Composition biotique du peuplement des invertébrés. *Vie et Milieu*, Vol.23, Fasc. 2 (Sér. C): p 229-249.

Blondel J., (1975) - L'analyse des peuplements d'oiseaux. Élément d'un diagnostic écologique. La méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (E.F.P). *Rev. Ecol. (Terre et Vie)* - Vol 29, (4) : p 533-589.

Bock, C., Olefeld, J. L., Vogt, J. C., Albach, D. C., & Boenigk, J. (2022). Phylogenetic and functional diversity of Chrysophyceae in inland waters. *Organisms Diversity & Evolution*, 22(2), 327–341. <https://doi.org/10.1007/s13127-022-00554-y>

Bouaicha, N., et al. (2023). Évaluation intégrée de la pollution des écosystèmes aquatiques dans les zones arides d'Algérie. Thèse de doctorat, Université de Biskra.

Bouaroudj S., Menad A., Bounamous A., Ali Khodja H., Gherib A., Weigel D.E. and Chenchouni, H. (2019). Assessment of water quality at the largest dam in Algeria (Beni Haroun Dam) and effects of irrigation on soil characteristics of agricultural lands, *Chemosphere*, 219, 76–88. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.193>.

Bouchaou, L., et al. (2009). Groundwater quality and nitrate pollution in the Souss-Massa basin, southern Morocco. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 3(10), 311-319.

Bouden, A., Bouaoud, M., & Lounis, M. (2018). Impact of agricultural practices on nitrate pollution in semi-arid regions of Algeria. *African Journal of Agricultural Research*, 13(4), 240-249.

Bouderbala A. (2017). Assessment of water quality index for the groundwater in the upper Cheliff plain, Algeria, *Journal of the Geological Society of India*, 90(3), 347–356. <https://doi.org/10.1007/s12594-017-0723-7>.

Bouderbala A. (2021). Index methods for the assessment of surface water quality: the case study of Oued Fodda dam, in the Northwest of Algeria, *Environment, Development and Sustainability*, 23(9), 13340-13363. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-01215-w>.

Bouderbala, A. (2021). "Assessment of groundwater quality for irrigation in semi-arid areas: Case study of the Biskra region, Algeria." *Environmental Earth Sciences*, 80(6), 1-15.

Bouguettaya, M., & Djellali, L. (2021). La gestion de la qualité des eaux des barrages algériens face aux défis climatiques et écologiques. *Algerian Journal of Environmental Sciences and Technology*, 9(3), 147-155.

Bouhaddou, N. (2021). Étude de l'impact de la pollution sur la qualité des eaux dans les barrages en Algérie. Thèse de doctorat, Université de Tlemcen.

Boulaaras, M., & Ghrib, A. (2020). L'impact de l'évaporation sur les ressources en eau douce dans les zones arides : Cas des barrages en Algérie. *Revue des Sciences de l'Environnement*, 34(2), 112-126.

Boulahbel, S. (2020). Évaluation de la qualité des eaux dans les barrages algériens et implications pour la biodiversité aquatique. *Revue Algérienne des Sciences de l'Eau*, 9(3), 202-218.

Boumaza, M., & Merzouk, S. (2021). Caractérisation hydrogéochimique des eaux dans les barrages semi-arides: le cas de l'Afrique du Nord. *Journal des Sciences de l'Eau et de l'Environnement*, 15(2), 99-113.

Bouraas, S., Bouaïcha, N., & Boumediene, M. (2021). Nutrient dynamics in Algerian dams and implications for water quality management. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(2), 1432-1445.

Bourelly P., (1970) – Ordre des Euglénales. In : *Les Algues d'eau douce*. Ed. Boubée et Cie., Paris : pp123-159.

Bourelly P., (1985) : *Les Algues d'eau douce*, Tome III : Les Algues bleues et rouges. Boubée Ed., 1-606p.

Bourriquen, M., Laffont-Schwob, I., & Botella, B. (2022). Impact of climatic variations on the physico-chemical quality of water in semi-arid reservoirs. *Water Quality Research Journal*, 57(1), 35–50.

Boussalah S., Djemili L. and Houichi L. (2017). Water quality index assessment of Koudiat Medouar Reservoir, northeast Algeria using weighted arithmetic index method, *Journal of Water and Land Development*, 35(1), 221–228. <https://doi.org/10.1515/jwld-2017-0087>

Boussada, R., & Tounsi, A. (2022). Dynamique saisonnière des éléments dissous dans les eaux de barrage en zones arides. *African Environmental Review*, 8(4), 193-208.

Bouziane, M., & Benarfa, L. (2019). Water quality assessment of surface waters in arid and semi-arid regions of Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(5), 298. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7452-7>

Bouziani, M., & Aslah, F. Application des galets de chlore dans la désinfection des puits: résultats d'une étude a el oued application of the chlorine pebbles in the disinfection of the wells in el oued.

Bouزيد, A., & Abdellah, M. (2021). La gestion durable des ressources en eau dans les zones semi-arides d'Algérie. Mémoire de maîtrise, Université de Batna.

Boyacioglu H. (2007). Surface water quality assessment using factor analysis, *Water SA*, 32(3). <https://doi.org/10.4314/wsa.v32i3.5264>.

Boyd, C. E. (1990). *Water quality in ponds for aquaculture*. Auburn University.

Brown R. M., Mc Clelland N.I., Deininger R.A. and O'Connor M. F. (1972). A Water Quality Index Crashing the Psychological Barrier. *Indicators of Environmental Quality*, 173–182. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-2856-8_15

Brown, C., & Davis, L. (2022). Nutrient interactions in freshwater ecosystems: An ecological perspective. *Ecological Research*, 37(4), 389-401.

Bruggeman, J., Heringa, J., & Brandt, B. (2009). PhyloPars: Estimation of missing parameter values using phylogeny. *Nucleic Acids Research*.

-C-

Camargo, J. A., Alonso, Á., & Puente, M. (2005). Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain. *Water Research*, 39(14), 3376–3384. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.048>

Capblancq, T., & Forester, B. R. (2021). Redundancy analysis: A Swiss Army Knife for landscape genomics. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(12), 2298–2309. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.13722>

Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>

Carey, R. O., Hochmuth, G. J., & Martinez, C. J. (2022). Impacts of climate variability and agricultural practices on nutrient leaching and loads in Florida's springsheds. *Agricultural Water Management*, 250, 106846.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568.

CCME. (2020). *Water Quality Index: User's Manual 2020 update*. Canadian Council of Ministers of the Environment.

Chatterji, C., & Raziuddin, M. (2002). Determination of Water Quality Index (WQI) of a degraded river in Asansol industrial area, West Bengal. *Nature Environment and Pollution Technology*, 1(2), 181–189.

Chauhan, A., & Singh, S. (2010). Evaluation of Ganga water for drinking purpose by water quality index at Rishikesh, Uttarakhand, India. *Report and Opinion*, 2, 53–61.

Chen, X., et al. (2020). Phosphorus dynamics in freshwater and marine environments. *Limnology*, 35(3), 150–162.

Chen, Y., & Zhang, H. (2020). Impacts of suspended sediments on water turbidity in semi-arid regions. *Journal of Water Research*, 34(2), 101–114.

Cheraghpour-Ahmadmahmoodi, N., Saadat, M., Zamani-Ahmadmahmoodi, R., & Avokh, A. (2024). A four-season exploration of surface water quality and trophic status in the highly dynamic waters of Karun-4 Dam Lake, SW Iran. *Applied Water Science*, 14(7).
<https://doi.org/10.1007/s13201-024-02222-2>

Chianca, C. G., Batista, R. O., Melo, S. B. D., Dias, N. D. S., & De Matos, M. D. F. (2023). Spatial variability of water electrical conductivity in underground dam areas in the semi-arid region of Rio Grande do Norte, Brazil. *Revista Caatinga*, 36, 639–649.
<https://doi.org/10.1590/1983-21252023v36n317rc>

Chikhaoui, R., Benslimane, A., & Bendjoudi, D. (2021). Analyse de la qualité de l'eau en contexte semi-aride : Cas du barrage de Timgad. *Journal of Water Science*, 35(3), 211–224.

Chowdhury, R. M., Muntasir, S. Y., & Hossain, M. M. (2012). Water quality index of water bodies along Faridpur-Barisal road in Bangladesh. *Global Engineers and Technology Review*, 2, 1–8.

Cinello, A., Lafon, V., Bailly, B., & Lauras, C. (2020). Impact des vagues sur les structures en encorbellement de faible altitude au-dessus de la mer. *XVIèmes Journées, Le Havre*.
<https://doi.org/10.5150/jngcgc.2020.048>

Conley, D. J., et al. (2020). Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science*, 323(5917), 1014–1015.

Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., Lancelot, C., & Likens, G. E. (2009). Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science*, 323(5917), 1014–1015. <https://doi.org/10.1126/science.1167755>

Correll, D. L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 261–266.

Costa, M. R. A., Menezes, R. F., Sarmiento, H., Attayde, J. L., Sternberg, L. da S. L., & Becker, V. (2018). Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. *Hydrobiologia*, 831(1), 43–54. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3583-2>

Cotte, M. F. (2020). La qualité de l'eau d'abreuvement : Étude de l'impact de l'eau sur les performances de reproduction, production et la santé des troupeaux laitiers et allaitants. *Corpus ID: 218966610*.

-D-

Dajoz, R. (2003). *Précis d'écologie*. Ed. Dunod, Paris, 615 p.

Das, A. (2024). Investigation and comparative assessment of surface water quality for drinking purposes by using relief algorithm, GIS, and machine learning: A case study of Mahanadi River Basin, Odisha (India). *MATEC Web of Conferences*.

David Rivas-Villar, J., Rouco, R., Carballeira, M. G., Penedo, J., & Novo, J. (2021). Automatic pipeline for detection and classification of phytoplankton specimens in digital microscopy images of freshwater samples. *Engineering Proceedings*.

Davies-Colley, R. J., & Smith, D. G. (2001). Turbidity, suspended sediment, and water clarity: A review. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(5), 1085–1101.

De Olivier, S. S., Lima, G. R. R., de Alencar, F. K. M., de Oliveira Nobre Batista, A. C., & da Silva, F. J. A. (2020). Assessment of water quality for industrial and irrigation purposes based on ionic indices in the Sítios Novos Reservoir, Ceará, Brazil. *Sustainable Water Resources Management*, 6(5). <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00452-1>

Denbath, N., Gupta, R., & Sharma, S. (2017). Water quality evaluation and spatial distribution pattern of surface water quality in various states of India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(7), 345.

Denbath, P., Debalina, K., Sharmila, R., & Aparajita, M. (2017). Water quality assessment of pit-lakes in Raniganj coalfields area, West Bengal, India. *International Journal of Current Research and Review*, 9, 10–15. <https://doi.org/10.7324/ijcrr.2017.9113>

Deng, Y., Zhang, S., Zhang, F., & Jiang, Y. (2021). Hydrochemical characteristics and water quality assessment of groundwater in a loess aquifer in arid area: A case study in the midwest of China. *Journal of Hydrology*, 593, 125866.

Detay, M. (2021). *La pollution des eaux souterraines : Diagnostic et techniques de dépollution*. Springer.

Dictyochophycées, Dinophycées, Raphidophycées. (n.d.). Ed. CNRS, Paris, 219 pp.

Din, E. S. E., & Zhang, Y. (2017). Improving the accuracy of extracting surface water quality levels (SWQLs) using remote sensing and artificial neural network: A case study in the Saint John River, Canada. *Remote Sensing Applications*.

Dixit, M. (2019). Studies on Bacillariophyceae of Shahpura Lake, Bhopal. *International Journal for Research in Applied Science and Engineering Technology*, 7(6), 2149–2150. <https://doi.org/10.22214/ijraset.2019.6360>

Djebar, S., & Djabour, K. (2022). Influence des nutriments sur la qualité des eaux de surface dans les barrages algériens. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(5), 377–389.

Djelita, B., & Benadda, L. (2021). Spatio-temporal assessment of the water quality of the Hammam Boughrara Dam (North-West Algeria). *Journal of Ecological Engineering*, 22(11), 92–103. <https://doi.org/10.12911/22998993/143272>

Documentation-Lavoisier. (n.d.).

Dodds, W. K. (2003). Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface waters. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(2), 171–181. <https://doi.org/10.2307/1467990>

Dodds, W. K., Perkin, J. S., & Gerken, J. E. (2019). Human impact on freshwater ecosystem services: A global perspective. *Environmental Science & Policy*, 100, 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.07.011>

Doneen, L. D. (1964). Notes on water quality in agriculture. *Department of Water Science and Engineering, University of California, Davis*.

Donnen, J. (1964). Water quality criteria for agricultural use. *Environmental Protection Agency*.

Dortaj, A., Maghsoudy, S., Doulati Ardejani, F., & Eskandari, Z. (2020). A hybrid multi-criteria decision making method for site selection of subsurface dams in semi-arid region of Iran. *Groundwater for Sustainable Development*, 10, 100284. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100284>

Downing, J. A., & McCauley, E. (1992). The nitrogen: phosphorus relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, 37(5), 936–945. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.5.0936>

-E-

Elkamhawy, E., Zelenáková, M., & Abd-Elaty, I. (2021). Numerical canal seepage loss evaluation for different lining and crack techniques in arid and semi-arid regions: A case study of the River Nile, Egypt. *Water*.

Elsayed, S., Hussein, H., Moghanm, F. S., Khedher, K. M., Eid, E. M., & Gad, M. (2020). Application of irrigation water quality indices and multivariate statistical techniques for surface water quality assessments in the northern Nile Delta, Egypt. *Water*, 12(12), 3300. <https://doi.org/10.3390/w12123300>

Ewaid, S. H., & Abed, S. A. (2017). Water quality index for Al-Gharraf River, southern Iraq. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 43, 117–122. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2017.03.001>

-F-

Fritz, M., & Mohrlök, U. (2020). Interaction of groundwater and surface water in a hydrochemical point of view: A case study in a dolomite-karst catchment area. *Journal of Hydrology*, 586, 124875.

Frontier, S., Pichod-Viale, D., Leprêtre, A., Davoult, D., & Luczak, Ch. (2004). *Écosystèmes : Structure, fonctionnement, évolution* (3e éd.). Ed. Dunod, Paris, 549 p.

-G-

Gaagai, A. (2020). Impact of climate change and anthropic activity on the water quality of Babar Dam in Algeria. *Global Journal of Engineering Sciences*, 6(4).
<https://doi.org/10.33552/gjes.2020.06.000643>

Gaillardet, J., Dupré, B., Louvat, P., & Allègre, C. J. (1919). Global silicate weathering and CO₂ consumption rates deduced from the chemistry of large rivers. *Chemical Geology*, 159(1–4), 3–30.

Gao, L., Liu, H., & Zhao, S. (2022). Influence of dissolved solids on aquatic ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 56(5), 1203–1215.

Gao, X., Liu, Z., & Chen, L. (2023). Silicon and nitrogen interactions in freshwater ecosystems: Implications for diatom ecology. *Limnology and Oceanography*, 68(1), 92–106.

Garcia, H. E., & Gordon, L. I. (1992). Oxygen solubility in seawater: Better fitting equations. *Limnology and Oceanography*, 37(6), 1307–1312.

Gaujous, D. (1995). *La pollution des milieux aquatiques : Aide-mémoire*. Technique & Documentation-Lavoisier.

Ghazaryan, K., & Chen, Y. (2016). Hydrochemical assessment of surface water for irrigation purposes and its influence on soil salinity in Tikanlik oasis, China. *Environmental Earth Sciences*, 75(5). <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5287-0>

Ghorbanpour, A., Kisekka, I., Afshar, A., Hessels, T., Taraghi, M., Hessari, B., et al. (2022). Crop water productivity mapping and benchmarking using remote sensing and Google Earth Engine cloud computing. *Remote Sensing*.

Gibrilla, A., Bam, E. K. P., Adomako, D., Ganyaglo, S., Osaë, S., Akiti, T. T., Kebede, S., Achoribo, E., Ahiale, E., Ayanu, G., & Agyeman, E. K. (2011). Application of water quality index (WQI) and multivariate analysis for groundwater quality assessment of the Birimian and Cape Coast Granitoid Complex: Densu River Basin of Ghana. *Water Quality, Exposure and Health*, 3(2), 63–78. <https://doi.org/10.1007/s12403-011-0044-9>

Glibert, P. M., et al. (2020). Nutrient enrichment and harmful algal blooms. *Harmful Algae*, 91, 101791.

Gosselain, V., Viroux, L., & Descy, J. P. (1994). Mechanisms of phytoplankton succession in a recently impounded reservoir. *Hydrobiologia*, 289(1–3), 43–54.
<https://doi.org/10.1007/BF00007404>

Gráf, L., Bach, H., & Tiede, D. (2020). Semantic segmentation of Sentinel-2 imagery for mapping irrigation center pivots. *Remote Sensing*.

Green, J. S., Lewis, S. R., & Adams, P. (2018). Dynamics of organic matter oxidation in reservoirs: Implications for water quality. *Water Research*, 134, 274–286.

Guenfoud, A., Benyahia, M., & Bouderbala, A. (2021). Surface water pollution risk assessment of wadis, Mekerra and Saïda, in the North-Western of Algeria. *Present Environment and Sustainable Development*, 15(1), 109–123.
<https://doi.org/10.15551/pesd2021151009>

Gui, R., & He, G. (2021). The effects of internal erosion on the physical and mechanical properties of tailings under heavy rainfall infiltration. *Applied Sciences*, 11(20), 9496.
<https://doi.org/10.3390/app11209496>

Guo, R., Zhang, J., & Feng, X. (2022). Dynamics of nitrogen and phosphorus in freshwater systems: A critical review of nutrient interactions. *Water Research*, 220, 118689.

Gupta, I. C. (1983). Concept of residual sodium carbonate in irrigation waters in relation to sodic hazard in irrigated soils. *Current Agriculture*, 7(3/4), 97–113.

Gupta, S. K., & Prasad, G. (2001). Suitability of irrigation water and management of soil and crops. *Journal of Agricultural Water Management*, 48(3), 193–208.

Gupta, S., & Banerjee, U. S. (2012). Geochemistry of the River Damodar: The influence of the geology and weathering environment on the dissolved load. *International Journal of Geomatics and Geosciences*, 2, 853–867.

-H-

Hadi, S., Meddour, A., & Boukerche, A. (2020). Influence of land use on water quality in a semi-arid Algerian watershed. *Hydrological Sciences Journal*, 65(6), 985–995.
<https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1711632>

Hadji, R., Meddour, R., & Nouioua, I. (2019). Évaluation de la biodiversité aquatique dans les zones de barrages en Algérie : Focus sur le phytoplancton. *International Journal of Ecology*, 45(1), 25–38.

Håkanson, L., & Jansson, M. (2002). *Principles of lake sedimentology*. The Blackburn Press.

Hallouz, F., Meddi, M., & Rahmani, S. A. (2021). Multivariate analysis to assess the quality of irrigation water in a semi-arid region of North West of Algeria: Case of Ghrib Dam. *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-206444/v1>

Hallouz, F., Meddi, M., Mahé, G., Ali Rahmani, S., Karahacane, H., & Brahimi, S. (2020). Analysis of meteorological drought sequences at various timescales in semi-arid climate: Case

of the Cheliff watershed (northwest of Algeria). *Arabian Journal of Geosciences*, 13(6).
<https://doi.org/10.1007/s12517-020-5256-5>

Hamdi, A., & Kaddouri, A. (2019). Apport des silicates et dynamique biogéochimique dans les barrages semi-arides : Étude de cas en Algérie. *Ecology and Hydrology of Algerian Reservoirs*, 5(2), 112–118.

Hamid, A., Benabbi, O., & Fekhaoui, M. (2019). Assessment of dams' trophic status as a tool for water resources' sustainable management in Morocco: Case of the Bouhouda Taounate dam (Morocco). *International Journal of Advanced Research in Engineering & Technology*, 10(5). <https://doi.org/10.34218/ijaret.10.5.2019.012>

Hamza, Z., & Djerbi, F. (2023). Impact des cycles hydrologiques sur la composition des eaux dans les zones semi-arides : Une étude de cas. *Journal Algérien d'Hydrobiologie*, 11(1), 27–38.

Han, Y., Huang, B., & Gao, H. (2024). Constructing a high temporal resolution global lakes dataset via Swin-Unet with applications to area prediction. *arXiv.org*.

Haridi, A. (2010). Étude écologique de l'estuaire du Mafrag : Distribution des masses d'eaux, des matières nutritives minérales et organiques (Nord Est d'Algérie) (Thèse de doctorat, Université de Annaba, Algérie).

Harper, D. M., Ebrahim, G., & Solomon, A. (2018). *The ecology of tropical lakes and rivers*. Springer.

Harris, N. (2021). Silicon-phosphorus ratios and algal dynamics. *Environmental Science Journal*, 78(1), 198–213.

Harrison, M., Wells, D. B., & Lee, K. S. (2019). Silica and phosphorus cycling in aquatic environments. *Journal of Aquatic Sciences*, 45(2), 211–223.

Hassen, T., Fatma Zohra, G., Salah, A., & Mourad, B. (2019). Cyanobacteria dynamics in a Mediterranean reservoir of the North East of Algeria: Vertical and seasonal variability. *Journal of Ecological Engineering*, 20(1), 93–107. <https://doi.org/10.12911/22998993/94606>

He, R., Luo, H., He, N., Chen, W., Yang, F., & Huang, W. (2022). Phytoplankton communities and their relationship with environmental factors in the waters around Macau. *International Journal of Environmental Research and Public Health*.

Hector, R. A., Manuel, C. C., Rey, M. Q., Ruben, A. S., & Adan, P. M. (2012). An overall water quality index (WQI) for a man-made aquatic reservoir in Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9, 1687–1698.
<http://dx.doi.org/10.3390/ijerph9051687>

Hem, J. D. (1985). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water* (Vol. 2254). Department of the Interior, US Geological Survey.

Hernandi, M., Fikri, E. R., Abdul, R. Z., Yosep, R., & Marlon, I. A. (2019). A study of river quality and pollution index in the water around coal mining area. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 15(1), 66–76.

Hong, Z., Long, D., Li, X., Wang, Y. V., Zhang, J., Hamouda, M. A., et al. (2023). A global daily gap-filled chlorophyll-a dataset in open oceans during 2001–2021 from multisource information using convolutional neural networks. *Earth System Science Data*.

Horton, J. H., & Hawkins, R. H. (1965). Flow path of rain from the soil surface to the water table. *Soil Science*, 100(6), 377–383. <https://doi.org/10.1097/00010694-196512000-00001>

Horton, R. K. (1965). An index number system for rating water quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 37(3), 300–306.

Hossain, M., & Patra, P. K. (2020). Water pollution index – A new integrated approach to rank water quality. *Ecological Indicators*, 117, 106668. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106668>

Houadef, R., & Salem, D. (2007). Monographie écologique de la zone humide du barrage Koudiet M'daouar (Timgad, Batna) (Mémoire d'ingénieur en écologie végétale et environnement, Université El Hadj Lakhder, Batna, Algérie).

Hounguè, J., Abiola, F., & Clédjo, P. (2021). Accès à l'eau et production d'eaux usées domestiques dans la ville de Porto-Novo (Bénin). *International Journal of Pure and Applied Sciences and Technology*, 28(2). <https://doi.org/10.52155/IJPSAT.V28.2.3536>

Hounslow, A. W. (2020). *Water quality data: Analysis and interpretation*. CRC Press.

House, W. A., Denison, F. H., & Armitage, P. D. (1998). Factors influencing the measurement of equilibrium phosphate concentrations in river sediments. *Water Research*, 32(3), 447–453.

Huang, Y., Tang, W., & Wu, X. (2021). Balancing nutrient elements for sustainable aquatic ecosystems. *Ecological Indicators*, 125, 107567.

-I-

Ibrahim, M. N. (2019). Assessing groundwater quality for drinking purpose in Jordan: Application of water quality index. *Journal of Ecological Engineering*, 20. <https://doi.org/10.12911/22998993/99740>

Im, J.-K., Sim, Y.-B., Hwang, S.-J., Byeon, M.-S., & Kang, T.-G. (2023). Temporal and seasonal variations in a phytoplankton community structure in Artificial Lake Uiam, South Korea. *Water*, 15(23), 4118. <https://doi.org/10.3390/w15234118>

Imneisi, I. B., & Aydin, M. (2016). Water quality index (WQI) for main source of drinking water (Karaçomak Dam) in Kastamonu City, Turkey. *Journal of Environmental and Analytical Toxicology*, 6(2161–0525). <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000407>

Ioele, G., De Luca, M., Grande, F., Durante, G., Trozzo, R., Crupi, C., & Ragno, G. (2020). Assessment of surface water quality using multivariate analysis: Case study of the Crati River, Italy. *Water*, 12, 2214. <https://doi.org/10.3390/w12082214>

Isidoro, D., & Aragiúes, R. (2007). River water quality and irrigated agriculture in the Ebro Basin: An overview. *International Journal of Water Resources Development*, 23(1), 91–106. <https://doi.org/10.1080/07900620601159743>

Islam, A. R. M. T., Islam, H. M. T., Mia, M. U., Khan, R., Habib, M. A., Bodrud Doza, M., Siddique, M. A. B., & Chu, R. (2020). Co-distribution, possible origins, status and potential health risk of trace elements in surface water sources from six major river basins, Bangladesh. *Chemosphere*, 249, 126180. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126180>

Islam, A. R. M. T., Shen, S., Haque, M. A., Bodrud Doza, M., Maw, K. W., & Habib, M. A. (2017). Assessing groundwater quality and its sustainability in Joypurhat district of Bangladesh using GIS and multivariate statistical approaches. *Environment, Development and Sustainability*, 20, 1935–1959. <https://doi.org/10.1007/s10668-017-9971-3>

-J-

Jaguś, A., & Rzetala, M. A. (2011). Influence of agricultural anthropopression on water quality of the dam reservoirs. *Ecological Chemistry and Engineering S - Chemia i Inzynieria Ekologiczna S*, 18, 359–367. <http://hdl.handle.net/20.500.12128/16097>

Jahin, H. S., Abuzaid, A. S., & Abdellatif, A. D. (2020). Using multivariate analysis to develop irrigation water quality index for surface water in Kafr El-Sheikh Governorate, Egypt. *Environmental Technology & Innovation*, 17, 100532. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100532>

Jeong, H. C. (2020). A study of canonical correspondence analysis based on Gaussian response model. *The Korean Data Analysis Society*, 22(5), 1849–1861. <https://doi.org/10.37727/jkdas.2020.22.5.1849>

Jiao, K. W., & Zhou, Q. X. (2015). Health assessment of aquatic ecosystems in the Songhua River Basin on the basis of water quality and biological indicators. *Chinese Journal of Ecology*, 34(6), 1731.

Jódar, J., González Ramón, A., Martos Rosillo, S., Heredia, J., Herrera, C., Urrutia, J., Caballero, Y., Zabaleta, A., Antigüedad, I., Custodio, E., & Lambán, L. J. (2020). Snowmelt as a determinant factor in the hydrogeological behaviour of high mountain karst aquifers: The Garcés karst system, Central Pyrenees (Spain). *Science of The Total Environment*, 748, 141363. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141363>

Johnson, C. (2018). Nutrient dynamics in freshwater ecosystems: Implications for water quality. *Water Resources Research Journal*, 54(9), 1256–1273.

Johnson, K., Moran, J. P., & Thomas, F. (2020). Nitrogen-phosphorus relationships in aquatic systems: A review of nutrient balance. *Water Science and Technology*, 81(1), 123–135.

Jones, T., Smith, K., & Yang, X. (2023). Phytoplankton growth dynamics in response to nutrient levels. *Aquatic Ecology*, 52(3), 205–219.

-K-

Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2011). *Trace elements in soils and plants* (4th ed.). CRC Press.

Kadi, M., & Ait Brahim, Z. (2020). Effets de la sodicité et de la salinité sur la structure du sol et la perméabilité dans les zones agricoles. *Actes du Séminaire International sur l'Irrigation et la Gestion des Sols*, 65–78.

Kalagbor, I. A., Johnny, V. I., & Ogbolokat, I. E. (2019). Application of National Sanitation Foundation and Weighted Arithmetic Water Quality Indices for the assessment of Kaani and Kpean Rivers in Nigeria. *American Journal of Water Resources*, 7(1), 11–15.
<https://doi.org/10.12691/ajwr-7-1-2>

Kalff, J. (2002). *Limnology: Inland water ecosystems*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.

Kandasamy, G., Singh, Y., & Narayanan, M. (2021). Impacts of heavy metal enriched tailings of magnesite mine on surrounding water reservoirs. *Journal of Environmental Treatment Techniques*, 9(2), 521–527. [https://doi.org/10.47277/jett/9\(2\)527](https://doi.org/10.47277/jett/9(2)527)

Kassoul, A., & Hadbi, T. (2022). Evaluation of the water quality of Algerian dams. *Pollution Research*, 41(3), 906–911. <https://doi.org/10.53550/pr.2022.v41i03.020>

Kelley, J. R., Wakeley, L. D., Broadfoot, S. W., Pearson, M. L., McGrath, C. A., McGill, T., Jorgeson, J. D., & Talbot, C. A. (2007). Geologic setting of Mosul Dam and its engineering implications. *US Army Corps of Engineering*.
https://digitalcommons.usf.edu/kip_articles/2294

Kelley, W. P. (1940). Permissible composition and concentration of irrigation water. *Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, 66, 607–613.

Kelley, W. P. (1963). Use of saline irrigation water. *Soil Science*, 95, 385–391.
<http://dx.doi.org/10.1097/00010694-196306000-00003>

Khadka, K., & Rijal, M. L. (2020). Hydrogeochemical assessment of spring water resources around Melamchi, Central Nepal. *Water Practice and Technology*, 15(3), 748–758.
<https://doi.org/10.2166/wpt.2020.066>

Khalaf Ahmed Albaggar, A. (2021). Investigation of some physical, chemical, and bacteriological parameters of water quality in some dams in Albaha region, Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28, 4605–4612.
<https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.04.067>

Khan, M. Y. A., Panwar, S., & Wen, J. (2022). Geochemistry of the dissolved load of the Ramganga River, Ganga Basin, India: Anthropogenic impacts and chemical weathering. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.823385>

Khelil, F., & Boulaine, R. (2022). Gestion des ressources hydriques dans les écosystèmes arides : Études de cas en Algérie. *Environmental Pollution Research*, 15(3), 287–298.

Khellaf, A., Zaoui, F., & Lahcene, H. (2022). Biogeochemical cycling of nitrogen in Algerian semi-arid reservoirs: Case study and implications. *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 8(3), 123–132.

Kherief Nacereddine, S., Boutarfa, N., & Belkessa, R. (2018). Dynamique des éléments nutritifs et du phytoplancton dans le barrage Béni Haroun dans l'Est algérien. *Revue des Sciences de l'Eau*, 31(4), 349–360. <https://doi.org/10.7202/1054972ar>

Kim, G., & Park, J. (2013). Hydrogeochemical interpretation of water seepage through a geological barrier at a reservoir boundary. *Hydrological Processes*, 28(19), 5065–5080. <https://doi.org/10.1002/hyp.9964>

Kim, J., Park, Y., & Lee, S. (2022). Phytoplankton degradation indicators in freshwater ecosystems. *Journal of Aquatic Science*, 49(1), 77–89.

Kong, P., Richardson, P., & Hong, C. (2019). Seasonal dynamics of cyanobacteria and eukaryotic phytoplankton in a multiple-reservoir recycling irrigation system. *Ecological Processes*, 8(1). <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0191-7>

Kozak, A., Budzyńska, A., Dondajewska-Pielka, R., Kowalczywska-Madura, K., & Gołdyn, R. (2020). Functional groups of phytoplankton and their relationship with environmental factors in the restored Uzarzewskie Lake. *Water*.

Kükrer, S., & Mutlu, E. (2019). Assessment of surface water quality using water quality index and multivariate statistical analyses in Saraydüzü Dam Lake, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(2). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7197-6>

Kumar, A., Taxak, A. K., Mishra, S., & Pandey, R. (2021). Long-term trend analysis and suitability of water quality of River Ganga at Himalayan hills of Uttarakhand, India. *Environmental Technology & Innovation*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101405>

Kunpradid, T., Chaimongkhon, P., & Tagun, R. (2024). Seasonal dynamics and environmental drivers of phytoplankton composition in a tropical dam over 5 years in Chiang Mai, Thailand. *Trends in Sciences*, 21(8), 7930. <https://doi.org/10.48048/tis.2024.7930>

Kutlu, B., Aydın, R., Danabas, D., & Serdar, O. (2020). Temporal and seasonal variations in phytoplankton community structure in Uzuncayir Dam Lake (Tunceli, Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-8046-3>

-L-

Labed, A. (2014). Biodiversity and spatio-temporal dynamics of the phytoplankton community in the artificial wetland area of the Koudiet M'douar Dam (Timgad, Batna). *Master's thesis*, p. 23. Retrieved from [\[https://www.scribd.com/document/481429940/memoire-labed-amina\]](https://www.scribd.com/document/481429940/memoire-labed-amina).

Lázaro, R., Rodrigo, F. S., Gutiérrez, L., Domingo, F., & Puigdefábregas, J. (2001). Analysis of a 30-year rainfall record (1967–1997) in semi-arid SE Spain for implications on vegetation. *Journal of Arid Environments*, 48(3), 373–395. <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0755>

Leclercq, L., & Maquet, B. (1987). Two new chemical and diatomic indices of running water quality. Application to Samson and its tributaries (Belgian Meuse Basin). *Royal Institute of Natural Sciences of Belgium*, Bruxelles.

Lee, J. Y., Choi, Y. K., Kim, H. S., & Yun, S. T. (2005). Hydrologic characteristics of a large rockfill dam: Implications for water leakage. *Engineering Geology*, 80(1–2), 43–59. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2005.03.002>

Lehmkuhl, E. A., Morales, E. A., Tremarin, P. I., Bartozek, E. C. R., Zorzal-Almeida, S., Ludwig, T. A. V., & Bicudo, C. E. D. M. (2019). Two new species of *Nitzschia* (Bacillariaceae, Bacillariophyta) from tropical reservoirs of southeastern Brazil. *Phytotaxa*, 399(1), 83. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.399.1.9>

Li, D., Chen, G., & Zhao, Y. (2023). Organic pollution assessment using biochemical oxygen demand. *Ecological Indicators*, 45(1), 34–45.

Li, P., & Qian, H. (2018). Water resources research to support a sustainable China. *International Journal of Water Resources Development*, 34(3), 327–336.

Li, P., & Wu, J. (2019). Drinking water quality and public health. *Exposure and Health*, 11, 73–79. <https://doi.org/10.1007/s12403-019-00299-8>

Li, R., Zou, Z., & An, Y. (2016). Water quality assessment in Qu River based on fuzzy water pollution index method. *Journal of Environmental Sciences*, 50, 87–92. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.03.030>

Li, W., Xu, J., & Sun, Q. (2021). Silicon limitation and phosphorus availability in freshwater systems. *Journal of Freshwater Ecology*, 36(1), 87–98.

Li, Y., Dang, B., Li, W., & Zhang, Y. (2023). GLH-Water: A large-scale dataset for global surface water detection in large-size very-high-resolution satellite imagery. *AAAI Conference on Artificial Intelligence*.

Lipovetsky, S. (2022). Canonical concordance correlation analysis. *Mathematics*, 11(1), 99. <https://doi.org/10.3390/math11010099>

Liu, Y., Wang, P., Gojenko, B., Yu, J., Wei, L., Lu, D., & Xiao, T. (2021). A review of water pollution arising from agriculture and mining activities in Central Asia: Facts, causes and effects. *Environmental Pollution*, 291, 118209. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118209>

Lowe, R. L., & Pan, Y. (1996). Benthic algal communities as biological monitors. In *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems* (pp. 705–739).

Lu, J., Ma, M., Li, D., & Xu, S. (2020). Experimental study on chloride ion removal in high-salt wastewater system. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 495(1), 012065. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/495/1/012065>

-M-

Madene, E., Boufekane, A., Busico, G., Meddi, M., & Maizi, D. (2023). Temporal evaluation of surface water quality in semi-arid regions: A case study of the Ouled Mellouk dam in north-western Algeria. *Water Supply*, 23(6), 2387–2403. <https://doi.org/10.2166/ws.2023.119>

Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing.

Maman Hassan, A., & Firat Ersoy, A. (2022). Hydrogeochemical and isotopic investigations on the origins of groundwater salinization in Çarşamba coastal aquifer (North Turkey). *Environmental Earth Sciences*, 81(4), 128. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10248-5>

Mardiana, T. Y., Ariadi, H., Al Ramadhani, F. M., Syakirin, M. B., & Linayati, L. (2024). Dynamic modeling system of Chlorophyceae abundance in pen-culture ponds during the dry season. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 25(8), 47–56. <https://doi.org/10.12912/27197050/189238>

Maskooni, E. K., Naghibi, S. A., Hashemi, H., & Berndtsson, R. (2020). Application of advanced machine learning algorithms to assess groundwater potential using remote sensing-derived data. *Remote Sensing*.

Matlala, M. D. (2023). Multivariate analysis of the dynamics in water quality and trophic status of the Crocodile River and Hartbeespoort Dam. *Environment and Ecology Research*, 11(1), 42–64. <https://doi.org/10.13189/eer.2023.110104>

Mebarkia, A., Haouchine, A., & Boudoukha, A. (2017). Assessment of nutrient contamination in surface water: Case study of Ain Zada Dam (North-East of Algeria). *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, 9(3), 1358. <https://doi.org/10.4314/jfas.v9i3.8>

Merouche, A., Selvam, S., Imessaoudene, Y., & Maten, C. N. (2019). Assessment of dam water quality for irrigation in the northeast of catchment Cheliff Zahrez, Central Algeria. *Environment, Development and Sustainability*, 22(6), 5709–5730. <https://doi.org/10.1007/s10668-019-00447-9>

Messerer, Y. (2019). Étude hydrologique, l'état trophique du lac Oubeira et la possibilité de son aménagement (Thèse de doctorat, Université de Annaba, Algérie).

Mezbour, R., Reggam, A., Maazi, M. C., & Houhamdi, M. (2018). Evaluation of organic pollution index and the bacteriological quality of the water of the Lake of Birds (ELTarf East-Algerian). *Corpus ID: 55732823*.

Michel, R. (1987). *Atlas du phytoplancton marin (Diatomophycees) volume II*. Muséum National d'Histoire Naturelle.

Mirzajani, A., Abdolmalaki, S., Dagigh Roohi, J., Babaei, H., Abedini, A., & SayadBorani, M. (2020). Trophic status index and natural fisheries potential of some Iranian reservoirs. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 19(6), 2753–2769. <https://doi.org/10.22092/IJFS.2020.122660>

Molekoa, M. D., Kumar, P., Choudhary, B. K., Yunus, A. P., Kharrazi, A., Khedher, K. M., Alshayeb, M. J., Singh, B. P., Minh, H. V. T., Kurniawan, T. A., & Avtar, R. (2022). Spatio-temporal variations in the water quality of the Doordraai Dam, South Africa: An assessment of sustainable water resource management. *Current Research in Environmental Sustainability*, 4, 100187. <https://doi.org/10.1016/j.crsust.2022.100187>

Molenda, T., Ciupa, T., & Suligowski, R. (2020). The properties of reservoir water in post-mining excavations of Cambrian and Devonian quartzite sandstones (Holy Cross Mountains). *Environmental Earth Sciences*, 79(12). <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09054-8>

Morante-Carballo, F., Montalvan-Burbano, N., Quiñonez-Barzola, X., Jaya-Montalvo, M., & Carrión-Mero, P. (2022). What do we know about water scarcity in semi-arid zones? A global analysis and research trends. *Water*.

Mouassa, S., Bourouba, N., & Bouderbala, A. (2016). Impact of anthropogenic activities on the quality of groundwater resources in semi-arid zones: Case of the Tébessa Plain, Algeria. *Water Resources Management*, 30(1), 327–340. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1176-1>

Muhammad, S., & Ullah, I. (2022). Spatial and seasonal variation of water quality indices in Gomal Zam Dam and its tributaries of South Waziristan District, Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(19), 29141–29151. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18524-4>

-N-

Nunes, A. S., & Junior, O. (2019). Remoção de nutrientes em Wetland construído do tipo Francês. In *Recursos Hídricos em Foco - Volume 1*. <https://doi.org/10.36229/978-85-7042-188-3.cap.05>

-O-

Oliveira, C. Y. B., Oliveira, C. D. L., Almeida, A. J. G., Gálvez, A. O., & Dantas, D. M. (2019). Phytoplankton responses to an extreme drought season: A case study at two reservoirs from a semiarid region, Northeastern Brazil. *Journal of Limnology*, 78(2). <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2019.1869>

Oliveira, F. H. P. C. D., Shinohara, N., & Cunha Filho, M. (2023). Artificial intelligence to explain the variables that favor the cyanobacteria steady-state in tropical ecosystems: A Bayesian network approach. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*.

Ouali, N., Belabed, B. E., & Chenchouni, H. (2018). Modelling environment contamination with heavy metals in flathead grey mullet (*Mugil cephalus*) and upper sediments from North African coasts of the Mediterranean Sea. *Science of The Total Environment*, 639, 156–174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.377>

Ouled Belkhir, S., Lounis, S., & Dridi, A. (2022). Impact des saisons sur la biodégradabilité de la matière organique dans les barrages du nord-est algérien. *Algerian Journal of Environmental Science*, 11(4), 122–133.

-P-

Paerl, H. W., & Huisman, J. (2009). Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1(1), 27–37.

Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, 65(4), 995–1010.

Pecyna Utylska, P., Muntean, E., Kernert, J., & Michalski, R. (2021). Indexing methods and chemometric analysis of selected metals and metalloids for drinking water quality assessment in Upper Silesia region, Poland. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 103, 5503–5521. <https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1940160>

Phan, T.-T.-H., Poisson, É., & Bigand, A. (2016). Comparative study on supervised learning methods for identifying phytoplankton species. *IEEE International Conference on Consumer Electronics*.

Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. *EOS Transactions of the American Geophysical Union*, 25, 914–928. <https://doi.org/10.1029/TR025i006p00914>

Plummer, L. N., & Busenberg, E. (2022). The solubility of calcite, aragonite and vaterite in CO₂-H₂O solutions between 0 and 90°C, and an evaluation of the aqueous model for the system CaCO₃-CO₂-H₂O. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 46(6), 1011–1040.

Prasad, A., Kumar, D., & Singh, D. V. (2001). Effect of residual sodium carbonate in irrigation water on soil sodication and yield of palmarosa (*Cymbopogon martinni*) and lemongrass (*Cymbopogon flexuosus*). *Agricultural Water Management*, 50(3), 161–172. [https://doi.org/10.1016/s0378-3774\(01\)00103-2](https://doi.org/10.1016/s0378-3774(01)00103-2)

Primavesi, O., Freitas, A. R., Primavesi, A. C., & Oliveira, H. T. (2002). Water quality of the Canchim's creek watershed in São Carlos, SP, Brazil, occupied by beef and dairy cattle activities. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45(2), 209–217. <https://doi.org/10.1590/s1516-89132002000200013>

-Q-

Qin, G., Liu, J., Xu, S., & Wang, T. (2020). Water quality assessment and pollution source apportionment in a highly regulated river of Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(7). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08404-0>

-R-

Raghunath, H. M. (1987). *Ground water* (2nd ed.). Wiley India Pvt Ltd.

Raghunath, H. M. (1987). *Ground water: Hydrogeology, ground water survey and pumping tests, rural water supply and irrigation systems*. New Age International.

Raji, W. O., & Aluko, K. O. (2021). Investigating the cause of excessive seepage in a dam foundation using seismic and electrical surveys—a case study of Asa Dam, West Africa. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 80(8), 6445–6455.

<https://doi.org/10.1007/s10064-021-02329-9>

Ramadhan, O. M., Al Saffawi, A. Y. T., & Al Mashhdany, M. H. (2018). Assessment of surface water quality for irrigation using WQI model; A case study of Khosar and Tigris Rivers. *International Journal of Enhanced Research in Science, Technology, and Engineering*, 7(3), 63–69. Corpus ID: 212536153.

Rao, C. S., Rao, B. S., Hariharan, A., & Bharathi, N. M. (2010). Determination of water quality index of some areas in Guntur District Andhra Pradesh. *International Journal of Applied Biology and Pharmaceutical Technology*. IMSEAR, ID: sea-157641.

Reddy, K. R., Kadlec, R. H., Flaig, E., & Gale, P. M. (1999). Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1), 83–146.

Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.

<https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145>

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., & Melo, S. (2014). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24(5), 417–428.

Rezak, S., Rahal, F., & Bahmani, A. (2021). Water quality trend analysis of Cheurfas II dam, Algeria. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*.

<https://doi.org/10.17533/udea.redin.20211267>

Richard, L. A. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils* (Vol. 60). Washington, DC: USDA.

Riouchi, O., El Madani, F., Abadie, E., Skalli, A., & Baghour, M. (2021). The spatio-temporal evolution of the genus *Nitzschia Longissima* at the level of the lagoon in Nador, Morocco.

E3S Web of Conferences, 234, 00081. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202123400081>

Rodier, J. (2009). *L'Analyse de l'Eau: Eaux Naturelles, Eaux Résiduares et Eaux de Mer* (9th ed.). DUNOD, Paris, 1384 p.

Round, F. E., & Crawford, R. M. (1990). *The Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press.

-S-

Saadali, B., Mihoubi, N., Ouddah, A., & Bouroubi, Y. (2019). Organic pollutants evolution and degrees of contamination of Hammam Grouz Dam waters, North-East of Algeria. In *Advances in Sustainable and Environmental Hydrology, Hydrogeology, Hydrochemistry and Water Resources* (pp. 145–148). https://doi.org/10.1007/978-3-030-01572-5_36

Sallam, G. A., & Elsayed, E. A. (2018). Estimating relations between temperature, relative humidity as independent variables and selected water quality parameters in Lake Manzala, Egypt. *Ain Shams Engineering Journal*, 9(1), 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2015.10.002>

Samia, C., Tarek, M., Fatma Zohra, G., Hassen, T., & Mourad, B. (2019). Dynamic of filamentous cyanobacteria in the Dam Ain Zada (North of Algeria). *Journal of Ecological Engineering*, 20(5), 97–110. <https://doi.org/10.12911/22998993/105335>

Samudro, G., & Mangkoedihardjo, S. (2010). Review on BOD, COD and BOD/COD ratio: A triangle zone for toxic, biodegradable, and stable levels. *International Journal of Academic Research*, 2(4).

Sánchez-Rodríguez, M. I., Sánchez-López, E., Marinas, A., Caridad, J. M., & Urbano, F. J. (2022). Redundancy analysis to reduce the high-dimensional near-infrared spectral information to improve the authentication of olive oil. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 62(19), 4620–4628. <https://doi.org/10.1021/acs.jcim.2c00964>

Santana, C. S., Montalván Olivares, D. M., Silva, V. H. C., Luzardo, F. H. M., Velasco, F. G., & De Jesus, R. M. (2020). Assessment of water resources pollution associated with mining activity in a semi-arid region. *Journal of Environmental Management*, 273, 111148. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111148>

Sawyer, C. N., & McCarty, P. L. (1978). *Chemistry for environmental engineering*. McGraw-Hill.

Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195(4275), 260–262.

Schnedler-Meyer, N. A., Andersen, T. K., Hu, F., Bolding, K., Nielsen, A., & Trolle, D. (2022). Water Ecosystems Tool (WET) 1.0 – A new generation of flexible aquatic ecosystem model. *Geoscientific Model Development*.

Sekkiou, S. E. (2017). Qualité physico-chimique des eaux du massif de Chélia (Aurès-Khenchela, NE de l'Algérie) : Caractérisation et analyse en composantes principales. Mémoire de master, Université Kasdi Merbah Ouargla.

Shahady, T. D., & Cleary, W. C. (2021). Influence of a low-head dam on water quality of an urban river system. *Journal of Environmental Management*, 297, 113334. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113334>

Sidoro, D., & Aragüés, R. (2007). River water quality and irrigated agriculture in the Ebro Basin: An overview. *International Journal of Water Resources Development*, 23(1), 91–106. <https://doi.org/10.1080/07900620601159743>

Singh, C. K., Shashtri, S., Mukherjee, S., Kumari, R., Avatar, R., Singh, A., & Singh, R. P. (2011). Application of GWQI to assess the effect of land use change on groundwater quality in lower Shiwaliks of Punjab: Remote sensing and GIS-based approach. *Water Resources Management*, 25(7), 1881–1898. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9779-0>

Singh, K. P., Malik, A., Mohan, D., & Sinha, S. (2011). Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) - A case study. *Water Research*, 38(18), 3980–3992.

Sirunda, J., Oberholster, P., & Wolfaardt, G. (2022). Assessing the adverse effects of land use activities on the water quality of selected Sub-Saharan Africa reservoirs using a combination of water quality indices. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233(7). <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05703-9>

Skouteris, G., Ouk, S., Foo, D., Saroj, D., Altini, M., Melidis, P., Cowley, B., Ells, G., Palmer, S., & O'Dell, S. (2018). Water footprint and water pinch analysis techniques for sustainable water management in the brick-manufacturing industry. *Journal of Cleaner Production*, 172, 786–794. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.213>

Smith, D., & Kruger, L. (2021). Phytoplankton growth requirements and nutrient interactions in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 66(8), 1452–1463.

Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: Where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>

Smol, J. P., & Stoermer, E. F. (Eds.). (2010). *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences* (2nd ed.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511763175>

Snousy, M. G., Li, P., & Ismail, E. (2021). Trace elements speciation and sources characterization in the main watercourses, middle-upper Egypt. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 27, 1764–1785. <https://doi.org/10.1080/10807039.2021.1902265>

Soltani, A. A., Bermad, A., Boutaghane, H., Oukil, A., Abdalla, O., Hasbaia, M., Oulebsir, R., Zeroual, S., & Lefkir, A. (2020). An integrated approach for assessing surface water quality: Case of Beni Haroun Dam (Northeast Algeria). *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(10). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08572-z>

Sørensen, T. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter*, 5(4), 1–34.

Sournia, A. (1986). *Atlas du phytoplancton marin : Volume 1 - Cyanophycées*.

Srinivasamoorthy, K., Nanthakumar, C., Vasanthavigar, M., Vijayaraghavan, K., Rajivgandhi, R., Chidambaram, S., Anandhan, P., Manivannan, R., & Vasudevan, S. (2009). Groundwater quality assessment from a hard rock terrain, Salem district of Tamilnadu, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 4(1–2), 91–102. <https://doi.org/10.1007/s12517-009-0076-7>

Stec, M., Jagustyn, B., Słowik, K., Ściążko, M., & Iluk, T. (2020). Influence of high chloride concentration on pH control in hydroxide precipitation of heavy metals. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 6(2), 239–249. <https://doi.org/10.1007/s40831-020-00270-x>

Sterner, R. W., & Elser, J. J. (2002). *Ecological stoichiometry: The biology of elements from molecules to the biosphere*. Princeton University Press.

Stewart, P. (1969). Quotient pluviothermique et dégradation biosphérique. *Bull. Int. Nati. Agro. El Harrach*, 24–25.

Stumm, W., & Morgan, J. J. (2020). *Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters*. John Wiley & Sons.

Sun, J., Tang, C., Wu, P., Strosnider, W. H. J., & Han, Z. (2013). Hydrogeochemical characteristics of streams with and without acid mine drainage impacts: A paired catchment study in karst geology, SW China. *Journal of Hydrology*, 504, 115–124.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.029>

-T-

Tagad, R. N., & Bhoge, R. H. (2020). Taxonomic algal diversity of families Gomphonemataceae, Nitzschiaceae, and Surirellaceae order Pinneles in Dimbhe Dam from Ambegaon Tehsil of Pune District (Maharashtra). *International Journal of Researches in Biosciences and Agriculture Technology*. <https://doi.org/10.29369/ijrbat.2020.02.i.0013>

Taş, B., Tepe, Y., Ustaoglu, F., & Alptekin, S. (2019). Benthic algal diversity and water quality evaluation by biological approach of Turnasuyu Creek, NE Turkey. *Desalination and Water Treatment*, 155, 402–415. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24225>

Thomas, D. S., & Wrenn, C. C. (2021). Influence of a low-head dam on water quality of an urban river system. *Journal of Environmental Management*, 297, 113334.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113334>

Thompson, R. (2019). Freshwater eutrophication and nutrient balances. *Journal of Aquatic Sciences*, 47(2), 89–104.

Thurman, E. M. (1985). *Organic geochemistry of natural waters* (Vol. 2). Springer Science & Business Media.

Thurman, H. V. (1997). *Introductory oceanography* (8th ed.). Prentice Hall.

Tilman, D., Kilham, S. S., & Kilham, P. (1982). Phytoplankton community ecology: The role of limiting nutrients. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13(1), 349–372.
<https://doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.002025>

Tiri, A., Lahbari, N., & Boudoukha, A. (2015). Assessment of the quality of water by hierarchical cluster and variance analyses of the Koudiat Medouar Watershed, East Algeria. *Applied Water Science*, 7(8), 4197–4206. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0261-z>

Tokatli, C. (2021). Application of nutrient pollution index and water pollution index to evaluate the drinking water quality of the villages located in Edirne, Turkey. *International Agricultural, Biological & Life Science Conference*, 556–561. Retrieved on 07 April 2024, from <https://www.researchgate.net>

Turini, N., Thies, B., & Bendix, J. (2019). Estimating high spatio-temporal resolution rainfall from MSG1 and GPM IMERG based on machine learning: Case study of Iran. *Remote Sensing*.

Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*, 1(3), 34–38.

Uddin, M. G., Nash, S., & Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122, 107218.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>

-U-

Usman, Q. A., Muhammad, S., Ali, W., Yousaf, S., & Jadoon, I. A. K. (2021). Spatial distribution and provenance of heavy metal contamination in the sediments of the Indus River and its tributaries, North Pakistan: Evaluation of pollution and potential risks. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101184. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101184>

-V-

Varol, M. (2020). Use of water quality index and multivariate statistical methods for the evaluation of water quality of a stream affected by multiple stressors: A case study. *Environmental Pollution*, 266, 115417. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115417>

Vasanthavigar, M., Srinivasamoorthy, K., Vijayaragavan, K., Rajiv, G. R., Chidambaram, S., Anandhan, P., Manivannan, R., & Vasudevan, S. (2010). Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 171(1–4), 595–609.
<https://doi.org/10.1007/s10661-009-1302-1>

Vicente-Villardón, J. L., & Vicente-Gonzalez, L. (2021). Redundancy analysis for binary data based on logistic responses. In *Data Analysis and Rationality in a Complex World* (pp. 331–339). https://doi.org/10.1007/978-3-030-60104-1_36

-W-

Wang, H.-T., Smallwood, J., Mourao-Miranda, J., Xia, C. H., Satterthwaite, T. D., Bassett, D. S., & Bzdok, D. (2020). Finding the needle in a high-dimensional haystack: Canonical correlation analysis for neuroscientists. *NeuroImage*, 216, 116745.
<https://doi.org/10.1016/j.neuroimage.2020.116745>

Westcot, D. W. (1980). Water for agriculture: Quality evaluation. In *Irrigation and Agricultural Development* (pp. 161–189). <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-025675-7.50016-9>

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Academic Press.

White, D., & Li, J. (2018). Interactions between nitrogen and silicon in freshwater systems. *Journal of Environmental Biology*, 63(4), 234–248.

Wiegand, M. C., Do Nascimento, A. T. P., Costa, A. C., & Lima Neto, I. E. (2020). Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. *Journal of Arid Environments*, 184, 104321. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104321>

Wilcox, L. V. (1955). Classification and use of irrigation waters. *USDA Circular No. 969*. Washington DC, p. 19.

Wilson, R., et al. (2022). Integrated nutrient balances in freshwater ecosystems. *Water Quality Management*, 62(7), 502–517.

Winton, R. S., Calamita, E., & Wehrli, B. (2019). Reviews and syntheses: Dams, water quality, and tropical reservoir stratification. *Biogeosciences*, 16(8), 1657–1671. <https://doi.org/10.5194/bg-16-1657-2019>

World Health Organization (WHO). (2011). *Guidelines for drinking-water quality* (4th ed.). Geneva: WHO Press, p. 563.

Wu, W., Deng, L., & Wang, J. (2021). The role of particulate organic carbon in freshwater systems. *Limnology and Oceanography*, 66(2), 245–258.

Xu, Y., Wu, Q., & Zhang, X. (2021). Seasonal variations of suspended particles in semi-arid watersheds. *Hydrobiologia*, 848(7), 1625–1637.

-Y-

Yang, X., Wu, X., Hao, H., & He, Z. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University Science B*, 9(3), 197–209. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>

Yentsch, C. S., & Menzel, D. W. (1963). A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 10(3), 221–231.

Yifru, B. A., Kim, M. G., Lee, J. W., Kim, I. H., Chang, S. W., & Chung, I. M. (2021). Water storage in dry riverbeds of arid and semi-arid regions: Overview, challenges, and prospects of sand dam technology. *Sustainability*, 13(11), 5905. <https://doi.org/10.3390/su13115905>

Yu, Y., Lv, Q., Li, Y., Wei, Z., & Dong, J. (2024). PhyTracker: An online tracker for phytoplankton. *IEEE Transactions on Circuits and Systems for Video Technology (Print)*.

-Z-

Zarouri, S., Abdelkader, H., & Bouhenna, M. (2022). Effets du ruissellement et de l'évaporation sur les concentrations d'éléments dissous dans les écosystèmes aquatiques de la région semi-aride d'Afrique du Nord. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(5), 251.

Zhang, H., Lin, Z., & Zhou, Y. (2020). Nutrient cycling and eutrophication in freshwater ecosystems: The role of nitrogen and phosphorus. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(12), 755–763.

Zhang, Z., Guo, Y., Wu, J., & Su, F. (2021). Surface water quality and health risk assessment in Taizhou City, Zhejiang Province (China). *Exposure and Health*, 14, 1–16.

<https://doi.org/10.1007/s12403-021-00408-6>

Zhao, X., Li, W., & Huang, J. (2023). Evaluation of chemical oxygen demand in water quality monitoring. *Water Quality Journal*, 67(2), 121–132.

Zhou, L., Liu, Z., Liu, F., Peng, J., & Zhou, T. (2023). Nonlinear canonical correspondence analysis and its application. *Scientific Reports*, 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-34515-y>

Zhou, Y., Wei, A., Li, J., Yan, L., & Li, J. (2016). Groundwater quality evaluation and health risk assessment in the Yinchuan Region, Northwest China. *Exposure and Health*, 8, 443–456. <https://doi.org/10.1007/s12403-016-0219-5>

Zouaoui, Y., Menad, A., & Rebbas, K. (2022). Influence des facteurs climatiques sur la qualité de l'eau dans les écosystèmes de barrage. *Hydrobiologia Algerica*, 18(2), 99–110.

Zubala, T. (2009). Influence of dam reservoir on the water quality in a small upland river. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 9, 165–173. <https://doi.org/10.2478/v10104-010-0010-3>

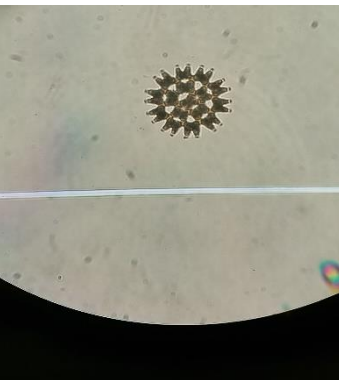
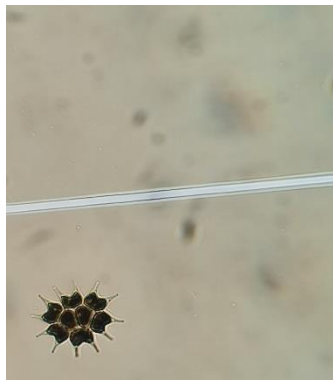
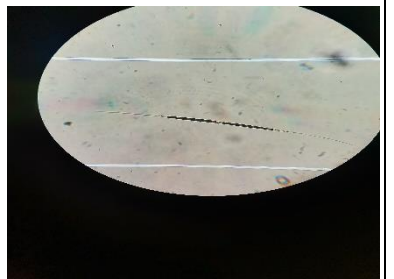
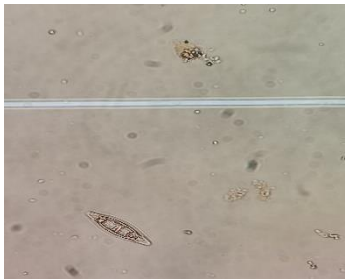
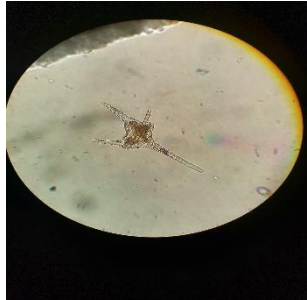
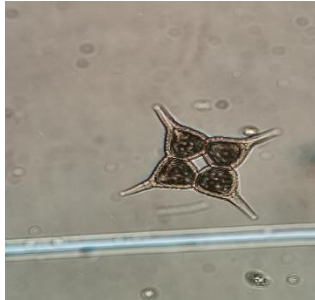
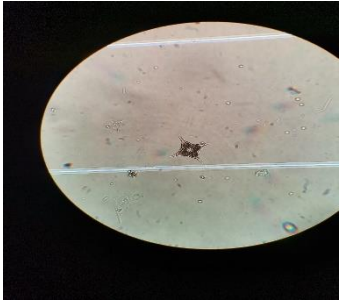
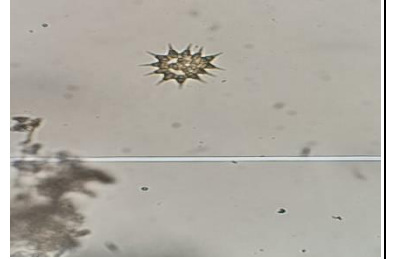
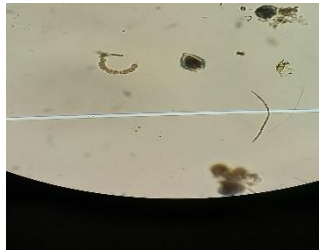
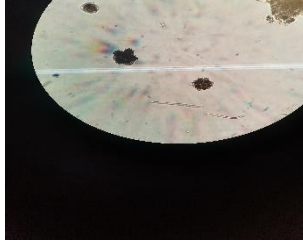
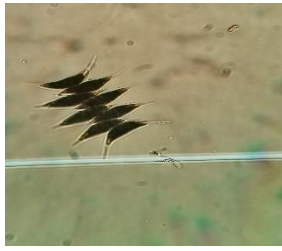
Annexes

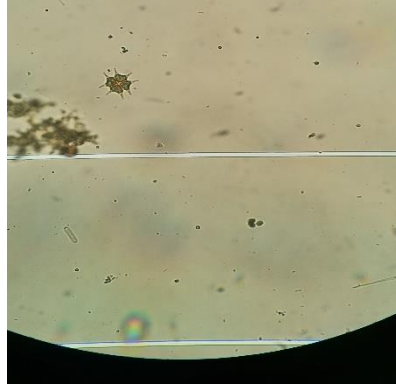
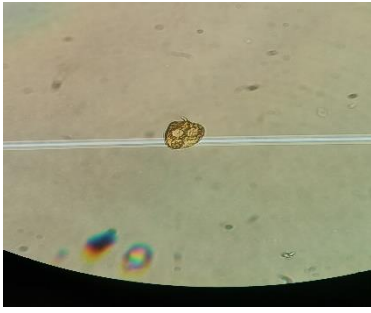
Volvox	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	4	Très acciden telle	5	Très acciden telle				
Eudori na	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	4 2	Access oire	4 1	Access oire				
Sphaer ocystis	1 4	Accide ntelte	0	Très acciden telle	8	Très acciden telle	4 8	Access oire	2	Très acciden telle	0	Très acciden telle	2	Très acciden telle	1	Très acciden telle	5	Très acciden telle	0	Très acciden telle	4	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Pedias rum	2	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Pedias rum duplex	2 8	Access oire	0	Très acciden telle	3	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 5	Accide ntelte	3 0	Access oire	1 0	Accide ntelte	0	Très acciden telle	1 7	Accide ntelte	0	Très acciden telle	2 0	Accide ntelte	7	Très acciden telle		
Pedias rum simple x	9	Très acciden telle	0	Très acciden telle	4	Très acciden telle	2 1	Accide ntelte	4	Très acciden telle	3 0	Access oire	7	Très acciden telle	1 5	Accide ntelte	1 2	Accide ntelte	0	Très acciden telle	1	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Tetrae dron	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	2 8	Access oire	2	Très acciden telle	2	Très acciden telle	3 9	Access oire	7 4	Consta nte	8	Très acciden telle	3	Très acciden telle	5	Très acciden telle	2	Très acciden telle		
Crucig enia	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	4 0	Access oire	1 6	Accide ntelte	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Scened emus	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1	Très acciden telle	1 0 0	Consta nte	1 4	Accide ntelte	5 5	Consta nte	2 9	Access oire	5 2	Consta nte	4 8	Access oire	2 7	Access oire	3	Très acciden telle	9	Très acciden telle		
Tetrast rum	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	5	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Coelast rum	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	5 5	Consta nte	1 9	Accide ntelte	8	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Kirchn eriella	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	5	Très acciden telle	2 4	Accide ntelte		
Monor aphidiu m	2 6	Access oire	8	Très acciden telle	0	Très acciden telle	2 5	Access oire	2 8	Access oire	1 9	Accide ntelte	3 8	Access oire	5 4	Consta nte	3 9	Access oire	5	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 8	Accide ntelte		
Oocyst is	1 2	Accide ntelte	1 2	Accide ntelte	0	Très acciden telle	6 3	Consta nte	2 3	Accide ntelte	1 2	Accide ntelte	1 4	Accide ntelte	9	Très acciden telle	1 4	Accide ntelte	2 4	Accide ntelte	1 5	Accide ntelte	3	Très acciden telle		
Lagerh eimia	1 3	Accide ntelte	2	Très acciden telle	3	Très acciden telle	7	Très acciden telle	9	Très acciden telle	6	Très acciden telle	9	Très acciden telle	9	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	4	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Ulothri x	1 7	Accide ntelte	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Limno coccus	1 2	Accide ntelte	7	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	4 2	Access oire	4 5	Access oire	1 8	Accide ntelte	2	Très acciden telle	2 8	Access oire	1 4	Accide ntelte	4 2	Access oire	2 4	Accide ntelte		
Chrooc occus	0	Très acciden telle	3 9	Access oire	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	4	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Meris mopedi a	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Microc ystis	2	Très acciden telle	7	Très acciden telle	0	Très acciden telle	7 3	Consta nte	4 0	Access oire	0	Très acciden telle	5	Très acciden telle	2	Très acciden telle	8	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Cylind rosperr um	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	2 2	Accide ntelte	4	Très acciden telle	1 2	Accide ntelte	2	Très acciden telle	4	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Gloeot richia	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 3	Accide ntelte	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Raphid iopsis	0	Très acciden telle	6	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	7 8	Consta nte	3 7	Access oire	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 2	Accide ntelte	0	Très acciden telle	1 1	Accide ntelte		
Anaba ena	1 6	Accide ntelte	3 0 9	Consta nte	4 1	Access oire	1 0 0	Consta nte	8 5	Consta nte	7 0	Consta nte	1 1	Accide ntelte	6	Très acciden telle	9	Très acciden telle	8	Très acciden telle	1 1	Accide ntelte	3 8	Access oire		
Aphani zomen on	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	4 0	Access oire	4 9	Access oire	9	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 1	Accide ntelte	5 4	Consta nte		
Oscilla toria	5 9	Consta nte	6 9	Consta nte	2 8	Access oire	0	Très acciden telle	7 5	Consta nte	0	Très acciden telle	6 2	Consta nte	4	Très acciden telle	5	Très acciden telle	2 2	Accide ntelte	7	Très acciden telle	1 6	Accide ntelte		
Phormi dium	5 0	Consta nte	3	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	2 9	Access oire	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	6	Très acciden telle	1 3	Accide ntelte
Plankt othrix	5 8	Consta nte	7	Très acciden telle	4	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Pseuda nabaea	2 1	Accide ntelte	8 1	Consta nte	6 0	Consta nte	1 0	Accide ntelte	1 1	Accide ntelte	1 0 0	Consta nte	1 4	Accide ntelte	1	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 4	Accide ntelte	1 8	Accide ntelte	8	Très acciden telle		
Euglen a	2 7	Access oire	9 2	Consta nte	8 0	Consta nte	0	Très acciden telle	7 8	Consta nte	8 3	Consta nte	5 2	Consta nte	1 0 0	Consta nte	1 0 0	Consta nte	0	Très acciden telle	6 6	Consta nte	3 8	Access oire		
Lepoci nclis	0	Très acciden telle	1	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle		
Phacus	2	Très acciden telle	4 7	Access oire	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 8	Accide ntelte	2 0	Accide ntelte	9 2	Consta nte	1 0 0	Consta nte	7 3	Consta nte	2 7	Access oire	6 0	Consta nte	2 2	Accide ntelte		

Pediast rum duplex	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	2	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	4	Très acciden telle	1 1	Accide ntelle	5	Très acciden telle	0	Très acciden telle	2 4	Accide ntelle	1 9 0	Consta nte
Pediast rum simple x	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	3	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	8	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	3	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Tetrae dron	0	Très acciden telle	2	Très acciden telle	3	Très acciden telle	4 2	Access oire	2	Très acciden telle	1 1	Accide ntelle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 8	Accide ntelle	0	Très acciden telle	6 7	Consta nte
Radioc occus	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	8	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Crucig enia	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 5	Accide ntelle	5	Très acciden telle	0	Très acciden telle	2	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Scened esmus	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	3 2	Access oire	1 0 0	Consta nte	8	Très acciden telle	9	Très acciden telle	1 9	Accide ntelle	4 3	Access oire	4 1	Access oire	1 0	Très acciden telle	1 0 0	Consta nte	1 0 0	Consta nte
Kirchn erella	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 6	Accide ntelle	1 7	Accide ntelle
Monorh aphidi um	0	Très acciden telle	4	Très acciden telle	9	Très acciden telle	4 3	Access oire	3	Très acciden telle	1 1	Accide ntelle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	4	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Oocyst is	3 3	Access oire	3	Très acciden telle	1 8	Accide ntelle	5 4	Consta nte	0	Très acciden telle	9	Très acciden telle	0	Très acciden telle	4 6	Access oire	3 9	Access oire	0	Très acciden telle	1 1	Accide ntelle	0	Très acciden telle
Lagerh eimia	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	5	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Limno coccus	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	3 4	Access oire	4 5	Access oire	2 4	Accide ntelle	1 7	Accide ntelle	8	Très acciden telle	1 8	Accide ntelle	6 4	Consta nte	6 8 5	Consta nte
Meris mopeda	1 7	Accide ntelle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	2	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Microc ystis	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	2 0	Accide ntelle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Gomp hospha eria	4	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Cylind rospem um	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Gloeot richia	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	2	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Raphid iopsis	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	7 8	Consta nte	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	3	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	2 7	Access oire
Anaba ena	6 7	Consta nte	0	Très acciden telle	3 3	Access oire	0	Très acciden telle	4	Très acciden telle	1	Très acciden telle	3	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	3	Très acciden telle	6 2	Consta nte
Aphani zomen on	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	6	Très acciden telle	1	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 3	Accide ntelle	1 2	Accide ntelle
Oscilla toria	7 9	Consta nte	0	Très acciden telle	2 2	Accide ntelle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1	Très acciden telle	4	Très acciden telle	2	Très acciden telle	1 6	Accide ntelle	2	Très acciden telle	8 7	Consta nte
Phormi dium	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	3 9	Access oire	0	Très acciden telle
Pseuda nabaena	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	3	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 6	Accide ntelle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Euglen a	7 8	Consta nte	8 1	Consta nte	2 2	Accide ntelle	0	Très acciden telle	1 9	Accide ntelle	0	Très acciden telle	7 4	Consta nte	6 6	Consta nte	6 2	Consta nte	0	Très acciden telle	8 1	Consta nte	1 0 0	Consta nte
Phacus	0	Très acciden telle	1 4	Accide ntelle	2 8	Access oire	0	Très acciden telle	2 0	Accide ntelle	2	Très acciden telle	5 8	Consta nte	4 2	Access oire	6 5	Consta nte	6	Très acciden telle	4 5	Access oire	1 0 0	Consta nte
Ceratiu m	3 0	Access oire	2 3	Accide ntelle	3 3	Access oire	1 0 0	Consta nte	6 3	Consta nte	6 5	Consta nte	1 0 0	Consta nte	1 0 0	Consta nte	1 1 0	Consta nte	2	Accide ntelle	7 8	Consta nte	1 0 0	Consta nte
Glenod inium	0	Très acciden telle	1 9	Accide ntelle	7 3	Consta nte	8	Très acciden telle	5 1	Consta nte	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Peridin ium	5	Très acciden telle	6 8	Consta nte	1 0 0	Consta nte	1 0 0	Consta nte	4 3	Access oire	5 3	Consta nte	1 0 0	Consta nte	1 0 0	Consta nte	1 0 0	Consta nte	8 9	Consta nte	6 2	Consta nte	1 0 0	Consta nte
Dinobr yon	7 2	Consta nte	1 0 0	Consta nte	0	Très acciden telle	5 2	Consta nte	1 0 0	Consta nte	1 0 0	Consta nte	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle
Raphid iopsis	0	Très acciden telle	4	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	7 2	Consta nte	2 9	Access oire	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 4	Accide ntelle	0	Très acciden telle	5 7	Consta nte
Anaba ena	1 4	Accide ntelle	1 0 0	Consta nte	2 2	Accide ntelle	1 9	Accide ntelle	7 8	Consta nte	5 5	Consta nte	1 1	Accide ntelle	4	Très acciden telle	7	Très acciden telle	1 0	Très acciden telle	1 3	Accide ntelle	1 0 0	Consta nte
Aphani zomen on	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	3 7	Access oire	3 8	Access oire	9	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	0	Très acciden telle	1 3	Accide ntelle	1 0 0	Consta nte
Oscilla toria	1 0 0	Consta nte	4 7	Access oire	1 5	Accide ntelle	0	Très acciden telle	6 9	Consta nte	0	Très acciden telle	6 1	Consta nte	3	Très acciden telle	4	Très acciden telle	2 6	Access oire	8	Très acciden telle	6 1	Consta nte

Phormidium	43	Accessoire	2	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	26	Accessoire	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	7	Très accidentelle	49	Accessoire		
Planktothrix	49	Accessoire	5	Très accidentelle	2	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle		
Pseudonabaena	18	Accidentelle	55	Constance	32	Accessoire	2	Très accidentelle	10	Accidentelle	100	Constance	14	Accidentelle	1	Très accidentelle	0	Très accidentelle	17	Accidentelle	22	Accidentelle	28	Accessoire
Euglena	23	Accidentelle	62	Constance	42	Accessoire	0	Très accidentelle	71	Constance	65	Constance	50	Constance	85	Constance	100	Constance	0	Très accidentelle	79	Constance	100	Constance
Lepocinclis	0	Très accidentelle	1	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle
Phacus	2	Très accidentelle	32	Accessoire	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	17	Accidentelle	16	Accidentelle	89	Constance	66	Constance	54	Constance	32	Accessoire	72	Constance	100	Constance
Ceratium	0	Très accidentelle	37	Accessoire	1	Très accidentelle	0	Très accidentelle	24	Accidentelle	11	Accidentelle	7	Très accidentelle	0	Très accidentelle	83	Constance	10	Très accidentelle	13	Accidentelle	100	Constance
Glenodinium	0	Très accidentelle	21	Accidentelle	100	Constance	0	Très accidentelle	11	Accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	8	Très accidentelle	16	Accidentelle
Peridinium	40	Accessoire	64	Constance	38	Accessoire	17	Accidentelle	26	Accessoire	54	Constance	100	Constance	100	Constance	84	Constance	11	Accidentelle	5	Très accidentelle	100	Constance
Dinobryon	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	0	Très accidentelle	10	Accidentelle

Annexe 2





Résumé

Résumé

Cette thèse explore la diversité et la dynamique spatio-temporelle des communautés phytoplanctoniques dans deux barrages de l'est algérien, Timgad et Yabous, en relation avec les facteurs environnementaux. L'objectif principal est d'évaluer l'impact des variations physico-chimiques et hydrologiques sur la structuration des communautés aquatiques et de proposer des recommandations pour une gestion durable des ressources en eau.

Des prélèvements saisonniers ont été réalisés dans plusieurs stations, analysant les paramètres physico-chimiques (température : 7–29°C, pH : 6,8–8,4, oxygène dissous : 5,4–11,2 mg/L, conductivité : 340–2000 μ S/cm, et aussi des résultats différents de nutriments, et les indices de la qualité d'eau pour potabilité, irrigation et pollution qui ont montrés dans cette étude une qualité meilleure pour le barrage Yabous par rapport au barrage de Timgad. La composition phytoplanctonique. Les Chlorophytes dominent (35–50 %), favorisées par les hautes températures et la luminosité estivale, tandis que les Cyanobactéries (25–30 %) atteignent des pics en été, corrélés à des apports élevés en azote (jusqu'à 3,2 mg/L) et en phosphore (0,03–0,12 mg/L). Les Diatomées (20–40 %) prédominent en hiver et au printemps, adaptées aux environnements bien oxygénés et salins. Les indices de diversité révèlent des variations significatives : l'indice de Shannon atteint 3,2 dans le barrage de Timgad mais reste modéré à Yabous (1,8–2,5). L'indice de Simpson (0,4 en été) traduit une dominance accrue des Cyanobactéries opportunistes.

Les résultats montrent une influence majeure des paramètres environnementaux, notamment la température et les nutriments, sur la distribution phytoplanctonique. La salinité et la conductivité modulent également les communautés, favorisant les Diatomées dans des milieux salins.

Cette étude met en évidence l'importance de la gestion des apports en nutriments pour limiter les risques d'eutrophisation. Des recommandations incluent un suivi régulier des paramètres critiques, des politiques agricoles adaptées et l'utilisation des phytoplanctons comme bio-indicateurs, contribuant à une gestion durable des écosystèmes aquatiques dans les régions semi-arides.

Mots clés : Barrages, phytoplancton, Nutriments, Hydrochimie, Région semi-aride, Algérie.

Abstract

This thesis investigates the diversity and spatio-temporal dynamics of phytoplankton communities in two reservoirs in eastern Algeria, Timgad and Yabous, in relation to environmental factors. The primary objective is to assess the impact of physico-chemical and hydrological variations on the structuring of aquatic communities, and to propose recommendations for the sustainable management of water resources.

Seasonal sampling was conducted across multiple stations to analyze physico-chemical parameters (temperature: 7–29°C, pH: 6.8–8.4, dissolved oxygen: 5.4–11.2 mg/L, conductivity: 340–2000 µS/cm), nutrient concentrations, and water quality indices for drinking, irrigation, and pollution. The results indicated better water quality in Yabous Reservoir compared to Timgad Reservoir. The phytoplankton composition showed Chlorophytes dominating (35–50%), particularly favored by high temperatures and summer light intensity. Cyanobacteria (25–30%) peaked in summer, driven by elevated nitrogen (up to 3.2 mg/L) and phosphorus (0.03–0.12 mg/L) inputs. Diatoms (20–40%) were prevalent in winter and spring, thriving in oxygen-rich and saline conditions. Biodiversity indices revealed significant variability: Shannon's index reached 3.2 in Timgad Reservoir but remained moderate in Yabous (1.8–2.5). Simpson's index (0.4 in summer) indicated a higher dominance of opportunistic Cyanobacteria.

The findings demonstrate a strong influence of environmental parameters, particularly temperature and nutrients, on phytoplankton distribution. Salinity and conductivity further modulate communities, favoring Diatoms in saline environments.

This study highlights the critical importance of nutrient management to mitigate eutrophication risks. Recommendations include regular monitoring of critical parameters, adopting agricultural policies to reduce nutrient inputs, and utilizing phytoplankton as bio-indicators, contributing to the sustainable management of aquatic ecosystems in semi-arid regions.

Keywords: Dams, Phytoplankton, Nutrients, Hydrochemistry, Semi-arid Region, Algeria.

ملخص

تتناول هذه الأطروحة التنوع والديناميكيات الزمانية والمكانية لمجتمعات العوالق النباتية في سدين بمنطقة شرق الجزائر، وهما سد تيمقاد وسد يابوس، وعلاقتها بالعوامل البيئية. الهدف الرئيسي هو تقييم تأثير التغيرات الفيزيائية-الكيميائية والهيدرولوجية على هيكلية المجتمعات المائية وتقديم توصيات لإدارة مستدامة لموارد المياه.

تم إجراء عينات موسمية في عدة محطات لتحليل المعايير الفيزيائية-الكيميائية (درجة الحرارة: 7-29°C، درجة الحموضة: 6.8-8.4، الأكسجين المذاب: 5.4-11.2 ملغم/ل، التوصيلية الكهربائية: 340-2000 ميكروسيمينز/سم)، تركيزات المغذيات، ومؤشرات جودة المياه للشرب والري والتلوث. أظهرت النتائج جودة مياه أفضل في سد يابوس مقارنة بسد تيمقاد. أما تركيب العوالق النباتية، فقد كانت الطحالب الخضراء (35-50%) هي السائدة، خاصةً في درجات الحرارة المرتفعة وشدة الإضاءة الصيفية. وبلغت ذروة السيانوبكتيريا (25-30%) في الصيف نتيجة ارتفاع تركيزات النيتروجين (حتى 3.2 ملغم/ل) والفسفور (0.03-0.12 ملغم/ل). بينما كانت الدياتومات (20-40%) أكثر انتشارًا في الشتاء والربيع، حيث تزدهر في البيئات الغنية بالأكسجين والمالحة. كشفت مؤشرات التنوع عن تباين كبير؛ حيث بلغ مؤشر شانون 3.2 في سد تيمقاد لكنه كان معتدلاً في يابوس (1.8-2.5). وأشار مؤشر سيمبسون (0.4 في الصيف) إلى زيادة سيطرة السيانوبكتيريا الانتهازية.

تؤكد النتائج على التأثير الكبير للعوامل البيئية، وخاصةً درجة الحرارة والمغذيات، على توزيع العوالق النباتية. كما أن الملوحة والتوصيلية تؤثران في هيكلية المجتمعات، مما يعزز نمو الدياتومات في البيئات المالحة.

تظهر الدراسة أهمية إدارة المغذيات للحد من مخاطر الإثراء الغذائي (الإيوتروفكيشن). وتشمل التوصيات مراقبة دورية للمعايير الحرجة، اعتماد سياسات زراعية لتقليل المغذيات، واستخدام العوالق النباتية كمؤشرات حيوية، مما يساهم في إدارة مستدامة للنظم البيئية المائية في المناطق شبه القاحلة. في المناطق شبه القاحلة.

الكلمات المفتاحية: السود، العوالق النباتية، المغذيات، الكيمياء المائية، المنطقة شبه القاحلة،

الجزائر

