

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université 8 Mai 1945 Guelma



Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univer
Département d'Ecologie et génie de l'environnement
Laboratoire de domiciliation : Biologie, Eau et Environnement (LBEE)

THÈSE

En Vue de l'Obtention du Diplôme de
Doctorat en Troisième Cycle

Domaine : Sciences de la Nature et de la vie. Filière : Ecologie et Environnement
Spécialité : Eco-Ethologie.

Présentée par

Hamdi Rayene

Intitulée

**Etude des Chironomidae (*Insecta, diptera*) et des Annélides Oligochètes
des milieux aquatiques au nord-est algérien et leur rôle en tant que
bio-indicateurs de pollution.**

Soutenue le : 25 /06 /2025

Devant le Jury composé de :

Nom et Prénom

Grade

Mr Atoussi Sadek

Pr

Univ. de Guelma

Président

Mme Zerguine Karima

MCA

Univ. de Guelma

Encadreur

Mme Lazli Amel

Pr

Univ. d'El Tarf

Examinateur

Mr Telailia Salah

Pr

Univ. d'El Tarf

Examinateur

Mme Bensakhri Zinette

MCA

Univ. de Guelma

Examinateur

Mr Ramdani Kamel

MCA

Univ. de Guelma

Membre invité

Année Universitaire : 2024/2025.

Remerciements

Avant de commencer à exposer et expliciter le contenu de cette étude, tout d'abord, je tiens à remercier fortement et très nettement en premier lieu Allah, le Tout-Puissant et Miséricordieux, pour m'avoir aidé et accordé la volonté et la santé nécessaires pour achever cette thèse. Je tiens à exprimer ma gratitude sincère envers mes premiers enseignants dans ma vie, à mes yeux mes repères et ma lumière, ma mère tendre et mon cher père, qui m'ont toujours encouragé et soutenu tout au long de mes années d'études, y compris lors des moments les plus difficiles. Mes adorables et chers frères pour vos encouragements. Je voudrais remercier mon cher mari pour son soutien, ses encouragements et surtout sa patience et sa compréhension.

Je souhaite exprimer ma profonde gratitude envers les membres du jury, le Pr ATOUSSI Sadek pour avoir accepté de présider le jury, Pr TELAILIA Salah, Pr LAZLI Amel, le Dr BENSARKHRI Zinette, Dr RAMDANI Kamel pour l'honneur qu'ils me font en acceptant d'examiner ce travail.

Je tiens à exprimer particulièrement mes remerciements et mon respect sincère à Mme ZERGUINE Karima, docteur à l'université de Guelma, qui a supervisé et assuré le bon encadrement et le bon déroulement de ma thèse, sa disponibilité constante associée à son pensée critique et ses connaissances objectives. Je lui suis également reconnaissante pour ses conseils et sa bienveillance qui m'ont donné l'opportunité de continuer à mener à bien ce projet de recherche. J'exprime ma reconnaissance et ma très profonde estime au professeur HOUHAMDI Moussa, directeur de laboratoire Biologie Eau et Environnement (LBEE), à l'université de Guelma, pour ses encouragements et les moyens matériels pour accomplir mon travail.

J'adresse mes sincères remerciements au Dr RIZI Hadia pour le soutien durant mon parcours universitaire. Je tiens également à remercier M^{me} BOGGERO Angela pour son accueil chaleureux et l'importance qu'elle m'a donné pendant mon stage au centre Consiglio Nazionale delle Ricerche, ainsi que pour les connaissances qu'elle m'a enseignées sur la taxonomie des larves des Annélides Oligochètes aquatiques, ainsi que toutes les connaissances qu'il m'a transmises sur le monde des macro-invertébrés. J'aimerais également exprimer ma gratitude envers tous les membres du Consiglio Nazionale delle Ricerche pour leur soutien ;

je garderai toujours en mémoire les séjours que j'ai partagés avec eux. Ils ont bouleversé ma vie.

Enfin, Mes vifs remerciements à tous mes enseignants de m'avoir permis d'aboutir à ce stade de connaissance, mes amis de près ou de loin ont autorisé la réalisation de ce travail en tenant une participation sous une forme ou une autre à ma recherche.

Que ceux et celles dont je n'ai pas mentionné excusent cette imprécision de hâte.



HAMDI RAYENE

Résumé

Cette étude a pour objectif d'évaluer la diversité biologique et écologique des macro-invertébrés à travers différentes stations, tout en analysant l'influence de certains paramètres physico-chimiques de l'eau (température, potentiel d'hydrogène, conductivité électrique, total des solides dissous (TDS) et salinité). Ces paramètres ont montré des variations significatives entre les stations les saisons d'échantillonnage. Un échantillonnage mensuel a été réalisé des deux sites RAMSAR, le lac Tonga et le marais de la Mekhada, situé dans la région d'El Tarf en Algérie sur deux cycles successifs (2021-2023). L'étude a couvert neuf stations, cinq dans le lac Tonga et quatre dans le marais de Mekhada. Au total 1904 spécimens ont été échantillonnés, représentant 74 taxons dont 1228 issus du lac Tonga et 676 du marais de Mekhada. Le lac Tonga s'est révélé être le site le plus dominant, avec une forte diversité observée à la station S1, tandis que le marais de la Mekhada était le moins diversifié. Les hémiptères et les odonates présentaient les groupes les plus fréquents. L'évaluation de la qualité de l'eau à l'aide des indices biotiques FBI, BMWP et ASPT a permis de révéler une qualité moyenne à douteuse : le FBI indique une qualité moyenne en 2021-2022. Le BMWP suggère une qualité douteuse à passable pendant l'année 2021-2022, à l'inverse passable à douteuse l'année 2022-2023, tandis que l'ASPT montre une qualité variant de moyenne à bonne sur toute la période d'étude. L'AFC étudie les ressemblances-disssemblances chez les individus en se concentrant sur leur organisation en des plans factoriels. le CAH utilise la similarité ou la dissimilarité des espèces selon les stations, l'ACP a été appliquée pour déterminer la typologie des sites. Les analyses réalisées au cours de notre travail prouvent qu'il y a une grave destruction de l'environnement au niveau des deux sites, due aux activités humaines et aux changements climatiques. Ces résultats accélèrent la nécessité de prendre des mesures de protection pour préserver ces zones humides importantes sur le plan écologique.

Mots clés : zones humides, Algérie, macro-invertébrés, indices écologiques, diversité, lac Tonga, marais de Mekhada.

Abstract

This study aims to evaluate the biological and ecological diversity of macroinvertebrates across different stations, while analyzing the influence of certain physico-chemical parameters of water (temperature, hydrogen potential, electrical conductivity, total dissolved solids (TDS) and salinity). These parameters showed significant variations between stations during the sampling seasons. A monthly sampling was carried out from the two RAMSAR sites, Lake Tonga and the Mekhada marsh, located in the region of El Tarf in Algeria over two successive cycles (2021-2023). The study covered nine stations, five in Lake Tonga and four in the Mekhada marsh. A total of 1904 specimens were sampled, representing 74 taxa including 1228 from Lake Tonga and 676 from the Mekhada marsh. Lake Tonga was found to be the most dominant site, with a high diversity observed at station S1, while the Mekhada marsh was the least diverse. Hemipterans and odonates presented the most frequent groups. The evaluation of water quality using the biotic indices FBI, BMWP and ASPT revealed a medium to doubtful quality: the FBI indicates a average quality in 2021-2022. The BMWP suggests a quality that is questionable to fair during the year 2021-2022, conversely fair to doubtful in the year 2022-2023, while the ASPT shows a quality ranging from medium to good over the entire study period. The AFC studies the similarities-dissimilarities in individuals by focusing on their organization within factorial plans. the CAH uses the similarity or dissimilarity of species according to the stations, the ACP was applied to determine the typology of the sites. The analyses carried out during our work prove that there is a serious destruction of the environment at the level of the two sites, due to human activities and climate changes. These results accelerate the need for protective measures to preserve these ecologically important wetlands.

Keywords: wetlands, Algeria, macroinvertebrates, ecological indices, diversity, lake Tonga, Mekhada marsh.

الملخص

تهدف هذه الدراسة إلى تقييم التنوع البيولوجي والبيئي للافقاريات الكبيرة عبر محطات مختلفة، مع تحليل تأثير بعض المعايير الفيزيائية والكيميائية للمياه (درجة الحرارة، والجهد الهيدروجيني، والتوصيل الكهربائي، والمواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS) والملوحة). أظهرت هذه المعايير اختلافات كبيرة بين المحطات ومواسم أخذ العينات. م إجراء أخذ العينات الشهرية في موقعي رامسار، بحيرة تونغا ومستنقع ميخادة، الواقعين في منطقة الطارف بالجزائر على مدى دورتين متتاليتين (2021-2023). غطت الدراسة تسع محطات، خمس في بحيرة تونغا وأربع في مستنقع ميخادة. تم أخذ عينات من إجمالي 1904 عينة، تمثل 74 تصنيفًا، بما في ذلك 1228 من بحيرة تونغا و676 من مستنقع ميخادة. وجد أن بحيرة تونغا هي الموقع الأكثر هيمنة، مع ملاحظة تنوع كبير في المحطة S1، بينما كان مستنقع ميخادة هو الأقل تنوعًا. كانت نصفيات الأجنحة واليقطينات هي المجموعات الأكثر شيوعًا. كشف تقييم جودة المياه باستخدام المؤشرات الحيوية FBI وBMWP وASPT عن جودة متوسطة إلى مشكوك فيها: يشير FBI إلى جودة متوسطة في 2021-2022. يقترح BMWP جودة مشكوك فيها إلى مقبولة في 2021-2022، وعلى العكس من ذلك جودة مقبولة إلى مشكوك فيها في 2022-2023، بينما يظهر ASPT جودة تتراوح من متوسطة إلى جيدة طوال فترة الدراسة. يدرس AFC أوجه التشابه والاختلاف بين الأفراد من خلال التركيز على تنظيمهم في التصاميم العالمية. يستخدم CAH التشابه أو الاختلاف بين الأنواع وفقًا للمحطات، وتم تطبيق ACP لتحديد تصنيف المواقع. تثبت التحليلات التي أجريت خلال عملنا أن هناك تدميرًا خطيرًا للبيئة على مستوى الموقعين، بسبب الأنشطة البشرية وتغير المناخ. تُسرّع هذه النتائج من الحاجة إلى اتخاذ تدابير وقائية للحفاظ على هذه الأراضي الرطبة ذات الأهمية البيئية.

الكلمات المفتاحية: الأراضي الرطبة، الجزائر، اللافقاريات الكبيرة، المؤشرات البيئية، التنوع البيئي، بحيرة تونغا، مستنقعات ميخادا.

Sommaire

Introduction	1
Chapitre I : Les macro-invertébrés et la bio indication	5
Définition	5
Habitation et écologie	5
Les paramètres influençant sur les invertébrés	6
paramètres abiotiques	6
paramètres biotiques	6
La notion de l'indication biologique	7
Les macro-invertébrés aquatiques et la bio indication	8
Les avantages des macro-invertébrés	9
Les inconvénients d'utilisation des invertébrés dans la bioindication	10
Chapitre II : Les zones humides Algérienne	
Définition	12
L'importance des zones humides Algérienne	12
Les zones humides de la numidie	13
Chapitre III : La présentation des sites d'étude	
La présentation de la région d'étude	17
La situation géographique	19
L'hydrographie	20
La topographie	20
La géomorphologie et hydrologie	22
La richesse zoologique et botanique	23
Richesse zoologique	23
La flore et la végétation	23

La pédologie	24
Les objectifs du parc national d'El-Kala	24
Les caractéristiques climatiques	24
Les températures mensuelles moyennes	24
Les précipitations mensuelles	26
Les vents	26
La présentation du site d'étude	27
La description du lac Tonga	27
La situation administrative	30
les facteurs de classement	30
La description du marais de la Mekhada	31
Chapitre IV : Matériel et méthodes	
L'enquête sur le terrain	36
Le choix de la station	36
L'échantillonnage de la macro invertébrée	36
Retenue des facteurs physicochimiques des sites explorés	36
Traitement, conservation et identification des spécimens	37
Formules d'analyse de la composition de la population	42
Les indices de diversité	42
Indice écologique de la composition	43
Indice écologique de la structure	44
L'indice de diversité de Shannon-Wiener	44
Indice de Margalef	45
L'indice d'équitabilité de Pielou	45
Indice de Simpson	46

Indice de similitude	46
Les indices biotiques d'évaluation de la qualité écologique des eaux	46
Les indices de tolérance a la contamination	47
L'indice d'Hilsenhoff ou Indice biotique des Familles (FBI)	47
L'indice anglais BMWP (Biological Monitoring Working Party)	48
L'indice multimétrique ASPT (Average score per taxon).	48
Traitement et analyses statistique des données	50
Analyses uni-variées	50
Analyses multi-variées	51
L'analyse factorielle des correspondances (AFC)	51
La Classification ascendante hiérarchique (CAH)	51
L'analyse en Composantes Principales (ACP)	52
Logiciels utilisés	52
Chapitre V : Résultats et discussion	
Les paramètres physicochimiques	52
La température de l'eau	54
le potentiel hydrogène	55
La conductivité électrique	56
Le total des solides dissous	57
La salinité	59
Analyse globale de la macrofaune	60
L'analyse des peuplements aquatiques du lac Tonga	60
L'analyse des peuplements aquatiques du marais de la Mékhada	63

Composition taxonomique des invertébrés	66
Composition taxonomique des insectes	66
Analyse des données	70
Les indices de structure écologiques	69
L'indice de similitude	70
Fréquence d'occurrence des taxons	71
L'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS)	72
Analyse Factorielle des Correspondances (AFC)	74
Classification ascendante hiérarchique (CAH)	75
L'analyse des composantes principales (ACP)	76
Les indices biotiques	78
L'indice biotique des Familles (FBI).	78
L'indice anglais BMWP (Biological Monitoring Working Party).	81
L'indice multimétrique ASPT (Average score per taxon).	84
Discussion	87
Conclusion	97
Perspectives	98
Les références bibliographiques	

Liste des tableaux

N°	Titre	Page
1	Les zones humides algériennes inscrites sur la liste Ramsar (Harbi 2016).	12
2	Liste des régions et des secteurs des zones humides en Algérie (Chalabi 1990).	26
3	Températures moyennes mensuelles et extrêmes (°C) enregistrées dans la zone d'étude (2010-2023)	26
4	Les précipitations moyennes mensuelles (T^0_c) de la région d'étude (2010–2023)	27
5	Caractéristiques des stations du lac Tonga et du marais du Mékhada	40
6	Qualité de l'eau associée à l'indice d'Hilsenhoff : FBI (Hilsenhoff 1988).	47
7	Valeur de l'indice BMWP' (Alba-Tercedor et Pujante 2000) et d'ASPT (Hynes 1998), et codes de couleur selon les catégories de bio-classification de la qualité de l'eau correspondante.	48
8	la qualité de l'eau associée à l'indice ASPT (Mandaville 2002).	48
9	La qualité physico-chimique de l'eau des cinq stations du lac Tonga en 2021-2022	52
10	La qualité physico-chimique de l'eau des cinq stations du lac Tonga en 2022- 2023	53
11	La qualité physico-chimique de l'eau des quatre stations du marais de la Mekhada en 2021-2022	53
12	la qualité physico-chimique de l'eau des quatre stations du marais de la Mekhada en 2022-2023	54
13	Taxonomie des cinq stations d'échantillonnage du lac Tonga	63
14	Taxonomie des quatre stations d'échantillonnage du marais de la Mekhada	65
15	Indices de diversité des neuf stations	70
16	Évaluation de la qualité biologique du lac Tonga de l'année (2021-2022)	79

	par le FBI	
17	Evaluation de la qualité biologique du marais de la Mékhada de l'année (2021-2022) par le FBI.	80
18	Evaluation de la qualité biologique de lac Tonga pendant l'année (2022-2023) par le FBI.	81
19	Évaluation de la qualité biologique du marais de la Mekhada pendant l'année (2022-2023) par le FBI.	81
20	Evaluation de la qualité biologique du lac Tonga de l'année (2021-2022) par l'indice BMWP	82
21	Évaluation de la qualité biologique du marais de la Mekhada de l'année (2021-2022) par l'indice BMWP.	83
22	Evaluation de la qualité biologique du lac Tonga de l'année (2022-2023) par l'indice BMWP.	84
23	Evaluation de la qualité biologique du marais de la Mekhada de l'année (2022-2023) par l'indice BMWP.	85
24	Evaluation de la qualité biologique du la Tonga et du marais de la Mekhada par l'ASPT pendant l'année (2021-2022)	86
25	Evaluation de la qualité biologique du la Tonga et du marais de la Mekhada par l'ASPT pendant l'année (2022-2023)	86

Liste des figures

N°	Titre	Page
1	Présentation de la région d'étude El Tarf.	18
2	Localisation du Parc National d'El-Kala.	19
3	Carte de la couverture végétale de la wilaya d'El-Tarf.	22
4	Changement des pressions mensuelles de la région d'El Tarf (2010–2023)	25
5	Carte de délimitation du bassin versant du lac Tonga.	26
6	Quelques espèces recensées dans la Mekhada (a : <i>Juncus acutus</i> ; b : <i>Typha angustifolia</i> ; c : <i>Znichellia palustris</i> ; d : <i>Ardea cinerea</i> ; e : <i>Plegadis fallcinellus</i>)	30
7	Carte de délimitation du marais de la Mekhada.	31
8	Assèchement des sites d'étude (a : le lac Tonga au mois de septembre 2022 ; b : le marais de la Mékhada le mois d'avril 2023).	32
9	Identification des larves de quelques macroinvertébrés (Observation personnelle 2023)	37
10	Carte de situation des stations d'échantillonnage au niveau du lac Tonga	38
11	Carte de situation des stations d'échantillonnage au niveau du marais de la Mékhada	39
12	Variations de la température dans le lac Tonga et le marais de la Mekhada (2021-2022)	55
13	Variation de la température dans le lac Tonga et le marais de la Mekhada (2022-2023)	55
14	Variation du pH du lac Tonga et marais de la Mékhada (2021-2022).	56
15	Variation du pH du lac Tonga et marais de la Mékhada (2022-2023).	56

16	Variation de la conductivité électrique du lac Tonga et du marais de la Mékhada (2021-2022).	57
17	Variation de la conductivité électrique du lac Tonga et du marais de la Mékhada (2022-2023).	57
18	Variation de TDS dans le lac Tonga et le marais de la Mékhada (2021 -2022).	58
19	Variation de TDS dans le lac Tonga et le marais de la Mékhada (2022 -2023).	59
20	Variation de la salinité dans le lac Tonga et le marais de la Mékhada (2021 - 2022).	60
21	Évolution de la salinité dans le lac Tonga et le marais de la Mékhada (2022 - 2023).	60
22	La répartition de l'abondance par ordres observée dans les stations étudiées.	61
23	Pourcentages des ordres récoltés au niveau du lac Tonga.	62
24	Pourcentages des ordres récoltés au niveau du marais de la Mekhada.	64
25	L'abondance des Hémiptères dans toutes les stations d'étude.	66
26	L'abondance des Odonates dans toutes les stations d'étude..	67
27	L'abondance des Coléoptères dans toutes les stations d'étude..	68
28	L'abondance des Ephéméroptères dans toutes les stations d'étude.	68
29	L'abondance des Diptères dans toutes les stations d'étude.	69
30	L'abondance des Haplotaxida dans toutes les stations d'étude.	70
31	Les indices de diversité des cinq stations du lac Tonga.	70
32	Les indices de diversité des quatre stations du marais de la Mekhada.	71
33	Le diagramme de Ven illustrant la diversité Beta entre les deux sites.	72
34	Fréquences d'occurrence (FC %) des différentes populations de macro-invertébrés recensées dans le lac Tonga.	72

35	Fréquence d'occurrence (FC %) des différentes populations de macroinvertébrés recensées dans le marais de la Mekhada.	73
36	Plan d'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS) montrant la densité macro-invertébrée entre les types d'habitat.	74
37	Diagramme de Shepard pour les résultats de mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS). La ligne pointillée désigne une relation linéaire complétée entre les distances calculées et les distances d'ordination.	74
38	Analyse Factorielle des Correspondances effectuée sur les 5 stations et 76 taxons.	76
39	Dendrogramme issu de la CAH de la matrice (9 stations x 76 taxons).	77
40	Projection des facteurs physico-chimiques analysés dans l'eau des 9 stations étudiées, sur le plan des deux originels axes factoriels de l'ACP d'une matrice.	78

La gestion de l'eau est cruciale car elle représente l'ensemble des ressources hydriques accessibles aux humains, aux cultures, au bétail et aux écosystèmes à diverses étapes de leur cycle. Ces ressources sont, désormais, limitées en quantité et en qualité, particulièrement dans les régions arides. Les eaux douces sont vitales pour la survie et le bon fonctionnement des écosystèmes (Tenkiano 2017).

Bien que les océans constituent la majeure partie de l'eau terrestre (97,61 %), suivis par la glace polaire (2,08 %) et les eaux souterraines (0,29 %). Selon Wetzel (2001), seulement 0,009 % de l'eau restante se trouve dans les écosystèmes d'eau douce, agissant comme stockage temporaire dans les lacs et les réservoirs terrestres. Ce faible pourcentage joue un rôle essentiel pour soutenir l'environnement, la société et l'économie. La biodiversité dulçaquicole est également très importante pour le fonctionnement des organismes et les cycles de la matière organique au sein de ces écosystèmes d'eau douce, qui, malgré leur petite surface sont confrontés à de sérieuses menaces (Sherman et Anderson 2002 ; Strayer et Dudgeon 2010).

Ces écosystèmes aquatiques sont menacés par une exploitation intensive, une pollution croissante et une population mondiale en pleine expansion ce qui met en péril la biodiversité aquatique (Sweeney et al. 2004).

D'après Chkir (2008), la rareté, la vulnérabilité et la répartition inégale des ressources en eau autour de la Méditerranée, engendrent un risque significatif de pénurie, exacerbé par la croissance démographique et le développement socio-économique.

La principale préoccupation mondiale du 21^{ème} siècle sera sans aucun doute celle des besoins grandissants en eau douce de haute qualité. Selon Belles (2012), les changements climatiques inévitables intensifieront ce défi en raison de l'augmentation de la fréquence des assèchements des cours d'eau, de la diminution probable du niveau de recharge des aquifères et des difficultés croissantes à maintenir une qualité adéquate de l'eau potable, les milieux aquatiques et d'autres usages.

Traditionnellement, la qualité des ressources en eau est évaluée par des paramètres physico-chimiques. De nombreuses études ont montré que ces analyses reflètent la qualité de l'eau au moment de l'échantillonnage, mais ne suffisent pas à appréhender l'ensemble des systèmes aquatiques, notamment en ce qui concerne la santé et l'intégrité des écosystèmes (Ofenböck et al. 2004 ; Park et Chon 2015). Pour évaluer la santé des écosystèmes à différents niveaux de la hiérarchie biologique, diverses méthodes sont utilisées, et les organismes vivants sont fréquemment employés comme indicateurs.

Les invertébrés aquatiques sont largement reconnus comme des composants essentiels et diversifiés des écosystèmes d'eau douce, capables de s'adapter à une multitude de conditions naturelles (Odum et al. 1979). En matière de suivi environnemental, l'utilisation des macro-invertébrés s'avère particulièrement efficace pour les analyses spatiales, permettant d'évaluer les niveaux de pollution. C'est pourquoi ils sont fréquemment privilégiés dans les études de bio-évaluation de la qualité de l'eau. Cependant, les activités humaines ont eu des répercussions significatives, provoquant d'importantes perturbations sur les communautés et la biodiversité de la macrofaune benthique (Nedeau et al. 2003).

De ce fait, une compréhension approfondie des facteurs responsables des altérations dans la composition des communautés de macro-invertébrés est primordiale. Cette connaissance est cruciale pour anticiper les évolutions potentielles des conditions écologiques des milieux aquatiques, notamment en étudiant les gradients de perturbation à différentes échelles taxonomiques (Trigal-Domínguez et al. 2009).

Selon Rosenberg et Resh, (1993), les macro-invertébrés sont d'excellents bio-indicateurs. Leur cycle de vie prolongé, leur mode de vie sédentaire, leur sensibilité à la pollution organique et la facilité de leur échantillonnage avec ces équipements peu coûteux (Moisan et Pelletier 2008) en font des outils précieux pour évaluer la qualité de l'habitat aquatique à moyen terme. D'après Lakhdar et al. (2014), ces organismes jouent un rôle essentiel dans la chaîne alimentaire des milieux aquatiques, servant de nourriture essentielle à de nombreuses espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux. L'évaluation et la surveillance de la qualité de l'eau s'appuient donc sur l'analyse des communautés de macro-invertébrés à différentes échelles spatiales et temporelles. Cette analyse inclut des paramètres tels que la diversité des espèces, la densité, la biomasse, la valeur de tolérance et diverses variables fonctionnelles et trophiques. La distribution ubiquiste des invertébrés, présents dans la plupart des environnements aquatiques, à différentes échelles spatiales et temporelles, renforce leur intérêt. En plus d'être faciles à repérer et à analyser, leur présence étendue les rend d'autant plus pertinents (Vindimian et Garric 1993). En outre, leur collecte a peu de conséquences néfastes sur le biote résident (Barbour et al. 1999). Les macro-invertébrés benthiques peuvent ainsi être utilisés pour évaluer la santé d'un cours d'eau en étudiant la diversité des espèces, la composition et les niveaux de tolérance.

La surveillance de la qualité environnementale repose sur deux méthodes complémentaires : l'analyse des paramètres physico-chimiques et l'application de technique d'observation et/ou

de quantification (Amiard et al. 1998). Pour une évaluation globale et fiable de la qualité des écosystèmes et de l'impact réel de la pollution, les méthodes biologiques sont essentielles, notamment l'utilisation d'indices biotiques basés sur la macrofaune d'invertébrés. Il est en effet préférable d'étudier directement les communautés biologiques touchées par les rejets urbains et industriels, plutôt que de se fier uniquement aux données abiotiques sur la qualité de l'eau (Cosser 1988).

Malgré une grande diversité taxonomique et des niveaux élevés de danger et d'endémisme des écosystèmes, ainsi que dans la vaste région de l'Afrique du Nord, l'Algérie manque cruellement de lois et de programmes visant à gérer, protéger et étudier la biodiversité et l'écologie de ces écosystèmes. Au cours des dernières décennies, la bio-surveillance des cours d'eau algériens s'est appuyée sur la macrofaune benthique pour étudier leur écologie, leur systématique et leur biogéographie, et pour dresser une liste des taxons. De nombreuses études ont déjà été menées, notamment celles d'Arab et al. 2004; Lounaci et Vinçon 2005 ; Zerguine et al. 2018 ; Zougaghe, 2010; Haouchine 2011; Khelifa 2013; Hamzaoui et al. 2015 ; Mammeri, 2015 ; Bouchelouche 2015; Sellam et al. 2017 ; Benzina 2019 ; Benhadji 2020; Saal et al. 2021 ; Mammeri et al. 2021; Samraoui et al. 2021.

Selon Boumezbeur (2004), l'Algérie abrite plusieurs zones humides considérées comme des ressources inestimables pour leur biodiversité et leur productivité naturelle. Plus de 1200 zones humides y sont recensées dont 52 sont reconnues d'importance mondiale (DGF 2004). Le nord-est de l'Algérie, l'une des régions les plus arrosées, est particulièrement riche en complexes lacustres essentiels. Le complexe de zones humides d'El Kala situé dans cette zone, est l'un des plus importants d'Afrique du Nord et du bassin méditerranéen en raison de sa position sur les voies de migration et de sa grande diversité, incluant des écosystèmes marins et lacustres, notamment le lac Tonga et le marais de la Mekhada.

Les lacs jouent un rôle crucial en attirant les visiteurs, favorisant ainsi le développement économique et touristique. L'amélioration de la qualité de l'eau et, par conséquent, de l'aspect esthétique et du caractère naturel d'un lieu augmente l'intérêt et la demande pour ces sites (Fournier et Bérubé 1997).

Notre étude avait comme objectifs l'étude des Chironomidae et les Oligochètes dans deux lacs importants du parc national d'El Kala. Malheureusement, ces objectifs n'ont pas été atteints à cause de plusieurs contraintes parmi lesquelles le changement climatique et la sécheresse qui a conduit à l'assèchement des sites pendant plusieurs mois des deux cycles d'étude. Pour ces

raisons nous n'avons pas pu tracer la check-list des taxons dont on a voulu explorer et le nombre d'espèces échantillonnées demeurent insuffisant pour accomplir à bien notre étude. Pour ce fait, nous avons dévié notre recherche vers l'utilisation de tous les macro-invertébrés dans la bio-indication.

Notre étude synthétise les informations concernant tous les macro-invertébrés collectées sur neuf stations entre le lac Tonga et le marais de la Mekhada au sein du Parc National d' El Kala. L'objectif était de :

- Analyser la distribution de la faune recensée en lien avec l'environnement afin d'approfondir notre compréhension sur l'écologie des espèces et de leur répartition et d'évaluer le degré et les causes de la pollution dans la région.
- Analyser la qualité physico-chimique de l'eau du lac Tonga et le marais de la Mekhada (Nord-Est, Algérie), à l'aide de différents paramètres mesurés à la fois sur place et au laboratoire.
- Fournir des informations sur la diversité et la densité des macro-invertébrés sur les lieux d'étude.
- Analyser la structure spatiale et l'organisation des macro-invertébrés benthiques en fonction des propriétés environnementales du lieu d'étude.
- Analyser la qualité hydrobiologique de l'eau et de l'environnement à l'aide d'indices biotiques.

Après une introduction générale, notre travail a été organisé en quatre grands chapitres. Le premier chapitre résume quelques généralités sur les macro-invertébrés et leur utilisation en bio indication. Le deuxième chapitre expose des données bibliographiques sur les zones humides et leur situation en Algérie. Le troisième a été consacré à la présentation de la zone d'étude. Ensuite le matériel et les méthodes utilisés pour l'étude. Le cinquième chapitre expose les résultats obtenus et leur discussion. Enfin, une conclusion générale avec les perspectives attendues.

Chapitre I :

*Les macro-invertébrés et la bio
indication*

Chapitre I : Les macro-invertébrés et la bio indication

I-1- Définition

Les macro-invertébrés sont représentés par les crustacés, les mollusques, les Annélides et les insectes, qui représentent presque 95 % des macro-invertébrés aquatiques (Lee et al. 2006). Ceux-ci sont localisés dans la colonne des eaux courantes et stagnantes (Koudenoukpo et al. 2017). Ils participent par leur diversité et abondance au fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Kratzer 2002).

Les macro-invertébrés forment un maillon essentiel de la chaîne trophique et jouent le rôle de source alimentaire pour de nombreux poissons et oiseaux d'eau. Ils atteignent généralement leur phase adulte dans le milieu aérien (Johnson et Dropkin 1993; Gammonley et Laubhan 2002 ; Tenkiano 2017).

Ils constituent également la base de plusieurs indices biotiques, fondés sur l'abondance et la richesse spécifique (Rosenberg et Resh 1993 ; Metcalfe-Smith 1996). En raison de leur grande diversité, de leur tolérance à la pollution selon les groupes, et de leurs réactions aux perturbations environnementales, les macro-invertébrés sont considérés comme d'excellents indicateurs pour l'évaluation écologique d'un écosystème (Rosenberg et Resh 1993).

I-2 Habitat et écologie

Deux grands groupes de macro-invertébrés peuvent être identifiés selon leur localisation dans un environnement aquatique (Zahradnik et Chvala 1991 ; Klaus 2001 ; Cheruvelil et al. 2002). Il s'agit des macro-invertébrés benthiques et des macro-invertébrés pélagiques.

Certains macro-invertébrés vivent pendant toute leur vie dans le milieu aquatique, tandis que d'autres n'y restent que pendant la saison de pluie, comme les diptères. Une distinction peut se faire par leur exigence écologique entre les organismes de mésohabitat; ainsi, certains diptères sont dans les sédiments, d'autres sur les bords de différents végétaux de support (Tim 1982 ; Mouthon et Kuiper 1987). En général, les insectes complètent leur cycle de vie, se reproduisent et se nourrissent dans différents endroits.

D'après Elouard (1981), la plupart n'ont qu'une phase aquatique, surtout les stades immatures. C'est le cas des Éphéméroptères, des Plécoptères, ainsi que de la plupart des Nématocères. Par contre, certains coléoptères sont aquatiques aux stades larvaire, nymphal et imaginal.

Les autres insectes ne sont pas réellement aquatiques, mais vivent à proximité des plans d'eau comme de nombreuses mouches, les Veliidae et des Hygrometridae.

I-3 Les facteurs qui influencent les macro-invertébrés

I-3.1 Les facteurs abiotiques

La richesse spécifique et l'abondance des macro-invertébrés sont profondément influencés par les facteurs physiques et chimiques du milieu dans lesquels ils vivent. En effet, ils sont sensibles à la température, à l'oxygène dissous, au pH, etc., ainsi qu'aux autres propriétés de l'eau. Ces modifications peuvent provoquer des altérations dans la composition des peuplements benthiques et pélagiques.

Des niveaux élevés de pollution de l'eau peuvent entraîner la réduction, voire la disparition des espèces les plus sensibles, diminuant ainsi le nombre d'espèces capables de survivre dans des conditions extrêmes. Par conséquent, la pollution peut considérablement appauvrir la diversité des macro-invertébrés dans milieu donné (Boudrari 2022).

I-3.2 Les facteurs biotiques

Les relations entre les espèces, telles que la compétition pour la nourriture jouent un rôle clé dans la disparition de certaines d'entre elle. D'ailleurs, un habitat dégradé peut entrainer le déclin des populations des espèces prédatrices conduisant à l'affectation de tous les niveaux de chaine alimentaire (Cassier et al. 1998).

Voelz et Mcarthur (2000) ont trouvé que l'abondance des espèces composant une population est indépendante sa composition spécifique. Elle est influencée par un grand nombre de facteurs environnementaux et interspécifiques tels que : la stabilité de l'environnement, la concurrence et de la prédation(Boudrari 2022).

I-4 La bio-indication

C'est l'utilisation d'êtres vivants pour évaluer la qualité d'un milieu. Certains organismes sont sensibles aux polluants et servent d'indicateurs biologiques et ceci par leur présence, leur absence ou leur comportement (Blandin 1986 ; Hart et al. 1999).

En comparaison aux données chimiques, la surveillance biologique est une méthode de mesure environnementale rentable pour évaluer la dégradation des habitats aquatiques et la perte de biodiversité causée par les perturbations anthropogéniques (Hynes 1960 ; Hawkes 1979; Karr 1991 ; Rosenberg et Resh, 1993).

L'évaluation de la qualité de l'eau est réalisée par la méthode classique consistant à mesurer les paramètres physico-chimiques, et les comparer à des normes approuvées. Cette technique a plusieurs inconvénients, car elle peut signaler des effets qui n'existent pas, ou ne pas signaler des effets qui existent (Thomas 1993). Par contre, la bio surveillance prend en compte les effets combinés des produits chimiques, les effets d'une pollution plus lourde et les effets des perturbations environnementales telles que l'eutrophisation, la présence d'espèces végétales ou la destruction d'habitats (Bellan 1984). Selon Blandin (1986), les bio-indicateurs sont des animaux ou des plantes qui, par leurs propriétés physiques, éthologique ou écologique indiquent le niveau de dégradation de l'environnement. Ils décrivent donc les variations naturelles ou induites de l'environnement. Un bon indicateur biologique doit avoir des exigences environnementales afin qu'un lien direct puisse être établi entre sa présence ou son absence et les facteurs environnementaux (Touzin 2008). Lors de l'utilisation de méthodes biologiques, de différents types de bio indicateurs peuvent être utilisés, tels que les diatomées, les macrophytes, les macro-invertébrés benthiques et les poissons qui sont sensibles au manque d'oxygène, ou la pollution par des métaux lourds (Touzin 2008).

I-5 Les macro-invertébrés aquatiques et la bio indication

Les macro-invertébrés aquatiques peuvent être utilisés pour détecter différents types de pollution comme la pollution organique, la pollution par les métaux lourds, l'impact de l'activité anthropique mais aussi pour identifier l'acidification du milieu (Woodcock et Huryn, 2007 ; Moisan et Pelletier 2014). Etant donné que certains taxons comme les Plécoptères, les Trichoptères et certains Éphéméroptères ont besoin d'une eau riche en oxygène et sont donc les plus sensibles à la pollution. Contrairement aux Tubificidae, les Syrphidae, les Chironomidae, les Oligochètes et les Bivalves sont les macro-invertébrés les moins sensibles. Ces taxons, peuvent survivre dans des conditions d'anoxie où l'oxygène a été enregistré à des niveaux très bas et la température marque des chiffres élevés.

I-6 Les avantages des macro-invertébrés

Selon Gagnon et Pedneau (2006), ils sont généralement au nombre de huit et offrent un signal d'un effet direct sur le site indiqué.

- ✓ Leur échantillonnage est facile et peut être réalisé par n'importe quel chercheur.
- ✓ Leur identification au niveau familial, leur transport depuis le site, ainsi que leur conservation sont bien faciles (Chessman 1995).
- ✓ Ils jouent un rôle primordial dans la chaîne trophique aquatique, car ils sont l'origine principale de nourriture pour les poissons, amphibiens et insectes. Ils doivent donc être en abondance suffisants avec une distinction essentielle pour maintenir l'environnement de la rivière en équilibre, actif et en bonne santé.
- ✓ Ce sont des organismes vivants qui relient de nombreuses composantes de l'environnement, telles que l'habitat et la pollution, car ils ont une longue durée de vie qui peut varier de quelques mois à deux ans ou trois (Camargo et al. 2004 ; Pelletier et al. 2002). Par contre, aux analyses chimiques, les macro-invertébrés benthiques peuvent détecter les perturbations qui se sont produites même s'ils ne sont pas présents au moment des prélèvements (Chessman 1995).
- ✓ Leur adaptation aux variations de la qualité de l'eau est élevée ;
- ✓ Leur présence dans les écosystèmes aquatiques est permanente ;
- ✓ Ils ne constituent pas un moyen économique ou de divertissement ;
- ✓ Ils combinent des facteurs saisonniers et des différences dans les conditions chimiques, physiques et biologiques de l'eau.
- ✓ Leur tolérance à la pollution est variable.

I-7 Inconvénients de l'utilisation des macro-invertébrés dans la bioindication

- a) les données obtenues peuvent être influencées par le degré de responsabilité de leur échantillonneur.
- b) leur utilisation ne permet pas de préciser la source de pollution à laquelle ils sont confrontés (Pelletier 2002).

Chapitre II :

Les zones humides Algériennes

Chapitre II : Les zones humides Algériennes

Les zones humides sont des aires comprises dans certaines régions du globe riches en eau (Skinner et Zalewski, 1995). Leur nature est étroitement en relation avec le type hydrologique et spécialement avec les modes d'alimentation en eau et la nature de l'écoulement d'eau, la situation du bassin versant... etc (Mathieu 2006).

Ces zones sont très réputées pour l'importance de leur environnement puisqu'elles constituent un refuge pour la biodiversité (Fustec et Lefeuvre 2000 ; Mathieu 2006 ;Maman et Vienne 2010).

II.1. Définition

Selon les articles 1.1 et 2.1 de la convention de Ramsar, les zones humides incluent tous les types d'étendues stagnantes ou courantes, douces ou marines dont la profondeur est inférieure ou supérieure à six mètres (Davis 1996). Ces zones constituent des habitats importants pour les espèces d'oiseaux d'eau (Ramsar 2013).

On distingue cinq types essentiels de zones humides :

- Zones humides marines ou côtières
- Les estuaires
- Zones humides lacustres : les lacs, et les cours d'eau.
- Zones humides palustres : mares et tourbières.

Il y a aussi des zones humides artificielles comme les étangs d'aquaculture les étendues aquatiques d'irrigation, les champs de riz, les salières...(Ramsar 2013).

L'Algérie, occupant une place géographique importante, compte plus de 254 zones humides (Tableau 1)(Medouni 1996 ; Direction générale des forêts 2004). Ces dernières sont caractérisées par leur diversité faunistique, floristique et climatique. De plus, elles ont été distribuées en six régions géographiques, chacune étant constituée d'un ou plusieurs secteurs qui recouvrent au moins un site Chalabi (1990) (Tableau 2).

Tableau 1 : Les zones humides algériennes inscrites sur la liste Ramsar
(Harbi 2016).

Nom de la zone humide	Année d'inscription	Superficie (ha)	Wilaya
1 Lac Tonga	1982	2700	El Tarf (PNEK)
2 Lac Oubeïra	1982	2200	El Tarf (PNEK)
3 Le lac des oiseaux	1999	120	El Tarf
4 Chott Ech Chergui	2001	855500	Saida, Naama,
5 Guerbes	2001	42100	Bayadh
6 Chott El Hodna	2001	362000	Skikda
7 Vallée d'Iherir	2001	6500	M'sila
8 Gueltates d'issikarassene	2001	3500	Ilizi
9 Chott Merouane et Oued Khrouf	2001	337700	Tamanrasset
10 Marais de la Macta	2001	44500	El Oued et Biskra
11 Oasis d'Ouled Saïd	2001	25400	Mascara, Oran
12 Sebkha d'Oran	2001	56870	Mostaganem
13 Oasis de Tamentit et Sid Ahmed Timm	2001	95700	Adrar (Commune
14 Oasis de Moghrar et Tiout	2002	195500	Ouled Saïd)
15 Zehrez Chergui	2002	50985	Oran
16 Zehrez Gharbi	2002	52500	Adrar
17 Gueltates d'Affilal	2002	20900	Tamentit
18 Grotte de GharBoumâaza	2002	20000	Nâama
19 Marais de la Mekhada	2002	8900	Djelfa
20 Chott Melghir	2002	551500	Djelfa
21 Lac de Réghaïa	2002	842	Tamanrasset
22 Lac Noir	2002	5	Tlemcen
23 Aulnaies d'AïnKhiar	2002	170	El Tarf
24 Lac de Béni Bélaïd	2002	600	El Oued et Biskra
25 Cirque d'AïnOuarka	2002	2350	Alger (Commune
26 Lac de Fetzara	2002	20680	Réghaïa et
27 Sebkhet El Hamiet	2004	2509	Heraoua)
28 SebkhetBazer	2004	4379	El Tarf ((PNEK)
29 Chott El Beïdha-Hammam Essoukhna	2004	12223	El Tarf ((PNEK)
30 GaraetAnnkJemel-El Merhssel	2004	18140	Jijel
31 GaraetGuellif	2004	24000	Nâama
			Annaba
			Sétif
			Sétif
			Sétif

Chapitre II : Les zones humides Algériennes

			Oum el Bouaghi Oum el Bouaghi
32 Chott Tinsilt	2004	2154	Oum el Bouaghi
33 Garaet El Taref	2004	33460	Oum el Bouaghi
34 Dayet El Ferd	2004	3323	Tlemcen
35 OglatEdaïra	2004	23430	Nâama
36 Les Salines d'Arzew	2004	5778	Oran
37 Le lac de Tellamine	2004	2399	Oran
38 Le Lac Mellah	2004	2257	El Tarf ((PNEK)
39 Sebkhet El Meleh (Lac d'El Goléa)	2004	18947	Ghardaia
40 Chott Oum Raneb	2004	7155	Ouargla
41 Chott Sidi Slimane	2004	616	Ouargla
42 Chott Aïn El Beïda	2004	6853	Ouargla
43 Chott Boulhilet	2009	856	Oum el Bouaghi
44 SebkhetEzzmoul	2009	6765	Oum el Bouaghi
45 Chott Timerghanine	2009	1460	Oum el Bouaghi
46 Marais de Bourdim	2009	11	El Tarf ((PNEK)
47 Vallée de l'oued Soummam	2009	12453	Bejaia
48 Lac du Barrage de Boughzoul	2011	9058	Médéa
49 Ile de Rachgoun	2011	66	Ain Temouchent
50 Nechaa Oum Laagareb	2011	729	El Tarf

Tableau 2 : Liste des régions et des secteurs des zones humides en Algérie (Chalabi 1990).

Régions	Secteurs
Le Nord-est	Secteur d'el Kala (3 sites) Secteur de Mekhada (3 sites) Secteur de Fetzara (1 site) Secteur de Skikda (3 sites)
Le constantinois	Secteur de Sétif (8 sites) Secteur d'Oum El Bouaghi (12 sites)
Région Sud-est	Secteur de Biskra (8 sites) Secteur de Touggourt (8 sites)
Région de centre	Secteur de Réghaia (1 site) Secteur de Boughzoul (3 sites)
Région Sud Centre	Secteur de Menia (2 sites)
Région de l'Ouest	25 sites

II.2. Importance des zones humides d'Algérie

L'Algérie s'est adhéree à la convention de Ramsar à partir de novembre 1983 et les deux premiers sites inscrits sur la liste des zones humides d'importance internationale sont le lac Tonga et le lac Oubeïra, qui sont localisés dans le Parc National d'El Kala à la wilaya d'El Tarf.

D'autres sites algériens situés principalement au niveau du complexe d'El Kala ont rejoint la liste des zones humides d'importance internationale comme par exemple le Lac des Oiseaux en mars 1999. Ce complexe situé au Nord-Est de l'Algérie est très diversifié climatiquement et englobe une multitude de biotopes.

La partie nord-ouest où la pluviométrie est moins importante et l'eau y est presque salée comptent plusieurs zones humides citant : la sebkha d'Oran et les marais de la Macta, le chott El Hodna, le chott Melghir et le chott Chergui, qui sont des lacs continentaux salins peu profonds qui se sont développés au Pléistocène et qui s'étendent sur une vaste étendue de plusieurs millions de kilomètres carrés.

Pour la bonne gestion et dans le but de garantir la pérennité de ces zones, l'Autorité de la Convention de Ramsar en Algérie et la Direction générale des Forêts ont inscrit 42 sites sur la liste de la Convention de Ramsar des zones humides d'importance internationale. Ces zones couvrent 2 959 000 ha et la majorité d'entre elles ont été planifiées entre 1982 et 2004 (Boucherit 2014).

II.3. Les zones humides de la Numidie

La Numidie est un complexe écologique de grand intérêt scientifique, culturel, touristique et socioéconomique (Nedjah 2003). Grâce à sa richesse faunistique et floristique et la diversité de leurs biotopes, la Numidie englobe beaucoup de zones humides qui sont uniques au Nord de l'Afrique (Van Dijk et Ledant 1980).

En effet, ces zones sont caractérisées par l'existence d'espèces d'origines biogéographiques distinctes (Samraoui et al. 1992 ; De Bélair et Samraoui 1994; Samraoui et al 1998; Samraoui et Menai 1999) et d'espèces reliques d'origine afrotropicale (Samraoui et al 1993; Samraoui et De Bélair 1997; Boucenna 2012). La Numidie correspond à la partie nord-est de l'Algérie et

constitue la partie orientale du Tell (Marre 1992). Ce territoire s'étend le long de la mer Méditerranée depuis la frontière tunisienne jusqu'au bassin de Guerbès-Senhadja. La limite sud est formée par le relief nord du Tell l'Atlas.

L'oued Seybouse divise ce territoire en deux vastes zones : la Numidie orientale qui englobe le complexe humide d'Annaba-El Kala et la Numidie occidentale, incluant le complexe de Guerbès-Senhadja et le lac Fetzara. C'est une partie caractéristique de tout le Maghreb avec ses meilleures zones humides abritant des espèces très variées (méditerranéenne, tropicale, atlantique et septentrionale) (Samraoui et De Bélair 1998; De Bélair 2005 ;Chafai et Selaimia 2018).

Les principales zones humides de la Numidie orientale sont :

- Le marais de la Mékhada (site Ramsar), ce marais couvre une superficie de 10 000 ha ; après le lac Fetzara (14 000 ha), c'est le deuxième site le plus grand de la Numidie (De Bélair et Bencheikh 1987). Il a une salinité proche de 4,6 g/l avec une profondeur moyenne de 1 m. L'eau est caractérisée par ses assèchements annuels entre juin et novembre, et offre une végétation très variée couvrant plus de 90 % du marais (Boumezber 1993). Le Marais de Bordim ; marécage à une végétation dense d'*Alnus glutinosa*, *Salix pedicellata* et *Scirpus lacustris* (Samraoui et al. 1998; Samraoui et al. 2012).

- Le lac Oubeira (site Ramsar), ce lac s'étend sur une superficie de 2600 ha et une profondeur de 3m, c'est le lac le plus profond de la région (Morgan et al. 1982). Elle est limitée par les crêtes septentrionales, au nord-est Djebel Boumerchen, à l'est les monts d'El-Kala, à l'ouest le bassin versant du lac Mellah et au sud-est la forêt de l'Oubeira (Samar 1999).

- Le lac Mellah (site Ramsar), d'une superficie de 800 ha, c'est un ancien bassin qui a été envahi par la mer et s'est transformé en lagune alimentée spécialement par l'oued Al-Aroug et l'oued Mellah au sud, tandis que par l'oued Reguibet et l'oued Boumalek au nord (Kherifi et Kherici 2012).

- Le lac des Oiseaux (site Ramsar) tire son nom du grand nombre d'oiseaux qui y hivernent (65 espèces d'oiseaux) (Houhamdi et Samraoui 2008). Il fait face au Koudait Nemlia au nord-est depuis la magnifique station lacustre (Samraoui et al. 1992). Il a environ 70 ha de superficie en hiver et 40 ha en été (Houhamdi et Samraoui 2002).

- Le lac bleu : C'est un court lac d'eau douce, avec une surface de 1,5 à 3 ha. Sa profondeur ne dépasse pas 2 m, localisé dans une composition dunaire au nord-est du lac Mellah. Selon [Samraoui et De Bélaïr \(1998\)](#), il est bordé au nord par Koudiat El Rhar, au sud-ouest par Koudiat Ain Erroumi, à l'ouest par Koudiat Terch et à l'est par Koudiat El Achêch.

- Lac Noir : il fait partie des zones humides tropicales de 5 à 6 ha suivant les saisons, il forme un des lieux d'intérêt exceptionnel dans l'Afrique du Nord. Malheureusement, ce lac est asséché et sa végétation a été brûlée en 1991 et 1993 ([De Bélaïr et Samraoui 1994](#)).

- Le lac Tonga (site Ramsar) est délimité à 5 km au sud-est d'El-Kala et à 65 km d'Annaba. Ses coordonnées géographiques sont 36° 51' 511 nord – 8° 30' 100 est. Sa largeur allant de l'est à l'ouest est de 3,5 km en moyenne. Quand il est plein, la superficie du lac Tonga est estimée à 2300 ha. Grâce à son eau les inondations hivernales sont plus ou moins minimisées car elle retient les sédiments qui sont emportés à la surface de l'eau et contribuent à le remplir ([Raachi 2007](#)).

Chapitre III :

La présentation des sites d'étude

Chapitre III : La présentation des sites d'étude

III.1. Présentation de la région d'étude

La région d'El Tarf est située au nord, limitée par la mer Méditerranée, et à l'est par la frontière algéro-tunisienne. Elle est entourée par les wilayas de Souk Ahras et Guelma au sud et par la wilaya d'Annaba à l'ouest. Sur le plan écologique, cette région est l'une des plus importantes, en raison de sa position géographique, de son climat, de ses lacs et de la présence de son parc naturel régional couvrant environ 78 000 hectares (Marre 1992).

Elle se caractérise par la plaine sublittorale en lien avec celle de Ben M' hidi et par de petites plaines où l'on distingue d'est en ouest : les plaines d'El Frin, d'Ain El Assel, d'El Tarf, de Bouteldja et du lac des oiseaux. Les zones basses de collines périphériques sont également incluses dans cette région (Belouahem 2012) (Figure 1).

Le territoire du parc comprend également cinq sites classés sur la liste Ramsar comme habitats de sauvagine : le lac Tonga (2600 hectares), Oubeira (2200 hectares), la réserve intégrale de la tourbière du Lac Noir, les aulnaies d'Ain Khiair (180 hectares), ainsi que le lac Mellah (800) et le lac Bleu, qui ont été divisés en 2004, et plus récemment, le marais de Bourdim (11 hectares) en 2009. Tout en étant proche d'autres zones humides non moins importantes : le marais de la Mekhada et le lac des oiseaux (Figure 1). Qui sont classées également des sites Ramsar (Bakaria 2002).

Administrativement, le parc national d'El-Kala est localisé dans la wilaya d'El-Tarf et comprend huit communes : El-Tarf, El-Kala, El-Aioun, OumTheboul, Bougous, Bouteldja, Ain Assel et Berihane (Kadid 1989).

Le tourisme, la pêche et l'agriculture constituent les principales activités économiques de la zone du PNEK, comme en témoignent les ressources économiques. Cependant, leurs rencontres spatiales et temporelles mettent en lumière des éléments néfastes pour la préservation de cet environnement: surpâturage, pêche, tourisme balnéaire anarchique et de nombreuses activités illégales (Bouazouni 2004).

Il s'agit du hot spot de la Méditerranée, qui, avec ses zones humides et la Numidie côtière, offre une composition aussi significative, notamment d'origine florale algérienne (Véla et Benhouhou 2007).

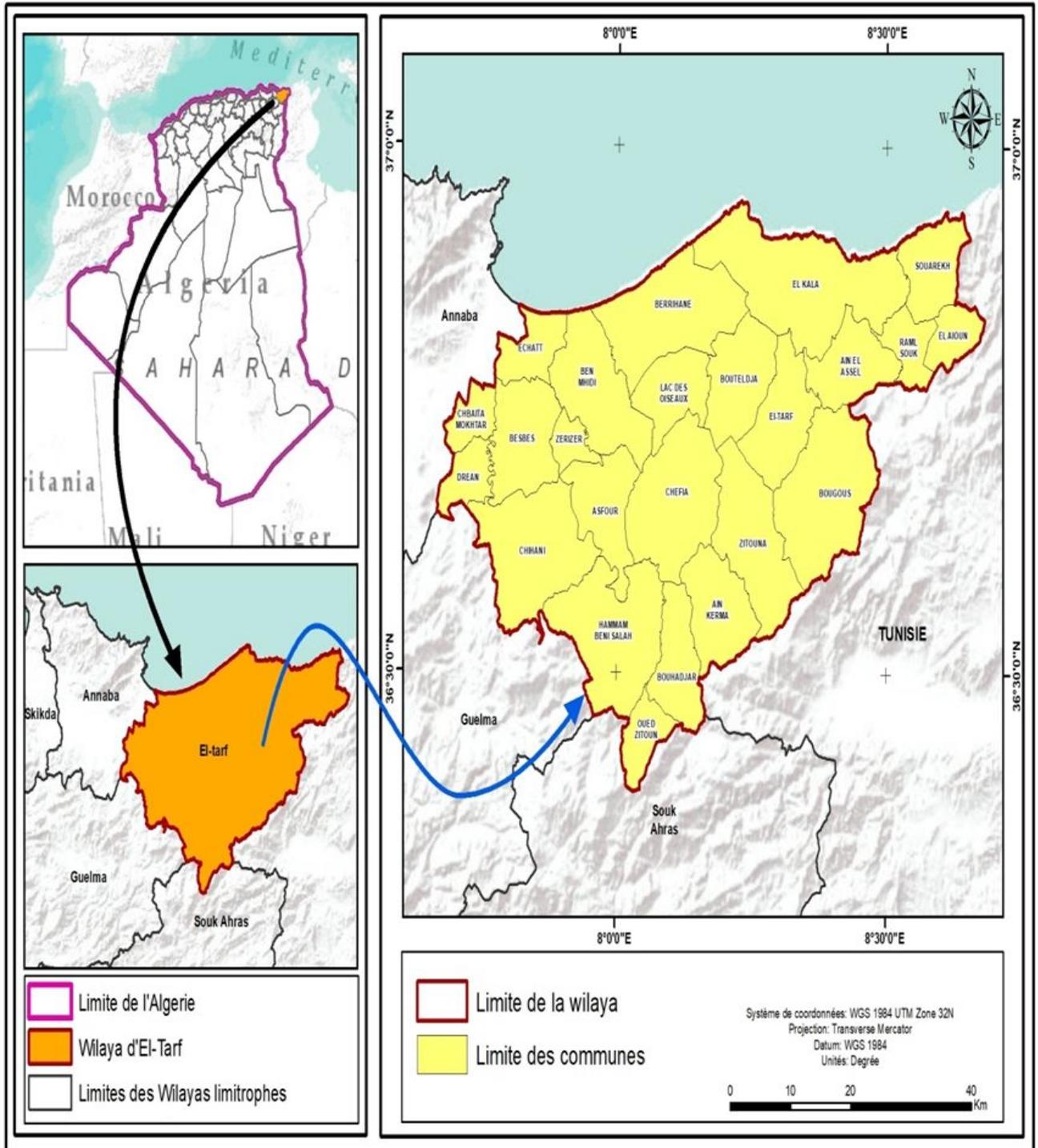


Figure 1. Présentation de la région d'El Tarf

III.2. Situation géographique

Le parc national d'El Kala se trouve au nord-est du Tell algérien, entouré par les dunes méditerranéennes au nord, la frontière algéro-tunisienne à l'est, la Medjerda au sud et par la ville d'El Tarf ainsi que le vaste marais de la Mekhada à l'ouest (**Figure 2**). Il s'étend entre les coordonnées 36° 43' N et 36° 57' N et 7° 43' E à 8° 37' E. Il comprend trois secteurs principaux: Brabtia, Tonga et Bougous (**Benyacoub et Chabi 2000**) (**Tableau 4**).

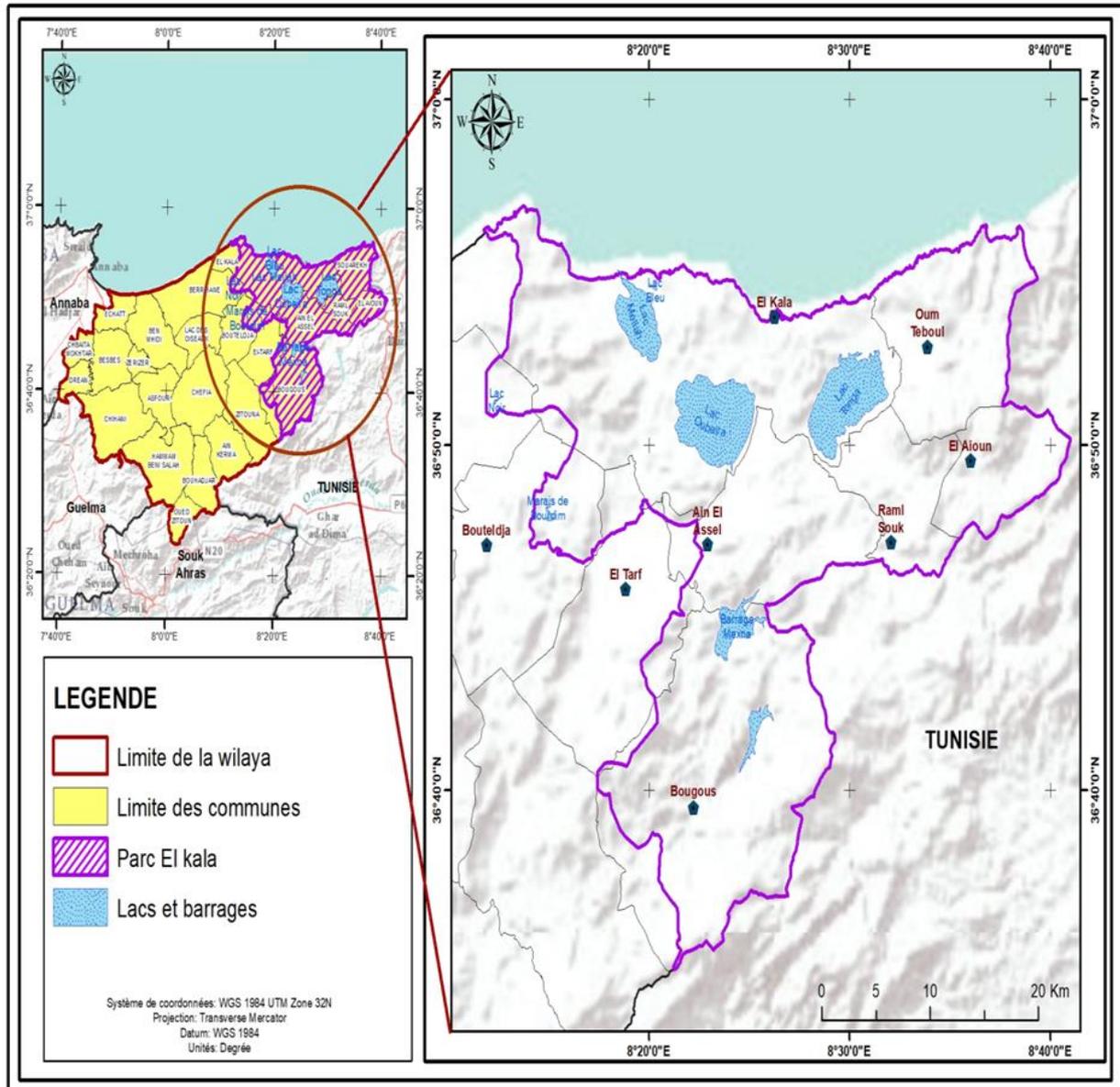


Figure 2. Localisation du Parc National d'El-Kala.

III.3. Hydrographie

Le PNEK est caractérisée par la présence d'une multitude d'étendues stagnantes, comme le lac Tonga, le lac Oubeïra, le marais de Bourdim, le lac Bleu, le lac Mellah et d'autres zones d'importance écologique similaire (**Tableau.5**). La zone Est du PNEK présente un manque de drainage. La frontière algéro-tunisienne est drainée par de nombreux cours d'eau qui prennent leur source dans les eaux principales et se terminent au plateau d'Oum Teboul. Le lac Tonga est alimenté par l'affluent de l'oued El-Hout. La nappe phréatique est alimentée par une autre partie qui pénètre. Un certain nombre de marécages et d'argiles de Numidie se manifestent. Au sud, il y a trois cours d'eau : l'oued El-Kebir, l'oued Mellila et l'Oued Bougous (**Joleaud 1936**).

III.4. Topographie

Selon **Joleaud (1936)**, les principaux éléments constitutifs du parc national d'El Kala sont :

- Un reliquat dunaire qui longe la côte sur 40 km et qui s'enfonce au sud jusqu'au pied du djebel Segleb en s'enfonçant jusqu'à 24 km dans les terres ;
- des prairies soutenues par la Medjerda.
- Des reliefs gréseux de faible altitude (180-300 m) se terminant par des collines au nord. L'est et l'ouest de la Medjerda sont situés à une altitude moyenne d'environ 1100 m, dans la partie sud du nord de la Medjerda(**De Bélaïr 1990**).

- **Écosystème forestier**

La majorité des ressources forestières de la région d'Annaba-El-Kala sont constituées de chêne zeen (2716 ha), de peupliers, d'ormes (621 ha), de chêne liège (43000 ha), d'aulnaie (3000 ha), de pin maritime (5153 ha), de pin d'Alep (20 ha), de maquis 10 649 hectares, d'Acacia sp (1000 hectares) et de forêts d'eucalyptus (8508 hectares)(**Figure 3**)(**Bentouili 2007**).

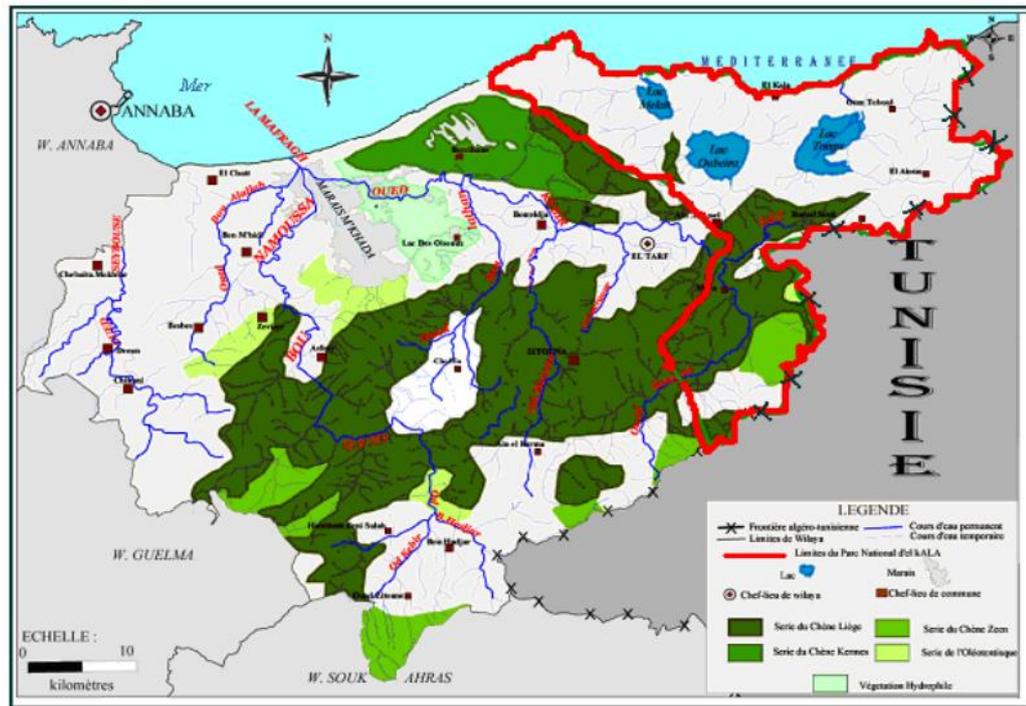


Figure 3. Carte de la couverture végétale de la wilaya d'El-Tarf (Bentouili 2007).

- **Ecosystème lacustre**

Les zones humides constituent les deux tiers de la superficie d'Annaba-El Kala, incluant lacs, marécages, lagunes et ripisylves. La région abrite trois grands lacs d'importance mondiale, dont le lac Mellah (eau salée), relié à la Méditerranée et formant une riche réserve intégrale de 860 hectares. Les lacs Tonga (saumâtre, environ 2600 hectares) et Oubeira (eau douce, environ 2200 hectares), tous deux peu profonds, sont des étapes cruciales sur la route migratoire de millions d'oiseaux venant d'Europe et d'Asie pour l'hivernage ou la reproduction. La région d'El Kala, avec ses lacs, est reconnue comme un centre international de biodiversité et le plus grand site d'hivernage ornithologique du bassin méditerranéen en particulier durant la traversée du Sahara en hiver (Draïdi 2014).

- **Ecosystèmes marin et dunaire**

Le littoral entre Cap Segleb (Cap Roux) et le Cap Rosa s'étend sur environ 50 km et est caractérisé par une roche corallienne abritant une riche biodiversité marine. La pêche intensive du corail, interdite par les autorités algériennes pendant dix ans pour favoriser sa régénération, a fortement affecté cet écosystème. L'apport en nutriments des eaux douces des lacs côtiers enrichit les fonds marins, créant un environnement sous-marin unique. Le littoral de la réserve d'El Kala est également marqué par des plages, dunes, falaises, offrant un habitat de nidification pour de nombreuses espèces d'oiseaux. Les dunes

côtières, culminant entre 20 et 120m, sont consolidées par une végétation dense et variée (Draïdi 2014).

III.5.Géomorphologie et hydrologie

D'après De Belair, (1990), le relief du PNEK est composé d'une série de dépressions. Certaines sont occupées par des zones lacustres ou marécageuses, d'autres par des collines élevées aux formes variées telles que les dômes, escarpements ou crêtes, généralement recouvertes par une végétation dense. En allant du nord vers le sud du parc, on remarque un ensemble de collines basses, dont la hauteur varie entre 30 et 310 mètres (en moyenne 100 m), comme celle du djebel Ksouri. Il est probable que ces reliefs soient d'origine dunaire, proches des zones littorales ou sablonneuses. Ce système s'étend sur une quinzaine de kilomètres vers le sud et aboutit à la vallée de l'Oued Kébir. Au-delà de cette vallée, le relief devient plus marqué atteignant environ 500mètres d'altitude. On y trouve alors des montagnes plus élevées, principalement constituées de grès, comme les monts de Bougous. Plus au sud, le relief devient encore plus important, culminant 1202 mètres au niveau du djebel Ghora, le point le plus haut de la région. Celle-ci se distingue aussi par sa richesse en ressources hydrologiques, traversée par trois grandes zones de distribution des eaux (Lakhdara 2016).

III.6. Richesse zoologique et botanique

III.6.1.Richesse zoologique

La diversité faunistique a été mise en évidence par Benyacoub et al. (1998). En effet, la région compte au moins 37 espèces de mammifères, dont sept sont rares. On y trouve également 214 espèces d'oiseaux, dont 75 hivernantes et 139 nicheuses. Du côté des reptiles, 17 espèces ont été recensées parmi lesquelles six sont peu communes et deux sont rares. Concernant les insectes, on a identifié 40 espèces d'Odonates, 50 espèces de Syrphidés, 45 espèces de Carabidés et 31 espèces de Lépidoptères (Benyacoub et al. 2007).

La région se caractérise par la présence de nombreux mammifères notamment le renard roux ou doré, le lynx caracal, la mangouste et l'hyène rayée ainsi que le cerf de Barbarie.

III.6.2.La flore et la végétation

Grâce à sa position dans des zones humides et à son climat méditerranéen, la flore du PNEK est riche et diversifiée. On y trouve notamment des plantes médicinales sous forme de poudre, de tisanes ou sous forme de préparations (comme des teintures ou des extraits). Les plantes

aromatiques les plus fréquentes sont l'olivier, le lentisque, la menthe, la lavande, le laurier et le thym. Cette région se distingue aussi par une forte présence d'espèces endémiques, rares et très rares, représentant 15 % de la flore rare à l'échelle nationale. Environ un tiers de la flore d'Algérie se trouve dans le PNEK, soit 840 espèces (De Belair 1990). On y trouve également 114 espèces de lichens, dont 53 sont protégées, et 165 espèces de champignons. La flore du parc est un véritable mélange biogéographique, dominé par les espèces méditerranéennes (50 % : chêne liège, chêne kermès, myrte...) et des espèces à affinité européenne (20 %), cosmopolite (20 %) et tropicale (10 %) (Draïdi 2014 ; Chabi et Benyacoub 2000).

III.7. Pédologie

Le parc se caractérise par la présence de quatre types de sols distincts. On trouve des sols de marais au cœur du lac, tandis que des sols tourbeux prédominent dans les zones d'aulnaie situées au nord de Tonga. Des couvertures alluvionnaires issues des oueds adjacents se sont déposés autour du lac. Enfin, des sols de prairies marécageuses, qui tendent à s'assécher durant la période estivale, sont également présents (DGF 2003).

III.8. Les objectifs du parc national d'El Kala

Les principaux objectifs du PNEK sont triples :

- Conservation environnementale : assurer la préservation de l'ensemble des ressources naturelles du parc
- Protection patrimoniale et paysagère : Maintenir l'intégrité naturelle des paysages, des sites et des monuments historiques, en interdisant toute intervention humaine susceptible de dégrader l'environnement.
- Biodiversité : garantir la reproduction et de développement harmonieux de la faune et de la flore du parc.

III.9. Caractéristiques climatiques

Le climat exerce une influence majeure sur l'environnement local, impactant directement la faune et la flore. La zone présente un climat méditerranéen caractérisé par des précipitations abondantes durant la saison humide et les mois froids, suivies d'une période de sécheresse estivale (Ozenda 1982; Samraoui et De Belair 1998). Cependant, les informations climatiques disponibles sont insuffisantes pour établir une vue d'ensemble exhaustive des conditions météorologiques régionales. Pour pallier ce manque et caractériser le climat de la zone d'étude, nous avons donc analysé les données climatiques enregistrées entre 2010 et 2023.

III.9.1. Les températures mensuelles moyennes

La température de l'air est un facteur déterminant dans la régulation des pertes d'eau dues à l'évapotranspiration. L'étude des températures moyennes mensuelles, est donc cruciale pour estimer les déficits d'écoulement dans les bassins versants (Ramade 2003).

La température est un élément clé du climat, car ses variations influent directement l'évaporation et l'évapotranspiration, affectant ainsi le niveau de salinité des plans d'eau. Toubal (1986) précise que ce paramètre est modulé par l'altitude, la proximité de la mer et les variations saisonnières.

Les données de température (Tableau 03), révèlent que les mois de juillet et août sont les plus chauds dans la région d'étude, avec une température moyenne maximale de 43,5°C. En contraste, janvier enregistrant une température moyenne minimale de 23,8°C.

La moyenne mensuelle des températures enregistrées dans la région d'étude oscille entre 25,7°C pour le mois d'août et 1,1°C pour le mois de février.

Tableau 03: Températures moyennes mensuelles et extrêmes (°C) enregistrées dans la zone d'étude (2010-2023)

Mois	Janv	Févr.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Moyenne
Températures extrêmes	23,8	28,8	36	37,8	37,5	42,4	43,5	43,5	41,8	40,4	31,6	27,8	43,5
Températures maximales	16,1	15,2	18,3	21,1	22,9	27,5	30,3	31,2	28,7	26,2	21,3	17,6	23,1
Températures minimales	8,1	7	9,2	10,8	12,9	15,9	19,5	20,2	18,8	16,3	12,6	9,3	13,4
Températures Moyennes	12,1	1,1	13,8	15,9	17,9	21,7	24,9	25,7	23,7	21,3	16,8	13,5	18,2

III.9.2. Précipitations mensuelles

Les précipitations jouent un rôle essentiel dans l'écosystème, non seulement pour le bon fonctionnement et la distribution des écosystèmes limniques (Ramade 2003), mais aussi pour toute activité, notamment la photosynthèse (Ozenda 1982)

Tableau 04 : Les précipitations moyennes mensuelles (T^0_c) de la région d'étude (2010–2023)

Mois	Janv	Févr.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Moyenne	6,5	9,1	7,7	5,4	4,5	3,4	3	9,7	7,8	9,4	7,8	7,1

III.9.3. Les vents

Les vents exercent une influence significative sur la région, se distinguant par leur fréquence, leur direction et leur vitesse (Raachi 2007). Les vents dominants, particulièrement en hiver, proviennent du nord-est (Samraoui et de Bélair 1998). Ces derniers sont associés aux pluies d'équinoxe, apportant les précipitations les plus importantes d'origine atlantique. Inversement en été, le Sirocco, vent du sud-est, assèche l'atmosphère et, combiné aux températures élevées, contribue à l'augmentation des risques d'incendies de forêts (De Bélair 1990)

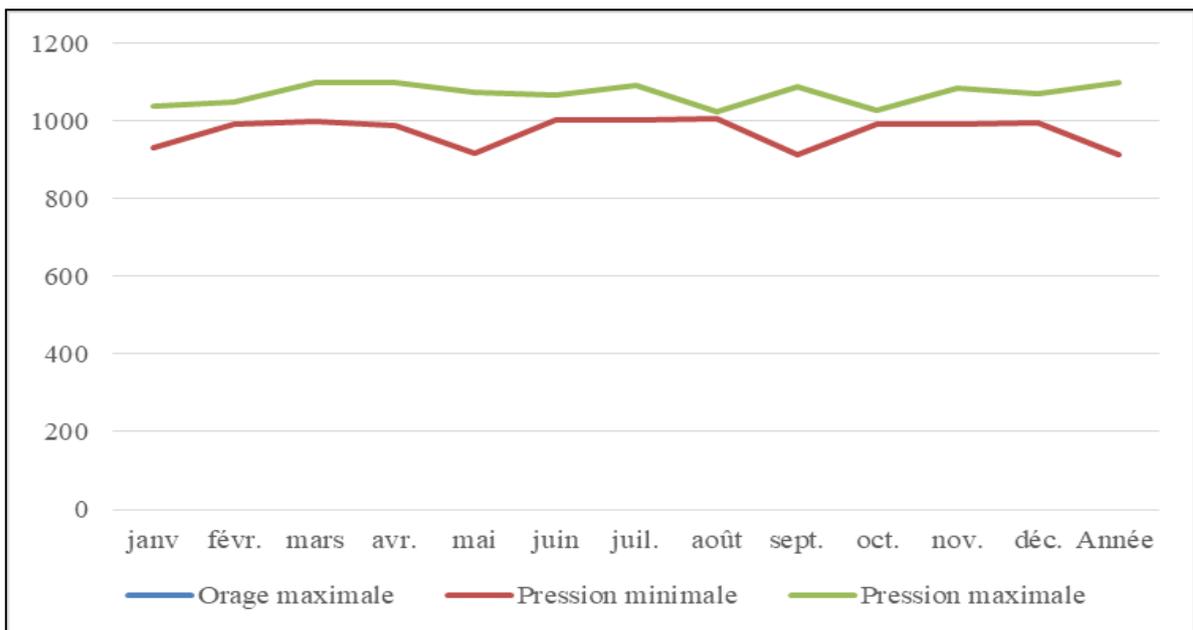


Figure 4. Changement des pressions mensuelles de la région d'El Tarf

(2010–2023)

III.10. Présentation des sites d'étude

III.10.1. Le lac Tonga

Le lac Tonga, l'un des zones humides les plus importantes dans le nord-est de l'Algérie. Il est précisément localisé dans la région orientale de la Numidie en Afrique du Nord, à environ 3 km de la frontière algéro-tunisienne (latitude 36° 53' N et longitude 08° 31' E) (Aissaoui et

al. 2009) (Figure 5). Ce site bénéficie d'une double reconnaissance internationale, il est classé site Ramsar depuis 1982 et a été désigné réserve mondiale de la biosphère en 1990. Par ailleurs, il a été également reconnu comme habitat de la sauvagine (Boumezbeur 1993; Samraoui et De Belair 1998). Le lac Tonga est en communication avec la mer Méditerranéenne par le canal de Messida.

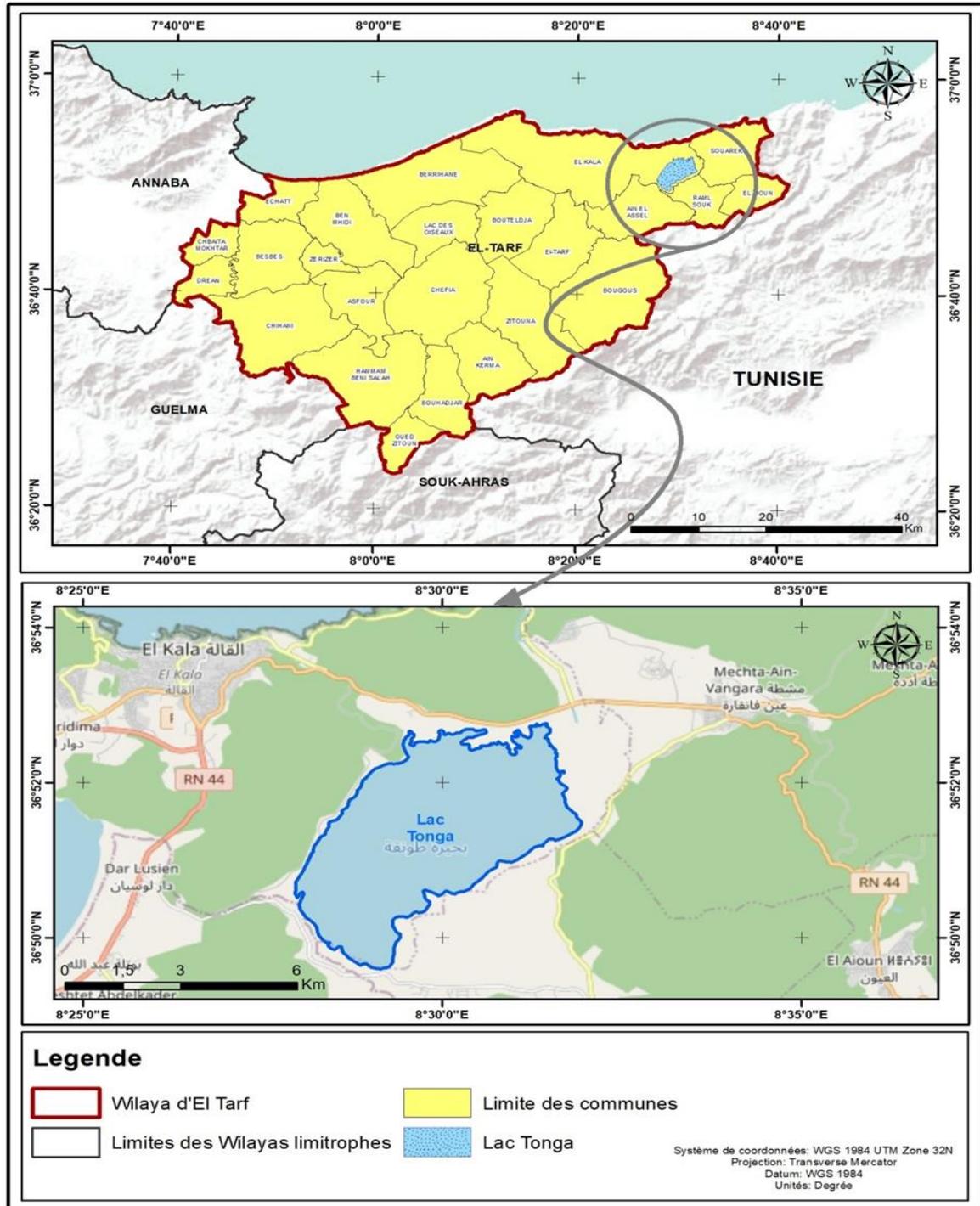


Figure 5. Carte de délimitation du bassin versant du lac Tonga.

Cette zone humide présente une morphologie saisonnière distincte : en hiver, elle se manifeste ponctuellement comme un étang d'eau douce, tandis qu'en été, elle prend l'aspect d'un marécage. Géographiquement, elle est située à 5 km au sud-est d'El Kala et à 65km d'Annaba (Oumeddour et al. 2017).

Le lac Tonga, qui s'étend sur une longueur de plus de 7,5 km et une largeur de 4 km, est délimité à l'ouest, au sud et au sud par les dernières pontes du massif de la Kroumirie. Au nord-ouest des montagnes de grès le séparant du lac Oubeira, et au nord un cordon dunaire littoral le sépare de la mer Méditerranée. Sa profondeur moyenne varie de 1,5 à 2 mètres, et il se trouve à une distance de 3km de la mer, à laquelle il est connecté via le canal de la Messida (Raachi, 2007).

Le bassin versant du lac Tonga se distingue par formations géologiques suivantes:

- Sols marécageux principalement formés de limons.
- Alluvions limoneuses : composées de sables et de limons
- Argiles, grès et calcaires noirs de l'Éocène moyen qui constituent les montagnes entourant le lac.

La végétation lacustre représente 90 % de la surface, et est composée notamment de scirpe *Cyperus lacustris*, les phragmites *Typha angustifolia*, le nénuphar blanc *Nymphaea alba* et les iris *Iris pseudoacorus*. Au total, 14 groupes végétaux y sont identifiés, dont dix communautés, 82 espèces réparties en 31 familles. Parmi lesquelles, 32 (soit 39 % du total) sont considérés comme rares à uniques. On compte parmi ces espèces, *Marsilea diffusa*, *Nymphaea alba* et *Utricularia exoleta* (Kadid 1989).

La végétation immergée correspond à un tapis de flore dense et diversifié représenté par les potamots (*Potamogeton lucens*, *Potamogeton irichoides* et *Potamogeton pectinatus*). La végétation flottante est surtout représentée par le nénuphar blanc (*Nymphaea alba*) (Megdiche 2006).

Par ailleurs, la richesse floristique du lac est complétée par la présence de plantes flottantes libres. Celles-ci incluent les lentilles d'eau (*Lemna minor*, *Wolffia arrhiza*), les utriculaires (*Utricularia exoleta* et *U. ulgaris*), des hépatiques (*Riccia fluitans* et *Ricciocarpu natans*) ainsi qu'une fougère aquatique (*Marsilea diffusa*) (Kadid 1998).

Le lac Tonga constitue un site crucial tant pour l'hivernage que pour la nidification de dizaines de milliers d'oiseaux d'eau. Parmi ceux-ci, plusieurs espèces sont rares ou en déclin au sein de leur aire de répartition, comme l'Éristure à tête blanche *Oxyura leucocephala*, le

Fuligule nyroca *Aythya nyroca*, la talève sultane *Porphyrio porphyrio*. De plus, le lac abrite une héronnière diversifiée, comprenant des espèces telles que le héron cendré *Ardea cinerea* et le crabier chevelu *Ardeola ralloides* (D.G.F 2002).

On dénombre également 22 espèces d'odonates qui appartiennent à quatre familles taxonomiques : *Lestidae*, *Coenagrillonidae*, *Aeshnidae* et *Libellulidae*, et 14 espèces d'hémiptères avec une espèce d'origine afrotropicale : *Hydrocyrius columbiae spinola* (Annani et al. 2012).

Le réservoir du Tonga abrite une faune herpétologique riche et diversifiée, incluant de nombreuses espèces de reptiles et d'amphibiens. Parmi celles-ci, on trouve la Cistude d'Europe *Emys orbicularis*, l'emyde lépreuse *Mauremys leprosa*, la grenouille verte *Rana saharica*, le discoglosse peint *Discoglossus pictus*, le crapaud de Mauritanie *Buto mauritanicus*, le triton de Poiret *Pleurodels poreti*, le psammodorme algiré *Psammodromus algerus*, le sep ocellé *Chalcides ocellatus*, le lézard ocellé *Lacerta pater*, la couleuvre vipérine *Natrix maura* et la tortue terrestre *Testudo graeca* (Rouag 1993).

III.10.2. Situation administrative

La gestion administrative du lac Tonga relève de la direction du Parc National d'El Kala. Ce site ainsi que la zone ouest par plusieurs instruments juridiques internationaux (Chettibi 2014).

- Décret n° 82-440 du 11/12/1982 qui ratifie la convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles, signée à Alger le 15/09/1968.
- Décret n°82-498 du 25/12/1982 officialisant l'adhésion à la convention sur le commerce international des espèces de la faune et de la flore sauvages menacées d'extinction (CITES) signée à Washington le 03/03/1973.
- Décret n° 85-01 du 05/01/1985, ratifiant le protocole relatif aux aires spécialement protégées de la Méditerranée, signé à Genève le 03/04/1982.

III.10.3. Critères de classement

Approbation d'organisation du site selon les critères Ramsar : 1, 2, 3, 5, 6.

- Critère 1 : il représente une zone humide unique au sein de la région dans le méditerranéenne.

- Critère 2 : le site est lieu de nidification essentielle pour des espèces vulnérables figurant sur la liste rouge de l'IUCN, telles que l'Erismature à tête blanche et du *Fuligule nyroca*.
- Critère 3 : Grâce à la qualité et à la diversité de ses habitats, le lac Tonga abrite une biodiversité remarquable. Il représente le principal site de reproduction en Afrique du Nord pour au moins deux espèces vulnérables : l'Erismature à tête blanche et le *Fuligule nyroca*.
- Critère 5 : Le lac Tonga accueille régulièrement plus de 20.000 oiseaux d'eau durant la période hivernale.
- Critère 6 : Le lac supporte au moins 1% de la population mondiale de plusieurs espèces, notamment l'Erismature à tête blanche et le *Fuligule nyroca* (DGF 2004).

III.11. Description générale du marais de la Mékhada

Le marais de la Mekhada est localisé à 20km à d'Annaba et à 45 km à l'ouest de la ville d'El Kala (36° 48' N et 08° 04' E) (**Figure 5**). Il occupe la partie basse du bassin alluvial de la plaine de Mafragh et est reconnu comme site Ramsar d'importance internationale depuis 2002. Majoritairement composé de zones d'eau douce, le marais devient saumâtre au contact de la Mer Méditerranée. Il représente le point de convergence des eaux de la rivière El Mafregh (composée de l'Oued El Kébir-Est et de l'Oued Bounamoussa), séparé de la mer par une barrière dunaire (Boumezbeur 2003). Sa profondeur varie entre 50 centimètres à un mètre.

Etant en connexion avec le milieu marin, le marais est influencé par un biseau salé. A l'est de l'oued El Kebir, la salinité des eaux est élevée remontant jusqu'à 13 km en amont de l'embouchure de la Mafragh. Au niveau de l'oued Bounamoussa, la progression de l'eau salée est contenue par une barrière naturelle formée par des mines situées sur les côtes de Ben M'hidi. Le soulèvement de l'eau salée est arrêté par la barrière d'eau salée qui s'est formée par les mines sur les côtés de la ville de Ben M'Hidi. L'exutoire du marais est assuré par l'oued Mafragh, qui traverse le cordon dunaire. Ce dernier prend le nom du bassin versant qui draine ses eaux sur une superficie de 2252 km², soit environ 70 % de la superficie totale du bassin côtier constantinois est (Affoun 2006).

Le bassin versant d'El Mafregh s'étend longitudinalement de 7° 45' à 8° 45' de longitude Est et latitudinalement de 36° 20' à 36° 55' Nord. Ses limites géographiques sont définies par la

mer Méditerranée au nord, les montagnes de la Cheffia au sud, la Tunisie à l'est et le bassin versant de la Seybouse à l'ouest (Labar 2003).

Le Mekhada : un écosystème d'une productivité exceptionnelle, offrant plusieurs avantages:

- Ressources fourragères : durant la saison sèche, la végétation des zones humides permet un pâturage intensif, compensant l'épuisement des herbages alimentés par l'eau de pluie.
- Activité agricole : une fonction agricole partielle est observée sur les bordures nord et sud du marais
- Pêche artisanale : Le site soutient une pêche productive d'anguille et diverses espèces de poissons.

La végétation émergente qui recouvre plus de 80% de la superficie, est dominée par des espèces telles que *Phragmites communis*, *Typha angustifolia* et *Glyceria fluitans*. On y rencontre aussi des plantes d'intérêt comme *Carex* sp. *Butomus umbellatus*, cette dernière étant notable par sa rareté dans d'autres milieux humides, y compris le lac des oiseaux, où sa présence a récemment cessé. En 1990, des observations ont également été faites de *Vitex agnus castus*, *Myriophyllum* sp. *Chara* sp, *Nitelle* sp, *Rubbia* sp, *Znichellia palustris*, *Lemna minor* ainsi que *Tamarix* sp le long des rives (Boumezbeur 1993).

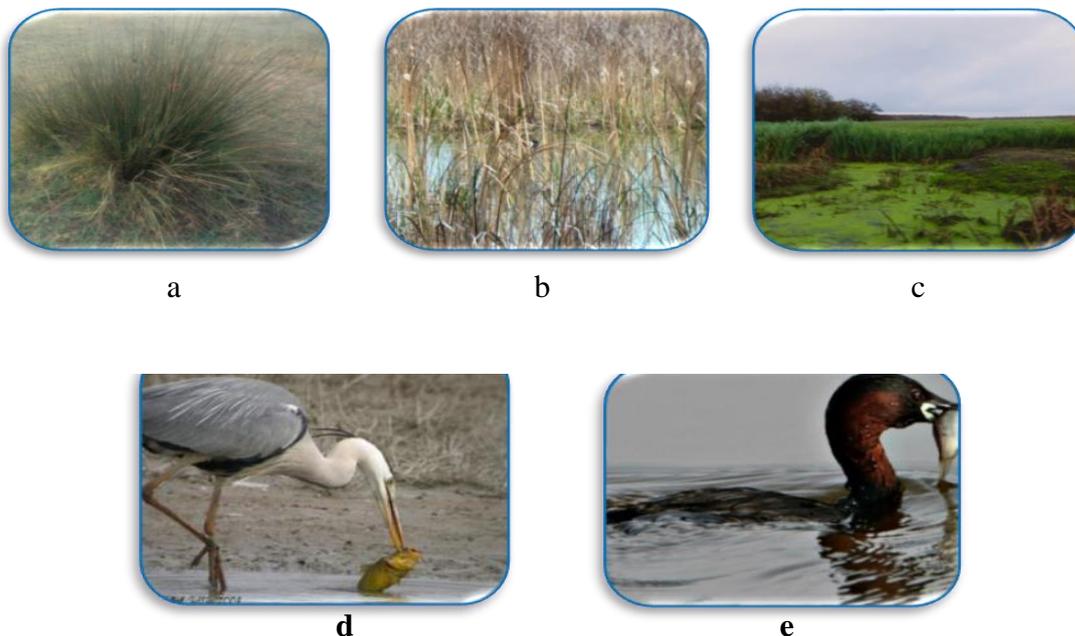


Figure 6. Quelques espèces recensées dans la Mekhada (a : *Juncus acutus* ; b : *Typha angustifolia* ; c : *Znichellia palustris* ; d : *Ardea cinerea* ; e : *Plegadis fallcinellus*

(Telailia, 2022, Hamdi, 2023)

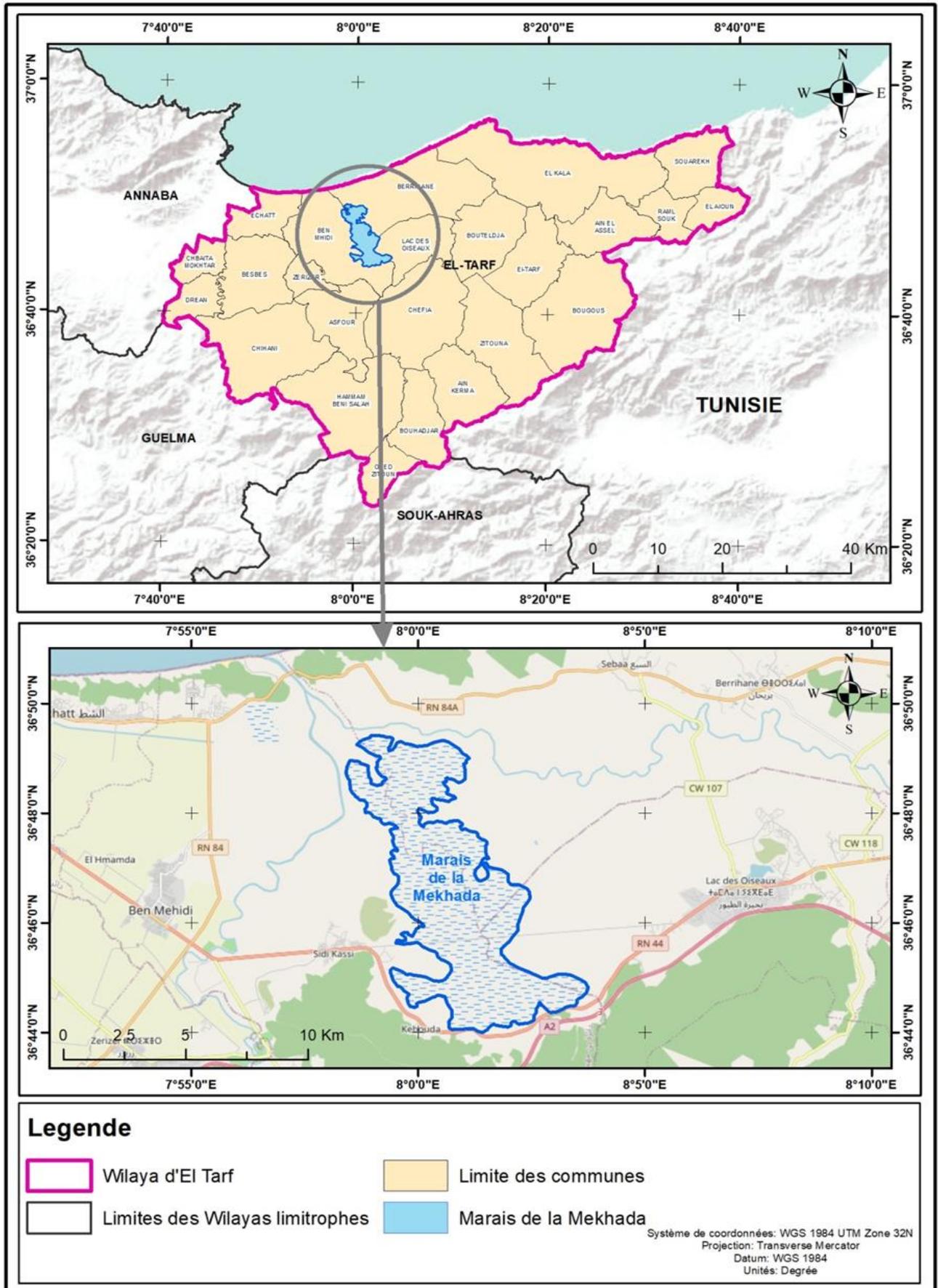


Figure 7. Carte de délimitation du marais de la Mekhada

En saison sèche, c'est-à-dire la période du mois d'avril jusqu'à septembre, le bétail utilise le marais et certaines des berges réservées pour l'agriculture. Le surpâturage est considéré comme une menace potentielle, en particulier pendant la sécheresse. Pendant la période de notre étude une sécheresse a été observée du mois d'Avril jusqu'au mois d'octobre.



a



b

Figure 8. Assèchement des sites d'étude (a : le lac Tonga au mois de septembre 2022 ; b : le marais de la Mékhada le mois d'avril 2023).

Chapitre IV :

Matériel et méthodes

Chapitre IV : Matériel et méthodes

IV.1. Enquête sur le terrain

IV.1.1. Choix des stations

Une enquête préliminaire a été menée pour sélectionner et définir les stations de prélèvement. Neuf stations ont été choisies. Ce choix a été réalisé en tenant compte de certains paramètres comme la diversité des habitats, la proximité des agglomérations, la permanence des cours d'eau. Ce choix est aussi conditionné par l'accessibilité aux stations pour pouvoir réaliser un échantillonnage le plus représentatif des communautés existante (Sellam 2016).

IV.1.2. Échantillonnage des macro-invertébrés

Les échantillons sont prélevés mensuellement de manière aléatoire à une distance de 0,1 m à 1 m à différentes stations (Sellam 2016). Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'un filet à ouverture circulaire de 40 cm de large et d'un maillage de 250 μm au milieu et au bord des berges et dans des parties à forte végétation aquatique (Bouhala 2012).

Cinq stations ont été échantillonnées au niveau du lac Tonga : S1 : Oued Messida (Om), S2 : Mirador (M), S3 : Chalet (Ch), S4 : Faidmrad (Fm), S5 : Faidalweg (Fa) (**Figure 10**), et quatre stations au niveau du marais de la Mekhada ont été retenues : Sa : Benhoumana (Bh), Sb : El Faid (Ef), Sc : Gruaat (Gr), Sd : El Mafragh (Em) (**Figure 9**).

IV.1.3. Mesure des paramètres physico-chimiques

Pour expliquer et mieux interpréter les résultats sur la répartition des macro-invertébrés dans nos sites d'échantillonnage plusieurs paramètres physico-chimiques ont été mesurés *sur place* pour chaque site. Pour ce fait, nous avons utilisé un multi-paramètre qui mesure la température de l'eau : T ($^{\circ}\text{C}$), le potentiel hydrogène (pH), la salinité (P.S.U), le total des solides dissous (TDS) et la conductivité électrique : EC (mS/cm).

IV.1.4. Dépouillement et conservation des échantillons

Les échantillons ont été collectés et ensuite nettoyés dans un récipient, puis on enlève avec une pince les plantes, les feuilles, le gravier. Le contenu du filet est transféré dans une coupelle avec de l'eau puis le transféré et fixé dans de l'alcool ou du formaldéhyde dans une bouteille en verre, en précisant toutes les caractéristiques de l'échantillon (nom de la station, date...) pour une identification ultérieure.

Au niveau de chaque station de prélèvement, on détermine les coordonnées géographiques des stations à l'aide du système de positionnement global (GPS) : latitude, longitude et altitude (m) afin d'évaluer l'état écologique de l'eau de cette retenue.

Identification au laboratoire

L'identification des spécimens a été réalisée au laboratoire de recherche Biologie, eau et environnement (université 8 Mai 1945, Guelma, Algérie) à l'aide d'une loupe binoculaire et d'un microscope (**Figure 9**). En effet, ceci a été réalisé en utilisant les clés d'identification morphologiques spécialisées. Citant comme exemples : pour les Chironomidae : [Wiederholm \(1983, 1986, 1989\)](#) ; pour les macro-invertébrés : [Bouchard \(2004\)](#) et [Tachet et al.\(2010\)](#) et pour les oligochètes : [Martin et Boughrou\(2012\)](#). *

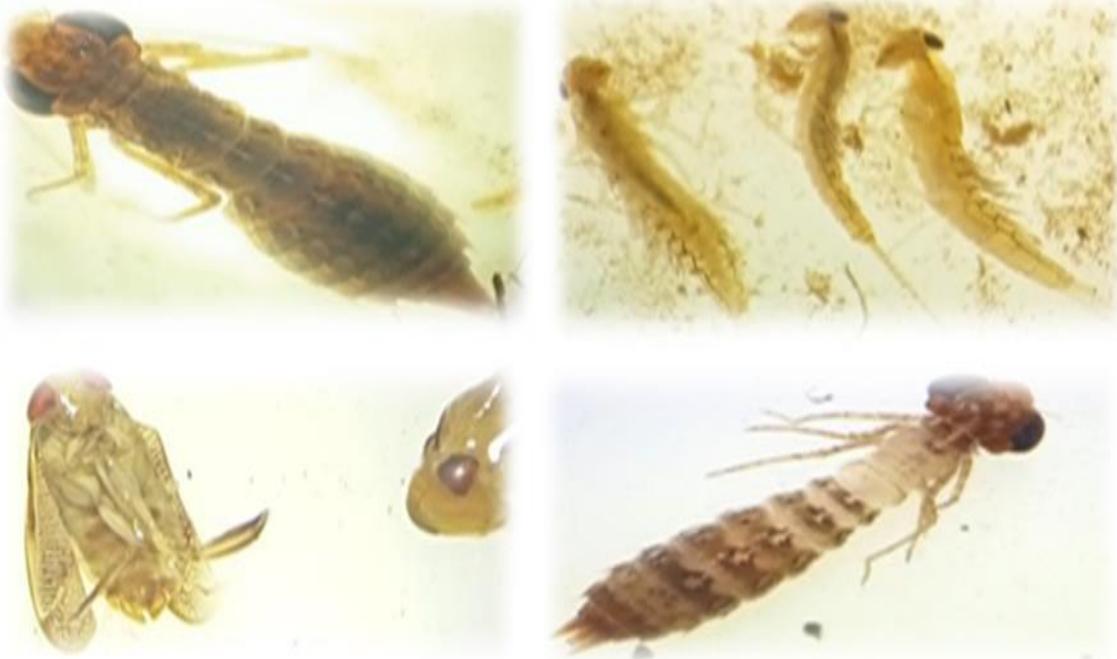


Figure 9. Identification des larves de quelques macro-invertébrés ([Observation personnelle 2023](#))

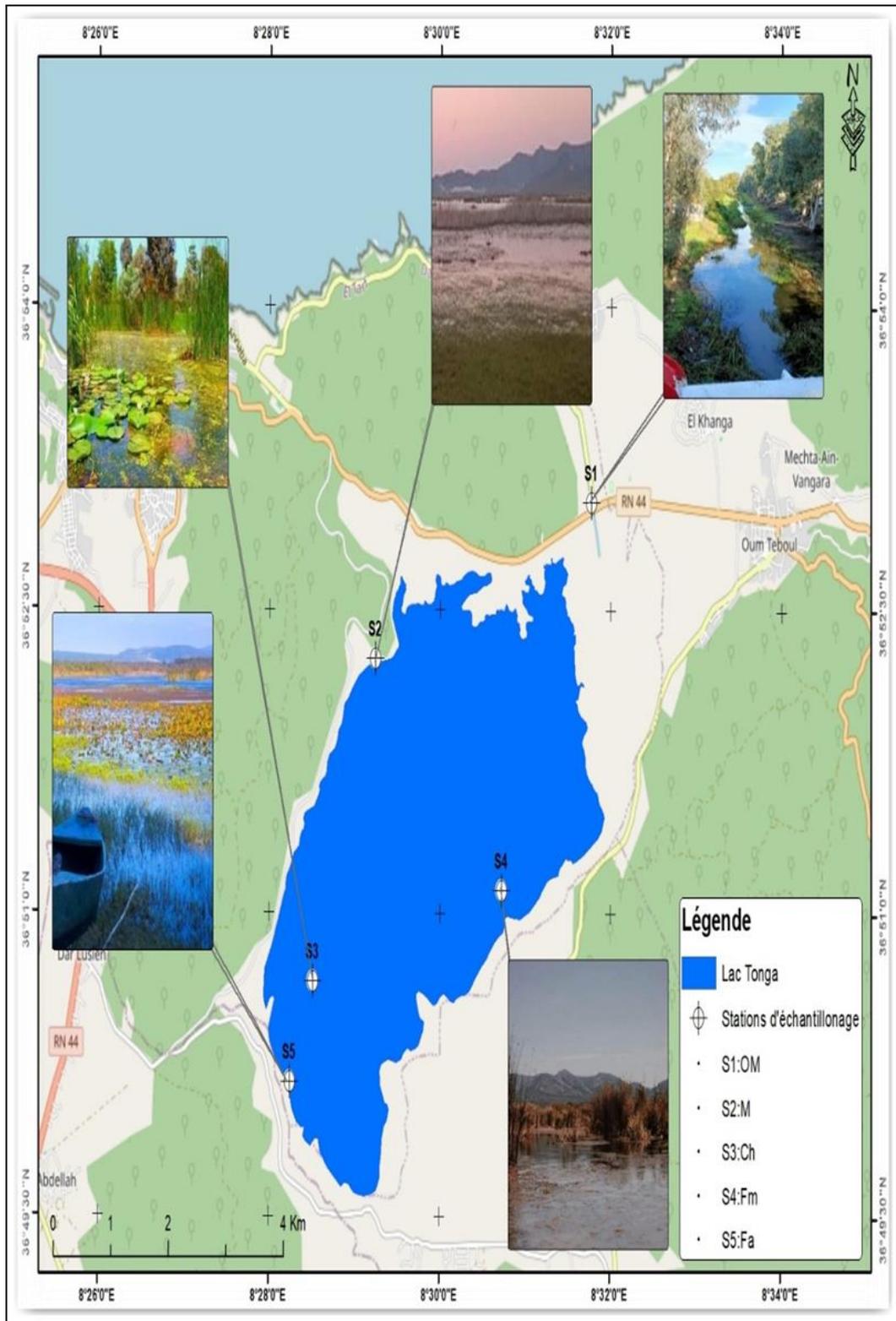


Figure 10. Carte de situation des stations d'échantillonnage au niveau du lac Tonga

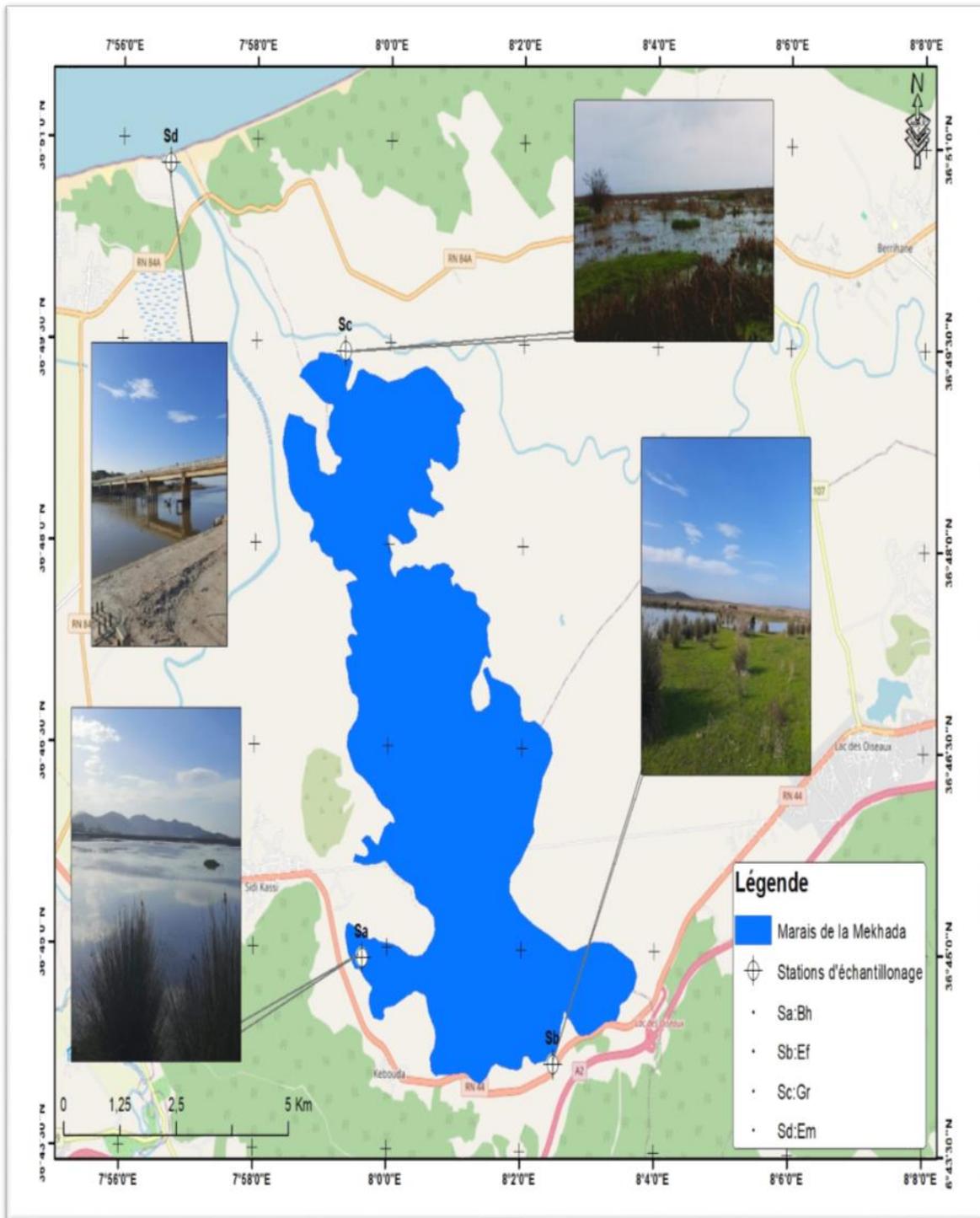


Figure 11. Carte de situation des stations d'échantillonnage au niveau du marais de la Mékhada

Tableau 5. Caractéristiques des stations du lac Tonga et du marais du Mékhada

Les stations	Latitude (N)	Longitude (E)	Substrat	Description
Lac Tonga				
S1	36°53'02.2"	8°31' 46.3"	Vase	Canal artificiel relie le lac Tonga par la mer Messida
S2	36°52'15.6"	8°29'14.8"	Vase, limon, Argile	Localisé dans un passage entre les agglomérations, menacé par les déchets urbains, l'élevage du bétail
S3	36°50'39.7"	8°28' 31.0"	Vase	Front du lac, riche en nénuphar blanc, scirpes, phragmites et algues
S4	36°51'06.9"	8°30' 43.7"	Limon, sable, détritiques organiques	Côté ouest du lac, situé près des agglomérations. Elevage du bétail.
S5	36°50' 9.9"	8° 28'15.1"		Côté ouest du lac. Situé à proximité de la route d'Oued el Hout près des agglomérations.
Marais de la Mekhada				
Sa	36°44'55.6"	7°59'38"		Situé à proximité de la route nationale 44, menacé par le surpâturage causé par les bovins, ovins et caprins avec des rejets directs des eaux usées de la population des agglomérations du lac des oiseaux.
Sb	36°44'9.4"	8°2'30.1"		Station sous la pression causée par la construction de la route Est-Ouest menacée par le surpâturage

			Vase	causé par les bovins, ovins et caprins.
Sc	36°49'26.1"	7°59'20.39"		Localisé dans un passage entre les agglomérations. Les déchets urbains, l'élevage des bovins, des ovins et des équins.
Sd	36°50' 49"	7°56' 42"	Sableux	Partie de convergence de l'oued El Kebir et l'oued Bounamoussa séparé de la mer d'El-Battah par des dunes.

IV.2. Méthodes d'analyse de la structure du peuplement

Plusieurs indices ont été calculés dans le but de réaliser des analyses qualitative et quantitative des macro-invertébrés et comprendre la relation entre leur distribution et la qualité de l'eau dans laquelle ils vivent. L'utilisation des termes mathématiques permettent une étude détaillée de la composition, la structure et de la dynamique spatio-temporelle des communautés de macro-invertébrés benthiques (Resh et Mc Elravy 2001; Clements et Newman 2002; Hessé et al. 2014).

IV.2.1. Les indices de diversité

D'après Margalef (1958) : « la diversité spécifique varie et suit le nombre d'espèces présentes dans un milieu et de la régularité avec laquelle les individus appartenant à ces espèces sont distribués ». Elle dépend donc du nombre d'espèces (S) et de l'abondance relative de chaque espèce (N) (Washington 1984 ; Dajoz 1985).

IV.2.1.1. Indices écologiques de la composition

La richesse spécifique (S), fréquence relative (F %) ou l'abondance relative (AR) et fréquence d'occurrence (Fi %).

a) Richesse spécifique totale

C'est le nombre d'espèces présentes dans un site échantillonnées dans un temps précis (Boulinier et al. 1998). Elle est considérée par plusieurs auteurs comme étant la variable la plus courante et la plus facile reflétant l'état d'un milieu donné (Nicholas et al. 1998).

b) Fréquence relative (F %) ou abondance relative (AR)

Il s'agit du nombre d'échantillons d'une espèce par rapport au nombre total des échantillons. Cet indice nous permet de savoir l'importance d'une espèce donnée par rapport à l'ensemble des espèces présentes dans le milieu exploré. Sa valeur est donnée par la formule suivante (Mammeri 2023).

$$AR (\%) = (n_i / N) * 100$$

Où :

AR : abondance relative de l'espèce i

Ni : nombre d'individus de l'espèce i.

N : nombre total d'individus de toutes les espèces.

c) Fréquence d'occurrence ou constance

C'est le nombre total des échantillons où les espèces en question sont présentes par rapport au nombre total des individus prélevés. Elle est définie par le pourcentage suivant :

$$Où : F_i (\%) = (P_i / P) * 100$$

Fi : fréquence de l'espèce i

Pi : nombre de relevés contenant l'espèce étudiée

P : nombre total des relevés effectués

En fonction de la valeur Fi, nous qualifions les espèces comme suit :

F= 100 % → l'espèce est omniprésente

F= 75% ≤ Fi < 100% → l'espèce est constante ;

F= 50% ≤ Fi < 75% → l'espèce est régulière ;

F= 25% ≤ Fi < 50% → l'espèce est accessoire ;

F= 5% ≤ Fi < 25% → l'espèce est accidentelle ;

$F = F_i < 5\% \rightarrow$ l'espèce est rare.

IV.2.1.2. Indice écologique de la structure

a) L'indice de diversité de Shannon-Wiener

Il permet de dénombrer les différents types de facteurs environnementaux et de vérifier leur évolution dans le temps (Daget 1976; Blondel 1979; Legendre et Legendre 1979 ; Krebs 1989 ; Barbaulte 1992). Il est représenté par un indice qui combine à la fois la richesse des peuplements et l'abondance spécifique. La valeur de H' est donnée par la formule suivante :

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

Où :

H' = indice de biodiversité de Shannon-Wiener

I = une espèce du milieu d'étude,

\log_2 = logarithme à base de 2

P_i = proportion d'une espèce i par rapport au nombre total d'espèce (S) dans le milieu d'étude (ou richesse spécifique du milieu), qui se calcule de la façon suivante :

Où :

$$P(i) = n_i / N$$

N : effectif total du peuplement

H' : Exprimé en bits (Binary digit)

H'_{Max} : la divers théorique maximale

Cet indice est changeant tant dans le temps que dans l'espace. Exprimé en « bits », sa valeur dépend du nombre d'espèces-montres et de leurs expertises relatives. H varie entre 0 et $\log S$. H' est minimum quand l'échantillon ne possède qu'une seule espèce. Ceci traduit des conditions de milieu défavorables qui laissent peu d'espèces se placer (Le Bris 1988).

Souvent, dans un environnement naturel, quelle que soit l'association spécifique étudiée, D'après Frontier (1983) et Frontier & Pichod-Viale (1998), la valeur de H' s'installe entre 0,5

(très faible dissimilitude). 4,5 ou 5 (la population la plus diversifiée et distribuée équitablement).

b) Indice de Margalef (Margalef, 1951)

Cet indice prend en compte le nombre d'espèces présentes dans un écosystème et la taille de l'échantillon. Il est défini par la formule suivante:

Où :

$$\alpha = (n_i - 1) / \log N$$

n_i = nombre d'individus de l'espèce de rang i

N = nombre total d'individus

La diversité est minimale quand α tend vers zéro (0), et est maximale quand α tend vers ∞

c) L'indice d'équitabilité de Pielou E

Cet indice est calculé pour comparer les diversités de deux populations avec des richesses spécifiques distinctes, par la formule suivante (Bensakhri 2015).

$$E = H' / H' \text{ max}$$

H'_{max} : est représentée par le même nombre d'individus (Ponell 1983). Elle est calculée par la formule suivante :

$$H' \text{ max} = \text{Log}_2 S$$

H' = indice de Schannon-Weaver

S = Richesse spécifique

d) Indice de Simpson D'

Il mesure la probabilité que deux individus pris au hasard appartiennent à la même espèce. Il reflète la dominance d'une ou plusieurs espèces dans une communauté (Simpson en 1965). Il est calculé comme suit :

$$D' = \sum n_i (n_i - 1) / N (N - 1)$$

e) Indice de similitude (Indice de SORENSEN)

C'est une mesure de la similarité entre deux communautés écologiques en fonction des espèces qu'elles ont en commun. Il est souvent utilisé pour comparer la composition spécifique de deux habitats ou zones d'étude. Le score de SORENSEN ou le nombre de similitude SORENSEN (Q_s) est calculé par la formule (Magurran 1988) :

$$Q_s = (2c / (a + b)) \times 100$$

a : nombre d'espèces citées dans l'enquête 1.

b : nombre d'espèces montrées dans l'enquête 2.

c : nombre d'espèces recensées simultanément dans les 2 enquêtes.

Dans ce cas, nous avons utilisé ce coefficient pour comparer la composition caractéristique des macro-invertébrés des différentes saisons d'étude occupées deux à deux.

IV.3. Les indices biotiques

Les indices biologiques (IB) sont des méthodes standard utilisées dans les écosystèmes, appliqués pour déterminer la qualité des systèmes biologiques (Caquet 2012).

L'évaluation biologique des populations écologiques est le moyen le plus efficace pour décrire les perturbations de l'environnement (Cairns et Pratt 1993). Plusieurs indices sont basés sur, l'abondance et la richesse spécifique (Rosenberg et Resh 1993; Yoder et Rankin 1995 ; Tachet et al 2006). Les plus connus sont : l'indice d'Hilsenhoff ou indice biotique des familles (FBI), l'indice multimétrique (ASPT) (Average Score Per Taxon) et l'indice anglais BMWP (Biological Monitoring Working Party).

IV.3.1 Les indices de tolérance à la pollution

IV.3.1.1. L'indice d'Hilsenhoff ou Indice Biotique des Familles (FBI)

L'indice d'Hilsenhoff est utilisé pour évaluer la pollution organique d'un écosystème aquatique en se basant sur la tolérance des macro-invertébrés benthiques. Il a été développé par Hilsenhoff en 1982. Le calcul de cet indice se fait sur la base de l'identification des taxons au niveau familial. Chaque famille est liée à un indice de tolérance à la pollution. Ce nombre est ensuite divisé par le nombre total d'organismes dans l'échantillon. Le niveau final de

l'indice (un par station) est également ramené à l'échelle d'Hilsenhoff (**Tableau 6**) pour le corréler avec la qualité d'eau. Il est exprimé par la formule :

$$FBI = \sum x_i * t_i / n$$

x_i = Nombre d'individus d'un taxon identifié.

t_i = tolérance de ce même taxon.

n = nombre total d'individus dans l'échantillon.

Tableau 6 : Qualité de l'eau associée à l'indice d'Hilsenhoff : FBI (Hilsenhoff 1988).

FBI	Qualité de l'eau	Interprétation
0 – 3,75	Excellente	sans pollution organique
3,76 – 4,25	Très bonne	légère pollution organique possible
4,26 – 5,00	Bonne	pollution organique probable
5,01 – 5,75	Moyenne	pollution organique assez substantielle
5,76 – 6,50	Plutôt mauvaise	pollution organique substantielle
6,51 – 7,25	Mauvaise	pollution organique très substantielle
7,26 – 10,00	Très mauvaise	pollution organique grave

IV.3.1.2.L'indice anglais BMWP (Biological Monitoring Working Party)

Le BMWP (Biological Monitoring Working Party) a été développé au Royaume-Uni en 1970. L'indice du Groupe de travail ibérique sur la biosurveillance (IBMWP) est utilisé pour l'évaluation biologique de la qualité de l'eau (Alba-tercedor et al. 2002).

Les scores allant de 1 à 10 traduisent la tolérance de chaque famille de macro-invertébrés à la pollution. Les taxons les plus tolérants sont représentés par des scores faibles alors que les taxons les plus sensibles ont des scores élevés (Mustow 2002). La note totale obtenue pour chaque site d'étude représente la qualité écologique de l'eau par catégorie. Les cinq classes de la qualité de l'eau sont exposées dans le **tableau 7**.

Tableau 7 : Valeur de l'indice BMWP' (Alba-Tercedor et Pujante 2000) et d'ASPT (Hynes 1998), et codes de couleur selon les catégories de bio-classification de la qualité de l'eau correspondante.

	Bio-classification de la qualité de l'eau				
Valeur BMWP	≤15	16-35	36-60	61-100	101-150
Code de qualité	Très critique	Critique	Douteuse	Passable	Bonne
Valeur ASPT	<3.9	4-4.9	5-5.9	6-6.9	>7
Couleur					
Qualité de l'eau	Très mauvaise	Mauvaise	Moyenne	Bonne	Très bonne

IV.3.1.3.L'indice multimétrique ASPT (Average Score Per Taxon)

Il est dérivé du système BMWP, il est calculé en divisant le BMWP par le nombre de taxons dans l'échantillon (Tableau 8) (Mandaville 2002).

Tableau 8 : Qualité de l'eau associée à l'indice ASPT (Mandaville 2002).

Les valeurs d'ASPT	Évaluation de la qualité de l'eau
>6	Eau propre
5-6	Qualité douteuse
4-5	Probable pollution modérée
<4	Probable pollution grave

IV.4. Analyse statistique des données

IV.4.1. Analyses uni-variées

Le test de Shapiro-Wilkest conçu pour mettre au point l'exactitude de l'ajustement des données. Des tests non paramétriques tels que le test de Kruskal-Wallis (comparaisons multiples) et le test U de Mann-Whitney (comparaisons à deux échantillons) ont été identiquement suivis pour effectuer des comparaisons entre et au sein des populations lorsque

la distribution des variables n'est pas respectée. De même, le test de Spearman est suivi pour tester la corrélation entre les indices utilisés pour l'analyse de la qualité de l'eau (Mary 1999).

IV.4.2. Analyses multivariées

C'est une méthode statistique qui cherche à créer des données à partir de plusieurs variables et à minimiser la perte d'information, elle a été suivie dans plusieurs domaines parmi lesquels la biologie (Mary 1999).

La sélection de la méthode dépend de l'objectif initial, des divers types de variables répétées et du caractère de résultats à obtenir. Dans notre étude, l'algorithme de classification comprend trois analyses distinctes : la classification (CHA), avec une méthode de classification ; analyse factorielle des correspondances (AFC) et L'analyse en composantes principales (ACP).

La préparation graphique des données s'est soutenue sur l'étude des courbes et d'histogrammes par Excel.

IV.4.2.1. Analyse factorielle des correspondances (AFC)

C'est une méthode descriptive présentée par Benzécri(1973) qui permet d'interpréter un tableau de contingence sous forme graphique. Elle propose une approche pour représenter des données multidimensionnelles en réduisant leur complexité, tout en conservant un maximum d'informations utiles. L'AFC permet ainsi de d'identifier les similitudes et les différences entre les individus en fonction de leur position dans les plans factoriels.

IV.4.2.2. Classification ascendante hiérarchique (CAH)

La classification ascendante hiérarchique est une méthode qui repose sur la mesure de similarité ou de dissimilarité entre les objets, en tenant compte de plusieurs dimensions. Elle permet de regrouper ces objets en classes ou en groupes homogènes. Cette méthode commence par considérer chaque entreprise comme une classe distincte, puis fusionne progressivement les classes les plus proches jusqu'à obtenir une structure hiérarchique de regroupement (Milligan 1981;Blashfield et Aldenderfer 1988). Ainsi, le nombre de classes créées correspond au nombre initial d'entreprises présentes dans la base de données (Kos et Psenicka 2000).

IV.4.2.3. L'analyse des composantes principales (ACP)

C'est une méthode factorielle descriptive qui permet principalement de représenter graphiquement les données issues de grands tableaux (Philippeau 1992). Son objectif est de réduire le nombre de variables initiales tout en conservant un maximum d'informations, en transformant les données d'un espace à plusieurs dimensions (avec n individus et p variables) vers un espace plus réduit, souvent en deux dimensions. Cette réduction se fait en étudiant les relations entre les variables par la recherche de corrélations, ainsi que les différences entre les individus (via l'étude des écarts). L'ACP produit deux types de graphiques : l'un représente les liens entre les variables, et l'autre permet de visualiser les ressemblances ou différences entre les individus (Ben Salem et Ben Abdelaziz 2021). Dans notre étude, cette analyse multivariée a été réalisée à l'aide du package FactoMineR ajusté dans le logiciel R (R Core Team 2017).

IV.5. Logiciels utilisés

Dans notre étude, les données ont été analysées graphiquement et statistiquement à l'aide de XLSTAT V.14, SPSS Statistics V.26 et CANOCO V.4,5, une plateforme du SIG appelée Arc GIS®, un logiciel qui nous a permis de cartographier toutes les données relevées, organisées et synthétisées, traitées sur la qualité des eaux que nous disposons. Les modules enfermés dans l'ArcGIS®, tels que Spatial Analyst, nous ont permis de faire les interpolations spatiales de certains paramètres, une base de données a été créée sous l'Arc catalog. Les cartes ont été produites par interpolation IDW pondération par l'inverse de distance. La présentation graphique des données sous forme d'histogrammes et de coupes transversales dans Excel (Djamai 2019).

Les assemblages de macro-invertébrés entre les lacs Tonga et Mekhada ont été analysés en utilisant l'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS) basée sur la similarité de Bray-Curtis (Oksanen et al. 2007). La valeur de stress, le diagramme de Shepherd et le coefficient de détermination (R^2) ont été employés pour évaluer l'ordination NMDS. D'après Dexter et al. (2018), une valeur de contrainte proche de zéro indique un modèle bien ajusté, ce qui implique que l'espace à dimensions réduites transmet efficacement les similitudes ou les différences dans les données initiales. De plus, l'utilisation du coefficient de détermination (R^2) permet d'évaluer la façon dont la solution NMDS explique la variation des données d'origine (Saunders et al. 2012).

Le package R "ggvenn" (Yan et al. 2021) a été utilisé pour créer des diagrammes de Venn et analyser les espèces communes et spécifiques aux le lac Tonga et Mékhada.

Les espèces indicatrices ont été déterminées à l'aide d'une analyse multi-niveaux de modèles, en utilisant le « coefficient de corrélation bisériale ponctuelle » afin d'évaluer le lien entre la composition de la communauté de macrofaune et le variable « lac », quel que soit le lac Tonga et le lac Mékhada.

Chapitre V :

Résultats et discussion

Résultats

V.1. Etude des paramètres physico-chimiques

La contamination de l'eau, due à diverses sources, affecte les conditions écologiques dans lesquelles vivent divers organismes benthiques. Les activités anthropiques disposent d'un impact sur les paramètres physico-chimiques et emportent des transmutations dans leurs propriétés dans l'eau. Ces paramètres sont quantifiés afin de mener une analyse des biocénoses aquatiques en relation avec leur milieu de vie. Pour chaque point d'échantillonnage, les paramètres ont été pris en considération, notamment : la température de l'eau : T (°C), le potentiel hydrogène (pH), la salinité (P.S.U), le total des solides dissous TDS (g/l) et la conductivité électrique : EC (ms/cm) ont été effectués *in situ* pendant les deux années (2021-2023). Les paramètres de chaque année ont été analysés séparément l'une de l'autre.

Les données concernant les paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés au niveau des deux lacs étudiés, le lac Tonga et le marais de Mekhada, sont présentés dans les **tableaux 9, 10, 11 et 12** (**Moy** : moyenne ; **Max** : valeur Maximale ; **Min** : valeur minimale ; **T** : température ; **CE** : conductivité électrique ; **pH** : potentiel d'Hydrogène ; **TDS** : Total des solides dissous ; **S** : Salinité).

Tableau 9 : Qualité physico-chimique de l'eau des cinq stations du lac Tonga (2021-2022)

2021-2022	S1	S2	S3	S4	S5
Variables	Moy Min ; Max	Moy Min ; Max	Moy Min ; Max	Moy Min ; Max	Moy Min ; Max
T° eau	19,8 18,9 ; 21,5	17,9 14,1 ; 23,6	20,7 18,3 ; 22	19,4 18 ; 20,3	21 18,3 ; 24
pH	6,84 6,54 ; 7,38	6,83 6,3 ; 7,18	6,96 6,81 ; 7,22	7,01 6,79 ; 7,32	6,77 6,05 ; 7,28
CE	231,7 136,5 ; 408	949,2 646 ; 1200	471,7 275 ; 784,3	856,2 179,2 ; 1944	334,4 248 ; 418,8
TDS (g/l)	281,5 204 ; 360,6	419,06 395 ; 444,2	323,6 282,3 ; 398,6	621,2 540,6 ; 700	273,2 234 ; 341,6
S (mg/l)	398,2 281,6 ; 608	325,5 307 ; 355,6	277,1 209 ; 371	547,2 434 ; 628	324,4 251 ; 437

Tableau 10 : Qualité physico-chimique de l'eau des cinq stations du lac Tonga (2022- 2023)

2022-2023	S1	S2	S3	S4	S5
Variables	Moy Min ; Max				
T° eau	26,8 22,1 ; 31,5	23,5 18,3 ; 28,8	24,4 18,5 ; 30,3	17,2 15,2 ; 19,2	22,7 16,4 ; 29
pH	7,34 7,14 ; 7,55	7,13 6,76 ; 7,51	7,39 7,1 ; 7,68	6,93 6,84 ; 7,03	7,79 7,58 ; 8
CE (ms /cm)	802,2 641,8 ; 962,6	865,6 782 ; 949,3	1033,8 527,6 ; 1540	550,5 522,6 ; 578,4	891,6 870 ; 913,3
TDS (g/l)	475,5 370 ; 581	443,5 393 ; 494	435,5 310 ; 561	340 237 ; 443	389 355 ; 423
S (mg/l)	275,8 234,6 ; 317	311,6	361,8	338,6	364,1

Tableau 11 : Qualité physico-chimique de l'eau des quatre stations du marais de la Mekhada (2021-2022)

2021-2022	Sa	Sb	Sc	Sd
Variables	Moy Min ; Max	Moy Min ; Max	Moy Min ; Max	Moy Min ; Max
T° eau	14,1 13,3 ; 14,9	18,5 14,8 ; 22,2	15,2 13,5 ; 17	16,7 14,5 ; 19
pH	7,66 7,49 ; 7,83	7,65 7,6 ; 7,71	6,97 6,88 ; 7,07	7,17 6,87 ; 7,47
CE (ms /cm)	649,3 606,3 ; 692,3	1315,6 0,02 ; 0,24	716,4 649,3 ; 783,6	917,8 739,6 ; 1042
TDS (g/l)	458,5 420 ; 497	474,7 451,5 ; 498	483,5 305,6 ; 661,5	290 280 ; 300
S (mg/l)	356,8 325,3 ; 388,3	369,6 345,6 ; 393,6	327,8 269,6 ; 386	455 352 ; 558

Tableau 12 : Qualité physico-chimiques de l'eau des quatre stations du marais de la Mekhada(2022-2023)

2022-2023	Sa	Sb	Sc	Sd
Variables	Moy Min ; Max	Moy Min ; Max	Moy Min ; Max	Moy Min ; Max
T° eau	13,4 9,5 ; 17,3	14,4 11,5 ; 17,3	14,9 13,05 ; 16,9	15,2 12,6 ; 17,8
pH	7,26 7,1 ; 7,43	6,96 6,46 ; 7,46	7,58 7,51 ; 7,66	7,25 6,6 ; 7,91
CE (ms /cm)	974,5 960,5 ; 989	865,5 744,5 ; 986	969,5 805,5 ; 1134	1040,5 1006 ; 1074,5
TDS (g/l)	199,5 194 ; 205	255,1 242,2 ; 268	387,2 365,5 ; 409	644,7 590 ; 699,5
S (mg/l)	299 248,5 ; 349,5	397,2 386 ; 408,5	360 342 ; 378	517,2 457,5 ; 577

V .1.1. La température

Au niveau du lac Tonga, la température minimale obtenue durant le premier cycle (2021-2022), a été enregistrée durant l'automne. Au niveau des cinq stations d'étude, elle fluctue entre 14,1°C et 16,1°C (S3), alors qu'au niveau de la Mekhada, les températures enregistrées dans la même année oscillent entre 13,3°C (Sa) et 13,5°C (Sd) pendant la saison hivernale, ainsi que les valeurs maximales notées dans toutes les stations, avec un maximum signalé pendant le printemps au niveau de la station S5. Il n'y a pas de grands écarts entre les valeurs de température entre les stations au cours de chaque saison d'étude.

Durant le deuxième cycle, les valeurs de température atteignent un maximum de 30 °C (S3 et S5), puis elles diminuent. Au niveau de la Mekhada, elles sont presque stables dans toutes les stations parce que la température de l'air varie entre 13,1°C et 25°C (**Figures 12 et 13**).

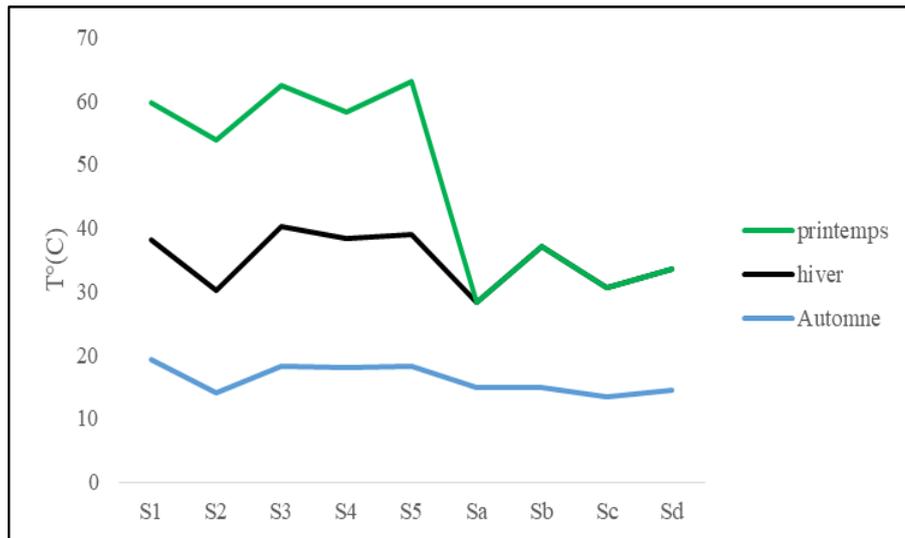


Figure 12. Variations de la température dans le lac Tonga et le marais de la Mekhada

(2021-2022)



Figure 13. Variation de la température dans le lac Tonga et le marais de la Mekhada

(2022-2023)

V.1.2. Le pH de l'eau

Les données du pH trouvées au niveau des neuf stations n'indiquent pas les balancements journaliers en augmentation de ce paramètre, mais montrent au moment du prélèvement des macro-invertébrés l'état du lac durant la journée en durée de photosynthèse active. Une stabilité du pH entre 6 et 8 est notée durant les saisons d'automne, hiver et printemps sur les deux lacs pendant les deux années étudiées.

Pour le premier cycle, le pH moyen du lac est basique à alcalin. Les valeurs enregistrées varient entre 6,05 et 6,76 au niveau de toutes les saisons à travers toutes les stations du Tonga, ce qui doit sûrement permettre une totalité de microorganismes importante (**Figure 14**). Pour le deuxième cycle, une analyse de pH mesuré durant les deux cycles montrent que les valeurs font apparaître des variations très faibles, notamment avec des valeurs oscillant entre 7,66 dans la station Sc et 7,91 à la station Sd (**Figure 15**).

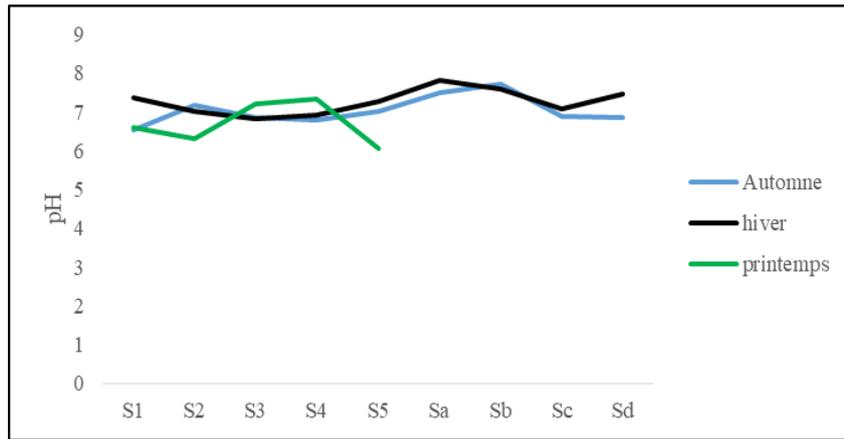


Figure 14. Variation du pH de l'eau du lac Tonga et marais de la Mekhada (2021-2022)

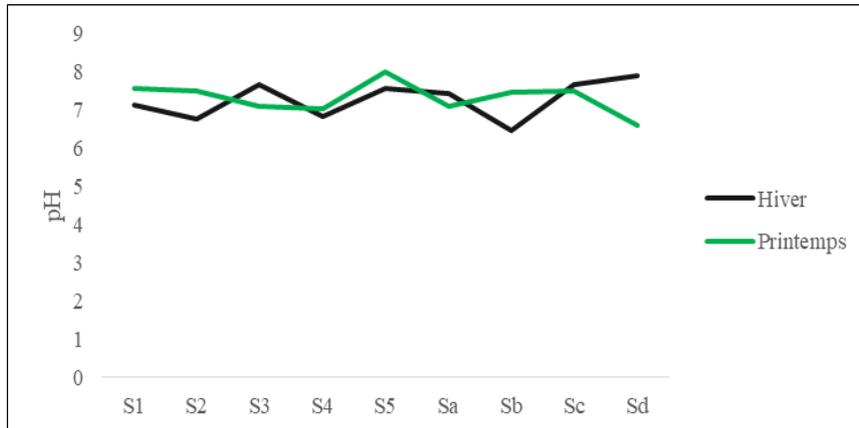


Figure 15. Variation du pH de l'eau du lac Tonga et marais de la Mékhada (2022-2023)

IV.1.3. La conductivité électrique

La conductivité est la capacité d'une solution à transmettre le courant électrique selon la concentration globale de substances ionisées dissoutes dans l'eau, mesurée en micro siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Pour le premier cycle d'étude, la conductivité électronique montre des valeurs importantes pendant la période hivernale au niveau des neuf stations appartenant aux deux lacs. Le pic est enregistré à la station S4 avec $1944,6 \mu\text{S}/\text{cm}$. Le minimum est enregistré dans les trois stations du lac Tonga S3, S4, S5 avec $355 \mu\text{S}/\text{cm}$, $408 \mu\text{S}/\text{cm}$, $455 \mu\text{S}/\text{cm}$ respectivement.

Egalement, une augmentation a été observée à la station Sd du marais de la Mékhada. Les résultats concernant la conductivité dans les stations sont manquants à cause de l'assèchement complet de l'eau pendant le printemps (**Figure 16**).

Pour le deuxième cycle d'étude, on remarque que la valeur maximale est notée à la station S3 du lac Tonga (1540 $\mu\text{S}/\text{cm}$), puis elle régresse jusqu'à atteindre son minimum à la station S4 (**Figure 17**).

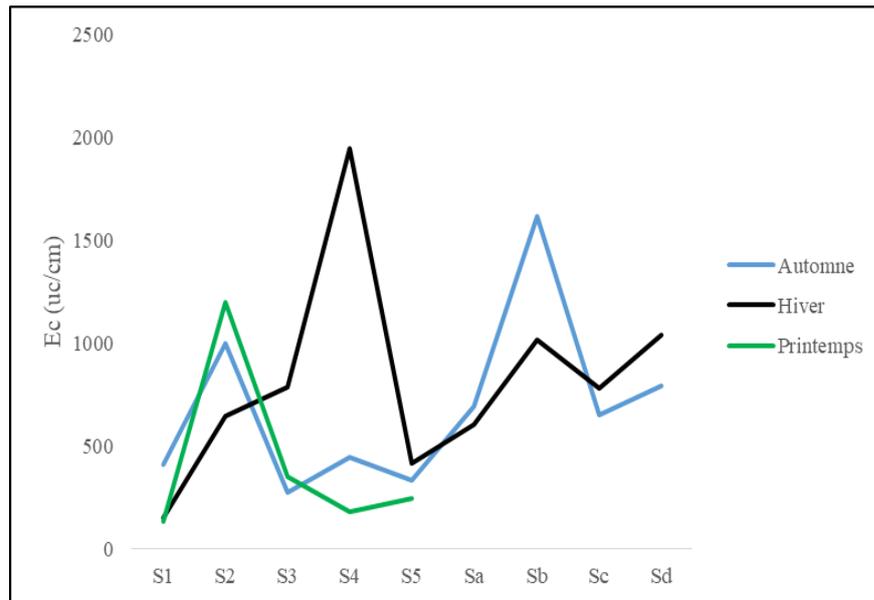


Figure 16. Variation de la conductivité électrique du lac Tonga et du marais de la Mékhada (2021-2022)



Figure 17. Variation de la conductivité électrique du lac Tonga et du marais de la Mékhada (2021-2022)

V.1.4. Le total des solides dissous (TDS)

Le TDS correspond à la concentration totale de toutes les substances solides, qu'elles soient inorganiques ou organiques, qui sont dissoutes dans l'eau. Parmi les sels inorganiques fréquemment trouvés dans l'eau, on compte : le potassium, le calcium, le magnésium et le sodium. Ces éléments se présentent sous forme de carbonates, de cations, de bicarbonates, de chlorures et sulfates, nitrates et sont tous des anions.

Pour le premier cycle d'étude (2021-2022), le taux de solides dissous dans les eaux du lac Tonga et de la Mekhada présente de grandes fluctuations au cours des trois saisons (automne, hiver et printemps). En effet, il varie entre un maximum (700 ppm) à la station S4 et un minimum, marqué aux deux stations S1 et S5, entre 204 ppm et 234 ppm. L'analyse du TDS pendant le printemps a marqué une valeur nulle dans la Mekhada à cause de son assèchement (**Figure 18**).

Pour le deuxième cycle d'étude (2022-2023), on remarque une incohérence dans les résultats entre les deux saisons, hiver et printemps, surtout à la station S3 du lac Tonga. Par contre, on remarque une augmentation progressive et similaire dans les quatre stations de la Mekhada (**Figure 19**).

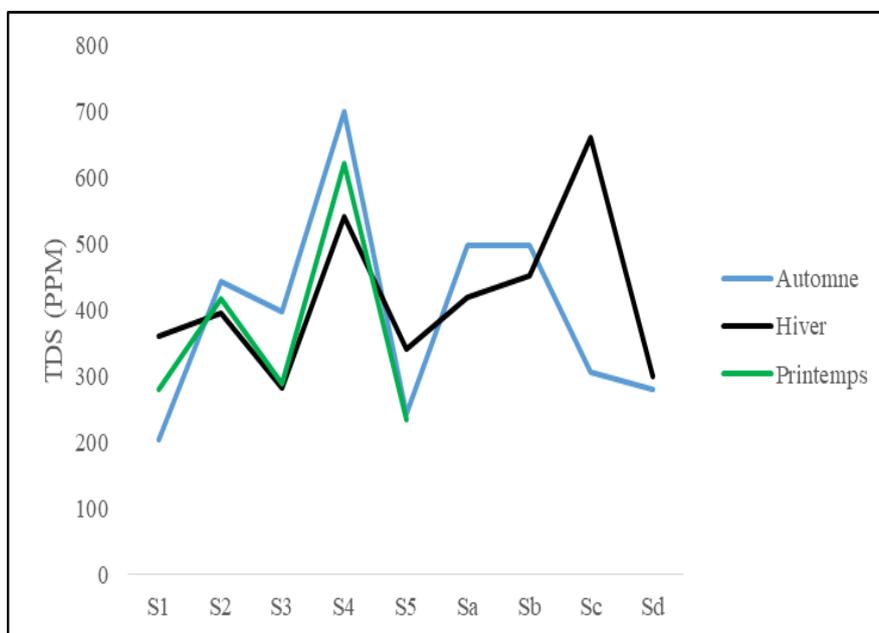


Figure 18: Variation de TDS dans le lac Tonga et le marais de la Mékhada (2021 -2022)

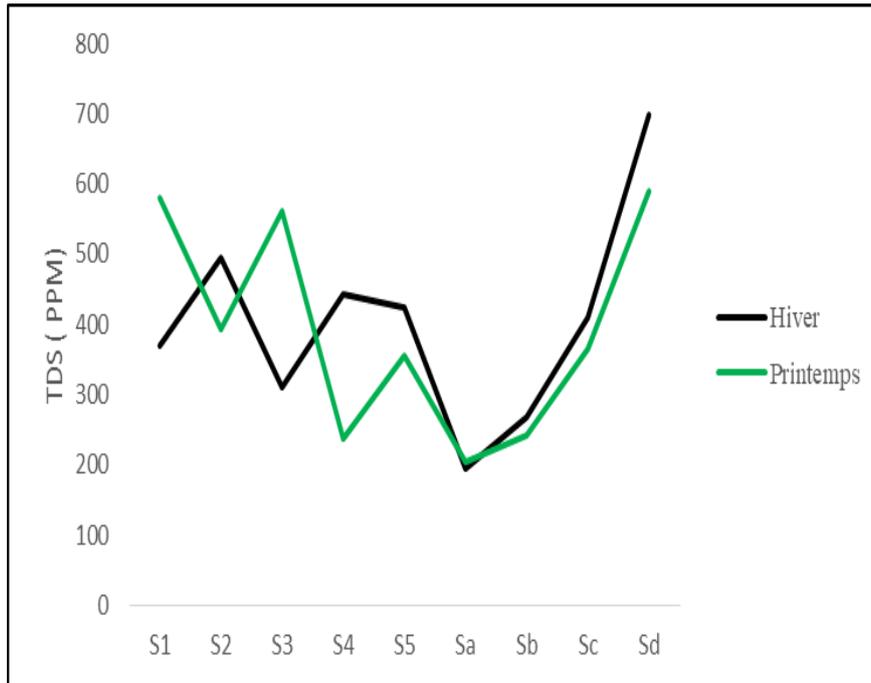


Figure 19. Variation de TDS dans le lac Tonga et le marais de la Mékhada (2022 -2023)

IV.1.5. La salinité

La salinité mesure la concentration de sels dissous dans l'eau, tels que le chlorure de magnésium, le chlorure de sodium et le sulfate de magnésium.

Concernant le premier cycle d'étude (2021-2022), on remarque que la salinité des deux lacs est élevée durant les deux saisons automnale et hivernale. Les maximums atteignent une valeur de 628 ppt aux deux stations S4 du Tonga et Sd du Mekhada en hiver. Le minimum est enregistré à la station S3 du lac Tonga (**Figure 20**).

Pour le deuxième cycle d'étude, les résultats de salinité observés pendant l'hiver et le printemps montrent des similitudes dans les teneurs. La salinité minimale enregistrée était de 248,5 ppt à la station Sa du Mékhada, tandis que le maximum a atteint 577 ppt à la station Sd (**Figure 21**).

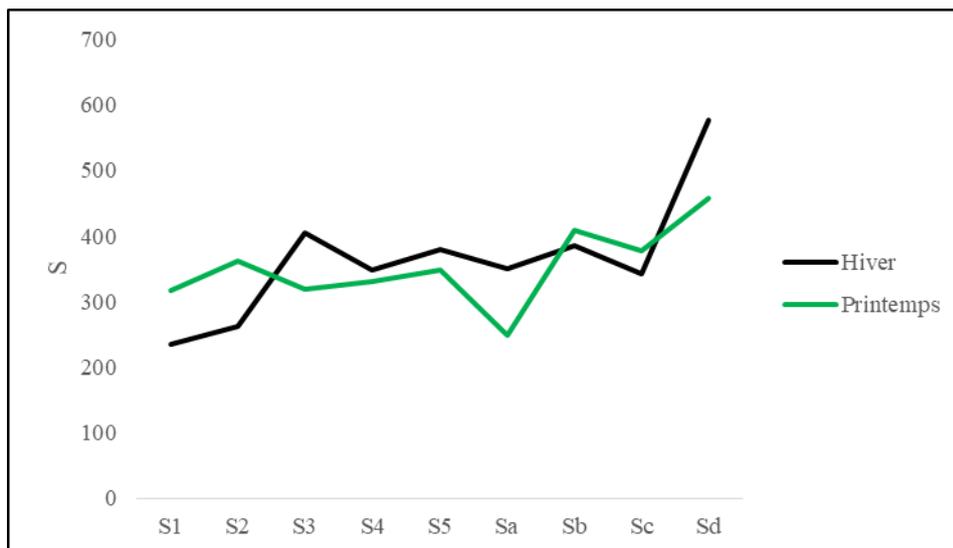


Figure 20. Variation de la salinité dans le lac Tonga et le marais de la Mékhada (2021 - 2022)

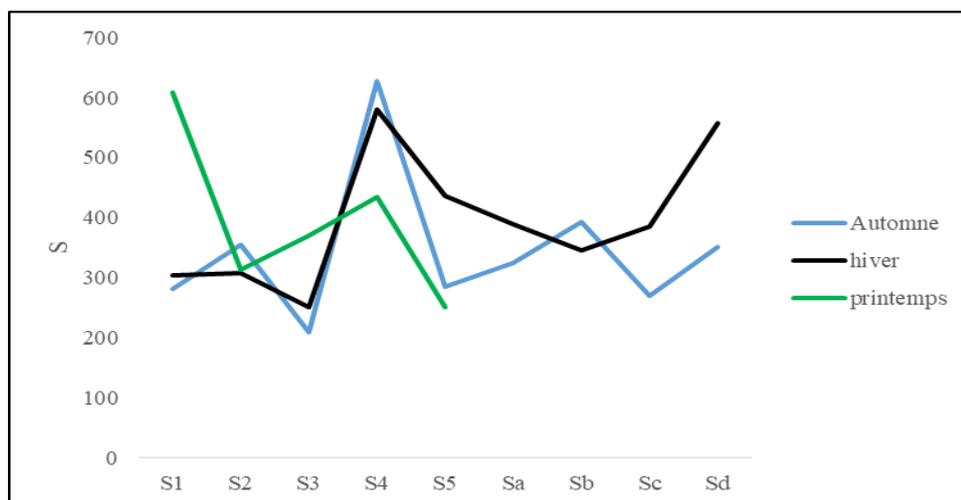


Figure 21. Variation de la salinité dans le lac Tonga et le marais de la Mékhada (2022 - 2023)

V.2. Analyse globale de la macrofaune

Une fois la taxonomie déterminée au laboratoire un inventaire de la faune de macro-invertébrés dont les résultats pour chaque station sont présentés dans un tableau (**Tableau 18 ; 19**) a été établi. Dans ce travail, nous avons capturé, trié et identifié 1904 spécimens de macro-invertébrés, regroupés en 74 taxons, dont 1228 dans le lac Tonga et 676 dans le marais de la Mekhada. Dans ces populations, la majorité des taxa sont des insectes (**Figure 22**).

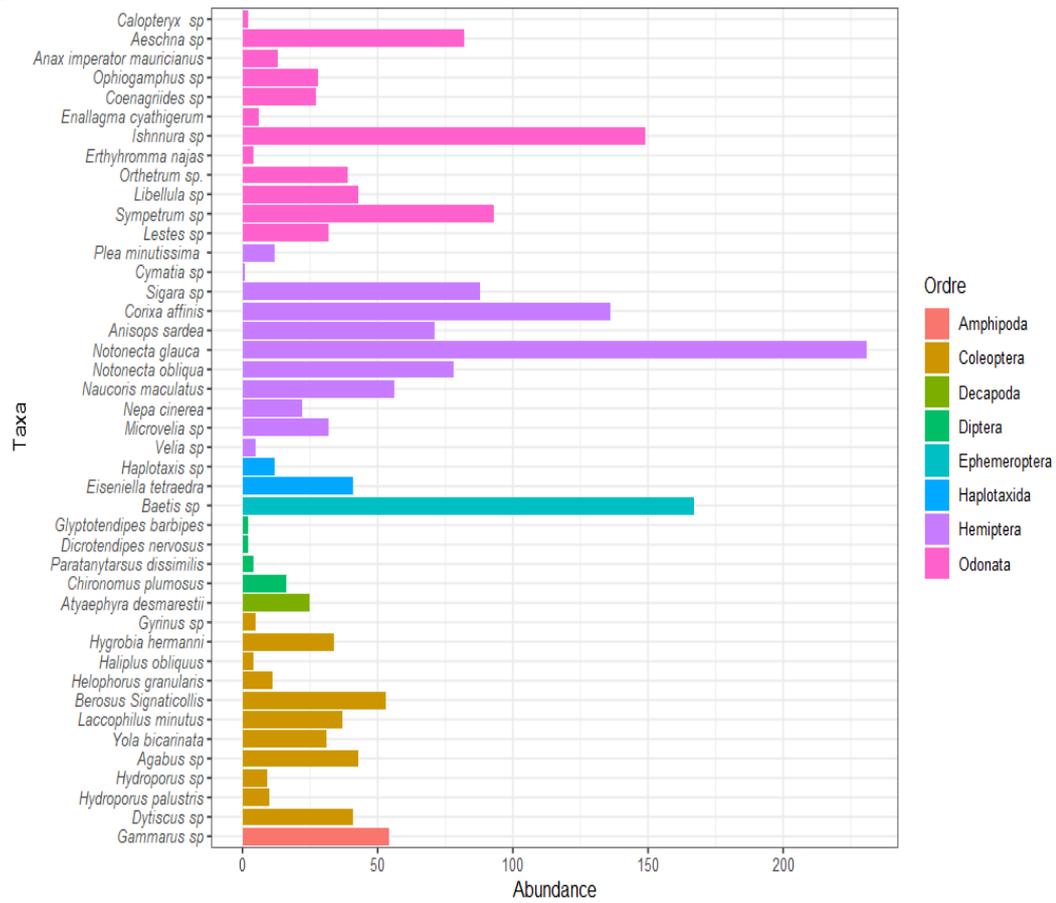


Figure 22. La répartition de l'abondance par ordres observée dans les stations étudiées

V.2.1. L'analyse des peuplements faunistiques du lac Tonga

Durant la période l'étude, 1228 individus ont été rassemblés dans les cinq stations d'échantillonnage appartenant à trois classes (Insecta, Crustacea et Clitellata). Ce site regroupe Les macro-invertébrés de ce site appartiennent à neuf ordres et 23 familles. Avec 91,24 %, les insectes constituaient la classe dominante sur le plan diversité et abondance. Les plus riches en familles étaient les ordres des Hémiptères (35,77 % : six familles) et des Odonates (33,33 % : huit familles). Les autres ordres d'insectes présentaient un pourcentage moins important, tels que les Coléoptères (13,46 % : trois familles), les Éphéméroptères (6,81%: une famille) et les Diptères (1,87 %). Deux ordres, Amphipoda (3,49%) et Decapoda (2,03%) et deux familles représentent les Crustacés (5,52 %). Un seul ordre, celui des Haplotaaxida, et deux familles taxonomiques, constituent les Clitellates (3,24%) (Tableau 13 ; Figure 23).

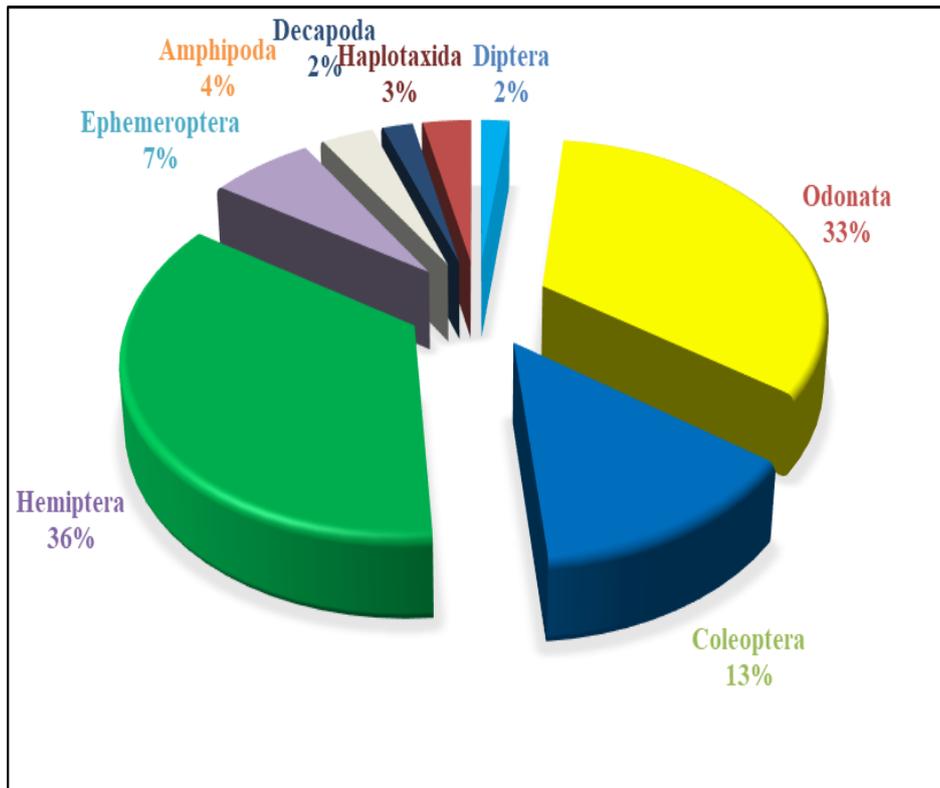


Figure 23. Pourcentages des ordres récoltés au niveau du lac Tonga

Tableau 13 : Taxonomie des cinq stations d'échantillonnage du lac Tonga

Classe	Ordre	Famille	Genre/espèces	S1	S2	S3	S4	S5
Insecta	Diptera	Chironomidea	<i>Chironomus plumosus</i>	11	0	4	0	0
			<i>Paratanytarsus dissimilis</i>	1	0	3	0	0
			<i>Dicrotendipes nervosus</i>	2	0	0	0	0
			<i>Glyptotendipes barbipes</i>	2	0	0	0	0
	Odonata	Lestidae	<i>Lestes</i> sp	0	1	1	0	0
		Libellulidae	<i>Sympetrum</i> sp	31	6	23	0	7
			<i>Libellula</i> sp	28	1	0	5	5
			<i>Orthetrum</i> sp.	0	0	2	1	1
		Coenagrionidae	<i>Erythromma</i> sp	2	0	0	0	0
			<i>Ischnura</i> sp	43	51	16	12	7
			<i>Enallagma cyathigerum</i>	0	0	5	1	0
			<i>Coenagriides</i> sp	0	0	22	0	5
		Gomphidae	<i>Ophiogamphus</i> sp	0	0	0	0	4
		Aeshnidae	<i>Anax imperator</i>	4	4	2	2	0
			<i>Aeschna</i> sp	62	2	20	9	19
	Calopterygidae	<i>Calopteryx</i> sp	0	1	0	0	1	
	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Dytiscus</i> sp	9	10	5	4	7
			<i>Hydroporus</i> sp	3	0	0	1	5
			<i>Agabus</i> sp	1	3	27	0	4
			<i>Yola bicarinata</i>	3	1	0	0	5
			<i>Laccophilus minutus</i>	22	0	0	8	4
		Hydrophilidae	<i>Berosus Signaticollis</i>	10	1	0	3	1
			<i>Helophorus granularis</i>	4	0	4	0	0
		Hygrobiidae	<i>Hygrobia hermanni</i>	7	0	4	0	10
	Hemiptera	Veliidae	<i>Velia</i> sp	0	0	1	0	0
			<i>Microvelia</i> sp	13	2	3	7	7
		Nepidae	<i>Nepa cinerea</i>	1	0	0	0	0
		Naucoridae	<i>Naucoris maculatus</i>	22	3	23	0	0
		Notonectidae	<i>Notonecta obliqua</i>	20	9	23	0	6
			<i>Notonecta glauca</i>	63	6	53	19	17
			<i>Anisops sardea</i>	12	2	5	1	1
		Corixidae	<i>Corixa affinis</i>	11	15	19	29	4
			<i>Sigara</i> sp	13	1	3	10	12
			<i>Cymatia</i> sp	1	0	0	0	0
	Pleidae	<i>Pleaminutissima</i>	0	0	0	4	0	
	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i> sp	37	31	8	4	4
Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i> sp	15	6	11	11	0
	Decapoda	Atyidae	<i>Atyaephyra desmarestii</i>	7	3	3	0	12
Clitellata	Haplotaxida	Lumbricidae	<i>Eiseniellate traedra</i>	17	5	0	0	10
		Haplotaxidae	<i>Haplotaxis</i> sp	2	0	3	0	3

V.2.2. L'étude de la macrofaune du marais de la Mekhada

Durant nos analyses de la macrofaune benthique, on a récolté un total de 676 individus dans les quatre stations de prélèvement du marais de la Mekhada. Ces individus appartiennent à trois classes (Insecta, Crustacea et Clitellata). Il y existe huit ordres et 21 familles de la macrofaune aquatique dont cinq ordres et 18 familles d'insectes. La classe la plus variée et la plus riche en communautés de macro-invertébrés échantillonnées sur ce site était celle des insectes (96,45 %). Les ordres les plus riches étaient les Hémiptères (43,05 % : cinq familles) puis les Odonates (24,41 % : six familles). Les insectes appartenant aux autres ordres étaient moins nombreux : les Coléoptères (16,57 % : cinq familles), les Éphéméroptères (12,28 % : une famille) et les Diptères (0,15 % : une famille). Il y a un seul ordre des Crustacés, celui des Amphipoda, avec 1,63 %, et une famille, celle des Gammaridae. Un seul ordre et deux familles taxonomiques représentent les Clitellates (1,92 %) (Tableau 13 ; figure 24).

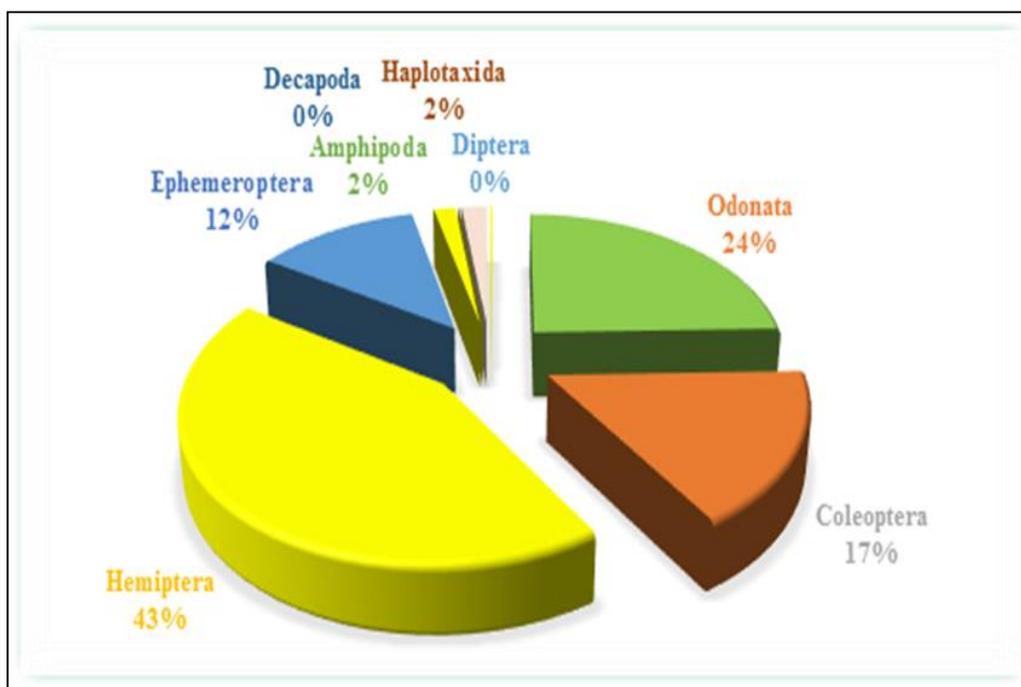


Figure 24. Pourcentage des ordres récoltés au niveau du marais de la Mekhada

Le tableau 14 montre les divers indices de diversité des stations échantillonnées au niveau de la Mekhada. Il y a en effet sept ordres et 18 familles à la première station (Sa), cinq ordres et 14 familles dans la deuxième station (Sb), six ordres et 14 familles dans la troisième station (Sc) et huit ordres et 19 familles dans la quatrième (Sd).

Tableau 14: Taxonomie des quatre stations d'échantillonnage du marais de la Mekhada

Classe	Ordre	Famille	Genre/Espèces	Sa	Sb	Sc	Sd	
	Diptera	Chironomidea	<i>Chironomus plumosus</i>	0	0	0	1	
	Odonata	Lestidae	<i>Lestes</i> sp	3	17	2	8	
			<i>Sympetrum</i> sp	18	0	8	0	
		Libellulidae	<i>Libellula</i> sp	1	0	1	2	
			<i>Orthetrum</i> sp.	25	8	1	1	
			<i>Erthyromma</i> sp	0	0	0	2	
		Coenagrionidae	<i>Ischnura</i> sp	0	20	0	0	
			<i>Ophiogamphus</i> sp	24	0	0	0	
		Aeshnidae	<i>Anax imperator</i>	0	1	0	0	
			<i>Aeschna</i> sp	5	11	1	6	
		Coleoptera	Dytiscidae	<i>Dytiscus</i> sp	3	1	0	2
	<i>Hydroporu spalustris</i>			5	0	0	5	
	<i>Agabus</i> sp			0	5	0	3	
	<i>Yola bicarinata</i>			12	8	2	0	
	<i>Laccophilus minutus</i>			3	0	0	0	
	Hydrophilidae		<i>Berosus Signaticollis</i>	22	11	0	5	
			<i>Helophorus granularis</i>	1	0	0	2	
	Halipilidae		<i>Halipilus obliquus</i>	3	0	0	1	
	Hygrobiidae		<i>Hygrobia hermanni</i>	6	1	2	4	
	Gyrinidae		<i>Gyrinus</i> sp	1	4	0	0	
	Hemiptera		Veliidae	<i>Velia</i> sp	0	2	0	2
		Nepidae	<i>Nepa, cinerea</i>	1	0	15	5	
		Naucoridae	<i>Naucoris maculatus</i>	5	1	1	1	
		Notonectidae	<i>Notonecta obliqua</i>	8	3	1	8	
			<i>Notonecta glauca</i>	12	15	35	11	
			<i>Anisops sardea</i>	33	3	14	0	
		Corixidae	<i>Corixa affinis</i>	5	27	11	15	
			<i>Sigara</i> sp	1	0	16	32	
	Pleidae	<i>Pleaminutissima</i>	1	0	4	3		
	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i> sp	7	20	5	51	
	Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i> sp	1	4	3	3
	Clitellata	Haplotaxida	Lumbricidae	<i>Eiseniella tetraedra</i>	3	0	5	1
Haplotaxidae			<i>Haplotaxis</i> sp	2	0	0	2	

V.2.3. Composition taxonomique des macro-invertébrés benthiques

V.2.4. Composition taxonomique des insectes

V.2.4.1. Les hémiptères

Au lac Tonga, les hémiptères représentent 36% de la macrofaune benthique. La famille des Notonectidae est la plus présente, avec un pic maximal chez *Notonecta glauca* (36

%), suivie par les Corixidae, qui sont dominés par *Corixa affinis* (18 %), les Naucoridae, avec une seule espèce : *Naucoris maculatus* (11 %), les Veliidae, les Nepidae et les Pleidae, qui sont présentes avec de faibles abondances dans toutes les stations étudiées (**Figure 25**).

Au niveau de la Mekhada, ils représentent près de 43 %. L'espèce dominante au sein de la famille des Notonectidae est *Notonecta glauca* (25%), ensuite la famille des Corixidae, où *Corixa affinis* (20 %) était présente dans les quatre stations. Les Veliidae, les Naucoridae, les Nepidae et les Pleidae ont été trouvées avec de faibles pourcentages et ceci dans toutes les stations explorées (**Figure 25**).

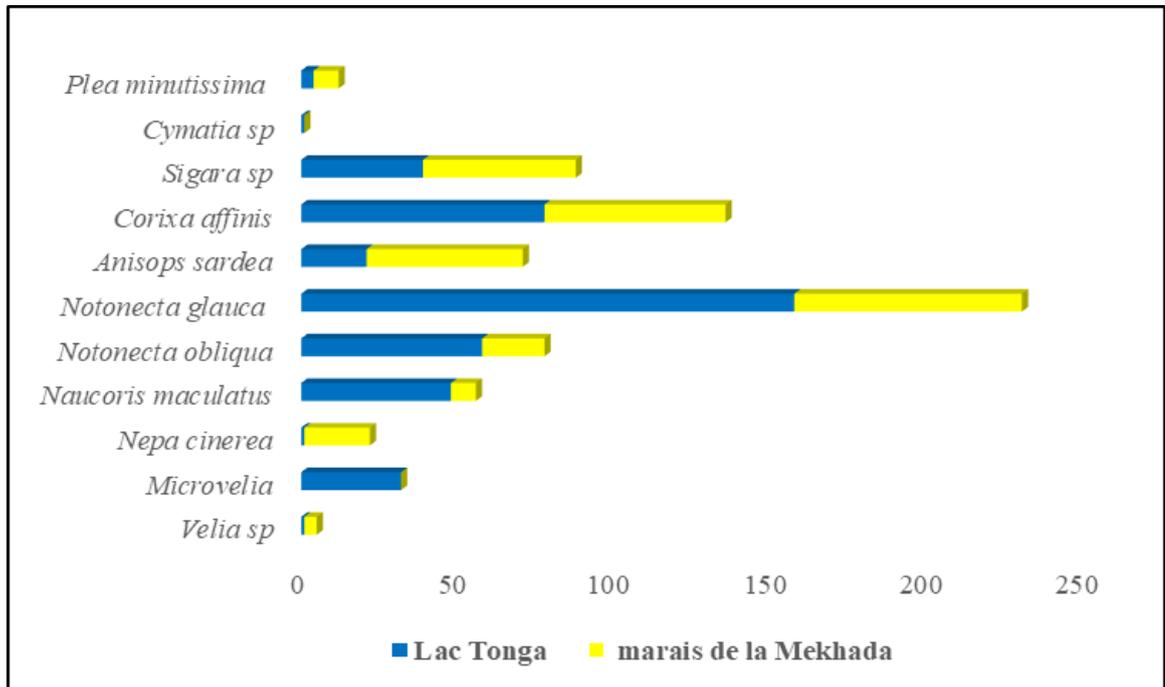


Figure 25. L'abondance des Hémiptères dans toutes les stations d'étude.

V.2.4.2. Les odonates

En ce qui concerne le lac Tonga, les odonates représentent 32 % des macro-invertébrés, ensuite viennent les hémiptères. Les Coenagrionidae constituent la famille la plus riche, avec un pic de 31 % chez *Ischnura sp*. Les Aeshnidae et les Libellulidae ont enregistré respectivement 18 % et 10 % de leur présence, avec des pourcentages importants. À l'exception des Gomphidae, qui ont été signalés dans la cinquième station (S5) (**Figure 26**).

Dans le marais de la Mekhada, les Odonates représentent le taxon le plus représentatif après les Hémiptères (24 %). Les familles y étaient présentes : les Libellulidae (39 %), qui sont

principalement caractérisés par *Orthetrum* sp. une espèce très répandue dans la première station (S1) ; les Lestidae (18 %) ; les Gomphidae (15 %) ; les Aeshnidae (15 %) et les Coenagrionidae (13 %) et (Figure 26).

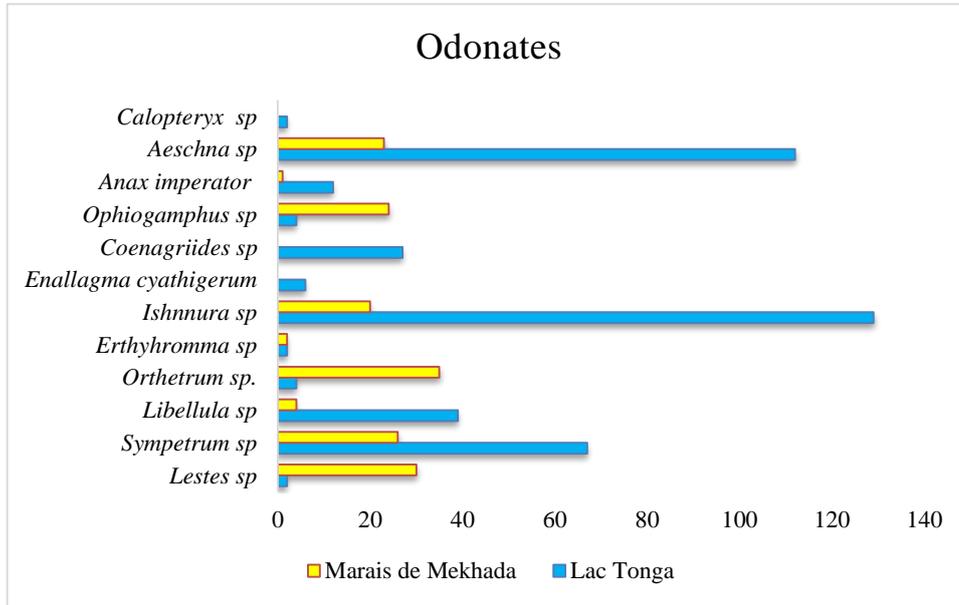


Figure 26. L'abondance des Odonates dans toutes les stations d'étude

V.2.4.3. Les coléoptères

Dans la présente étude, au niveau du lac Tonga, les coléoptères représentent la plus grande diversité de la macrofaune benthique dans son ensemble (13 %). Quatre familles sont présentes : les Dyticidae qui constituent la famille la plus importante, comprenant des genres dominants tels que *Dytiscus* sp. *Agabus* sp. Et *Laccophilus minutus* (21 %), ce dernier n'était pas présent dans les deux stations S2 et S3. Toutefois, les deux familles, les Hydrophilidae et les Hygrobiidae, sont relativement peu nombreuses (Figure 27).

D'autre part, dans le marais de la Mekhada, les coléoptères échantillonnés appartiennent aux familles des Dyticidae et des Hydrophilidae (17 %). Celles-ci sont communes dans les trois stations Sa, Sb et Sd (Figure 27).

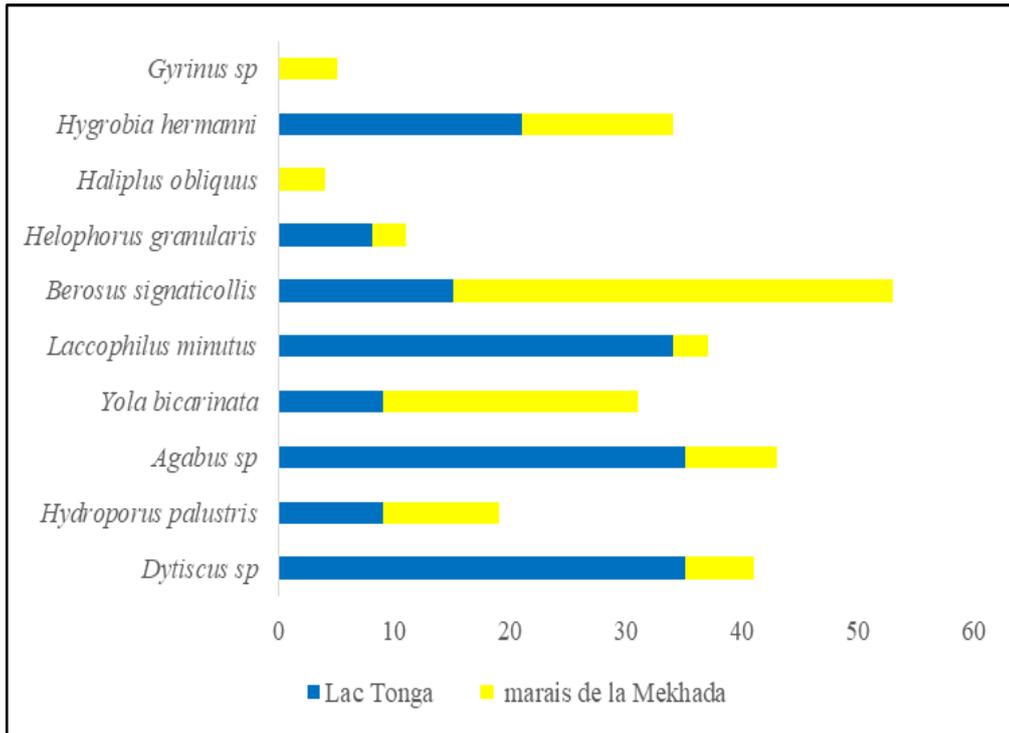


Figure 27. L'abondance des Coléoptères dans les stations d'étude

V.2.4.4. Les éphéméroptères

Les résultats concernant le lac Tonga montrent un pourcentage de 7 % pour une seule famille, celle des Baetidae, avec des valeurs qui ne dépassent pas les 40 individus

Dans le marais de la Mekhada, ils représentent 12% des échantillons prélevés. De même, une seule famille, celle des Baetidae, est représentée et une seule espèce, *Baetis sp.* dont la plus grande dominance a été examinée dans la quatrième station (Sd) (Figure 28).

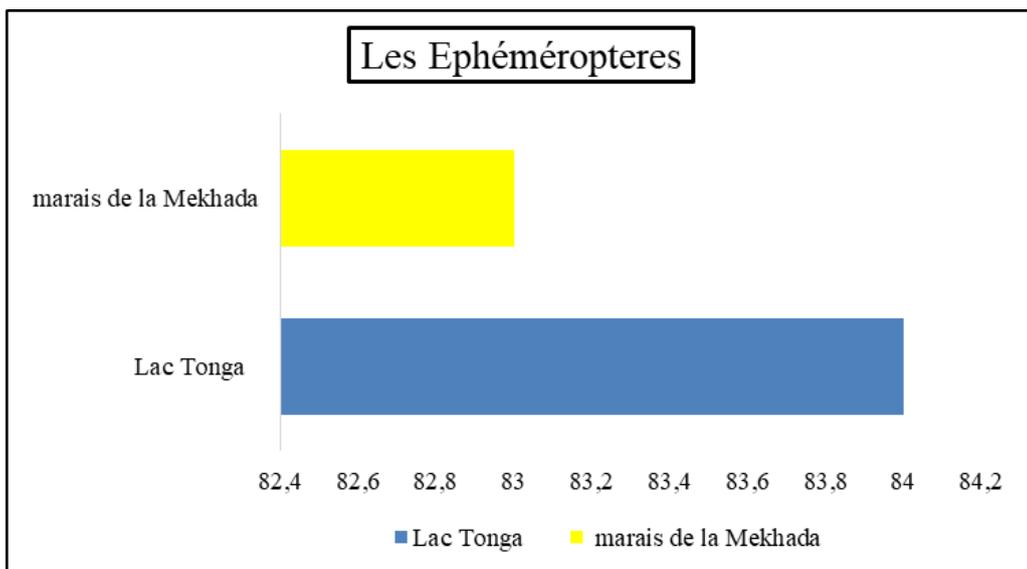


Figure 28. L'abondance des Ephéméroptères dans les stations d'étude

V.2.4.5. Decapoda , Diptera

Un pourcentage de 3% des Amphipodes représentés par une seule famille, les Gammaridae. Identiquement les Diptera (**Figure 29**). Au sein du marais de la Mekhada les Diptères sont constitués d'une famille unique, les Chironomidae, et une espèce unique, *Chironomus plumosus*. Les Decapoda représentent les ordres les moins nombreux (2 %) dans les cinq stations du lac Tonga.

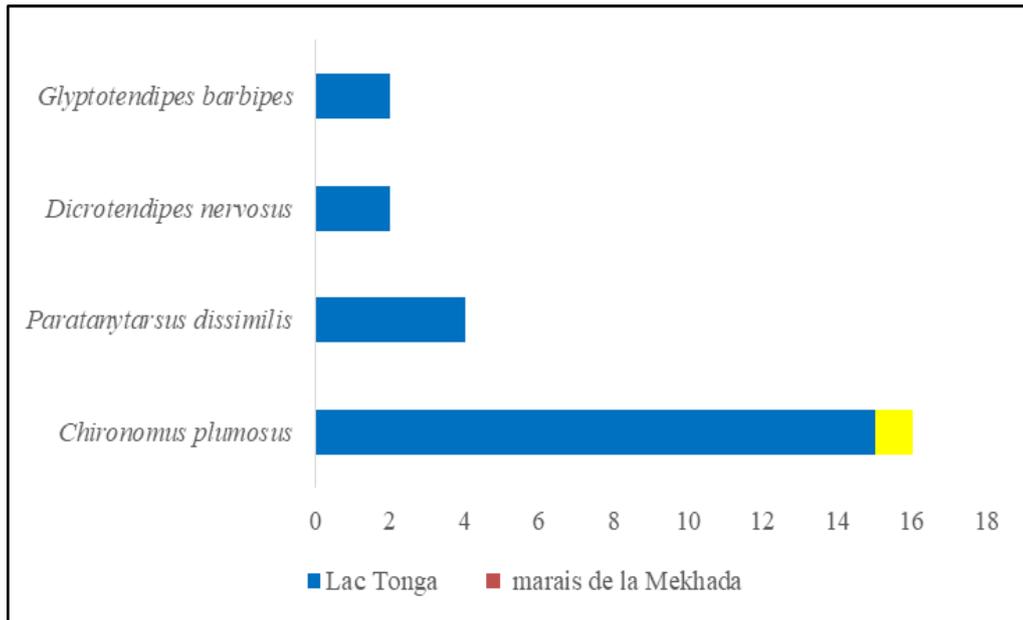


Figure 29. L'abondance des Diptères dans les stations d'étude

V.2.4.7. Haplotaxida

Au sein du lac Tonga, les Haplotaxida constituent 3% des échantillons. Avec deux familles : les Lumbricidae et les Haplotaxida représentent 2 % du total. Toutes les stations étudiées abritent les deux ordres avec des effectifs faibles (**Figure 30**).

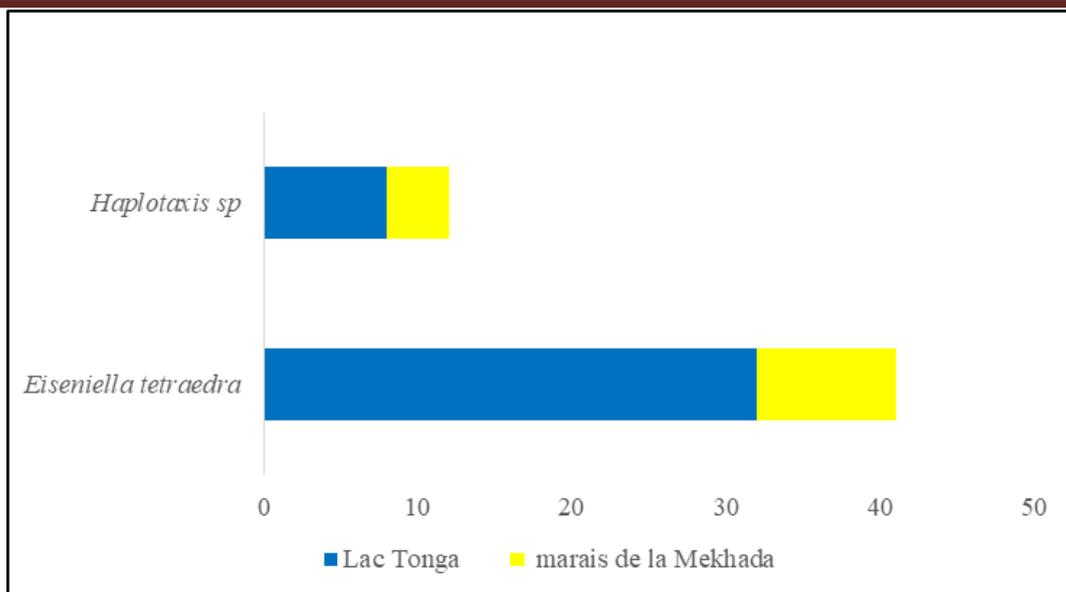


Figure 30. L'abondance des Haplotaxida dans toutes les stations d'étude.

V.3. Analyse des données

V.3.1. Les indices de structure

Les valeurs des indices de diversité des deux sites explorés sont données dans le **tableau 15** et la **figure 31**.

L'étude de ces indices concernant les macro-invertébrés montre que la faune du lac Tonga est sensiblement supérieure en abondance et en richesse spécifique à celle du marais de la Mekhada.

Les quatre indices les plus dominants ont été examinés au lac Tonga, avec un minimum de H' de 2,354 bits, une valeur E de 0,762, Simpson de 0,845 et une richesse spécifique de 22 au niveau de la station S2. La dernière station (S5) a enregistré un indice de Margalef de 3,487, une richesse maximale de 27, $H' = 3,076$ bits. La station (S5) montre une valeur de E de 0,934 et de Simpson de 0,946 (**Figure 31**)

Tableau 15. Indices de diversité des neuf stations

Diversité	Stations								
	S1	S2	S3	S4	S5	Sa	Sb	Sc	Sd
Richesse	32	22	28	18	27	27	20	18	26
Individus	479	164	295	131	164	211	162	127	176
Simpson (1-D)	0,940	0,845	0,922	0,892	0,946	0,917	0,907	0,865	0,862

Shannon (H')	4,394	3,39	4,121	3,590	4,439	4,01	3,746	3,371	3,635
Margalef	5,185	4,118	4,748	3,487	5,098	4,858	3,735	3,509	4,835
Equitabilité (E)	0,87	0,762	0,857	0,862	0,934	0,843	0,867	0,808	0,773

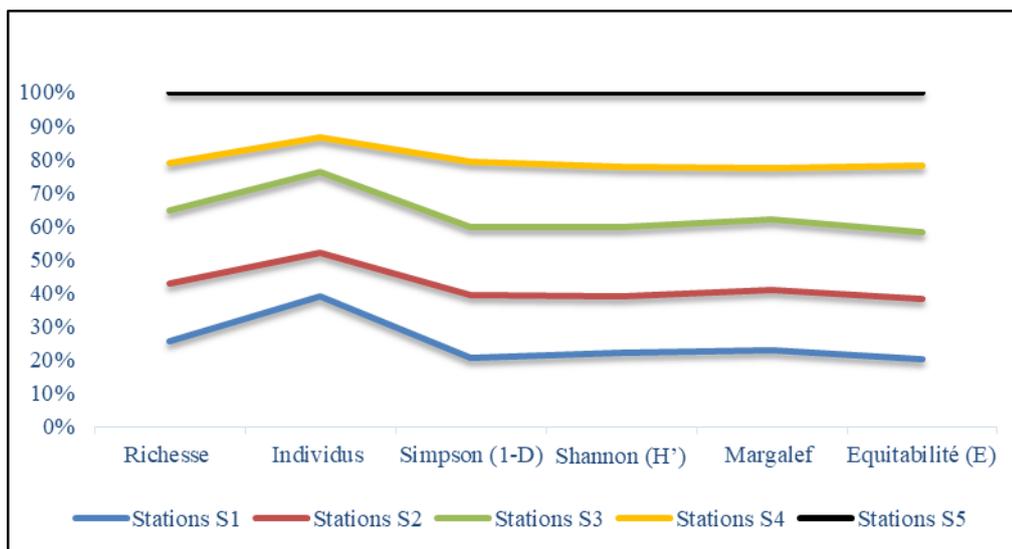


Figure 31. Les indices de diversité des cinq stations du lac Tonga

Les valeurs les plus significatives des quatre indices ont été marquées dans la Mekhada, allant d'un minimum de $H' = 2,337$ à l'indice de Margalef = 3,509 au niveau de la station Sc, ce qui correspond à une diversité d'espèces de 18. $D = 0,862$ et $E = 0,773$. La station Sd a une richesse de 26 individus, c'est le seuil maximum. $H' = 2,779$, $D = 0,917$ et indice de Margalef = 4,858 sont enregistrés dans la station Sa (Figure 32).

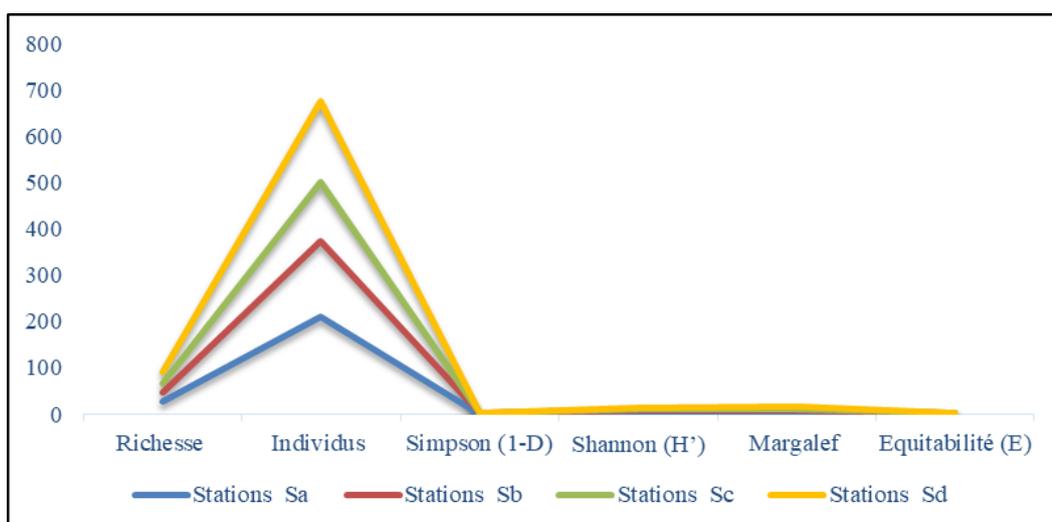


Figure 32. Les indices de diversité des quatre stations du marais de la Mekhada

V.3.2. Indice de similitude

Les deux lacs montrent une comparaison faunistique peu différentes en calculant le nombre de similitude SORENSSEN (Qs) (Magurran 1988) (Indice de similitude Jaccard = 84 %) (Figure 33).

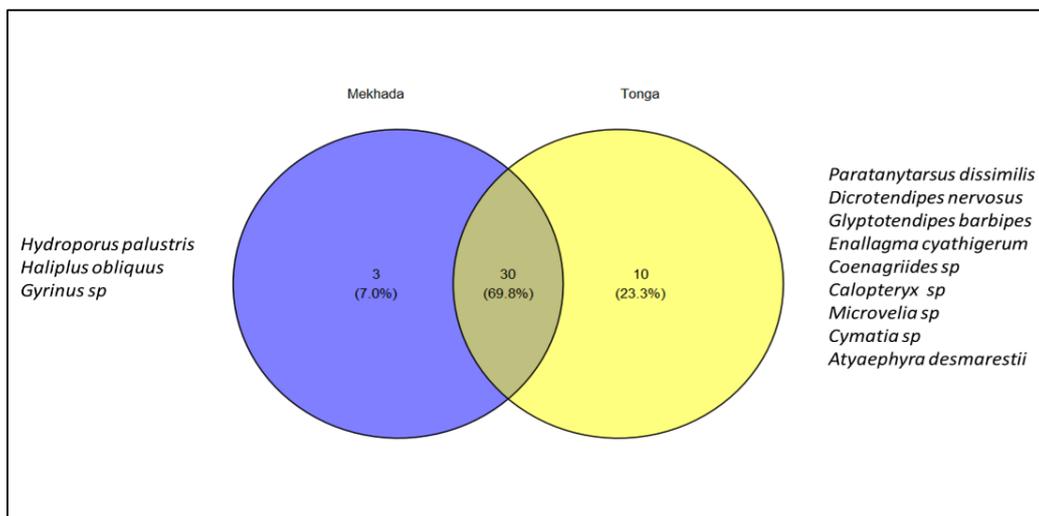


Figure 33. Le diagramme de Ven illustrant la diversité Beta entre les deux sites.

V.3.3. Fréquence d'occurrence des taxons

La fréquence d'occurrence des échantillons prélevés dans les stations du lac Tonga montre que tous les taxons indiquent des valeurs qui ne dépassent pas 30%. En effet, neuf taxons sont constants, et neuf sont omniprésents (26 %). Huit taxons sont accessoires et réguliers (24%) (Figure 34).

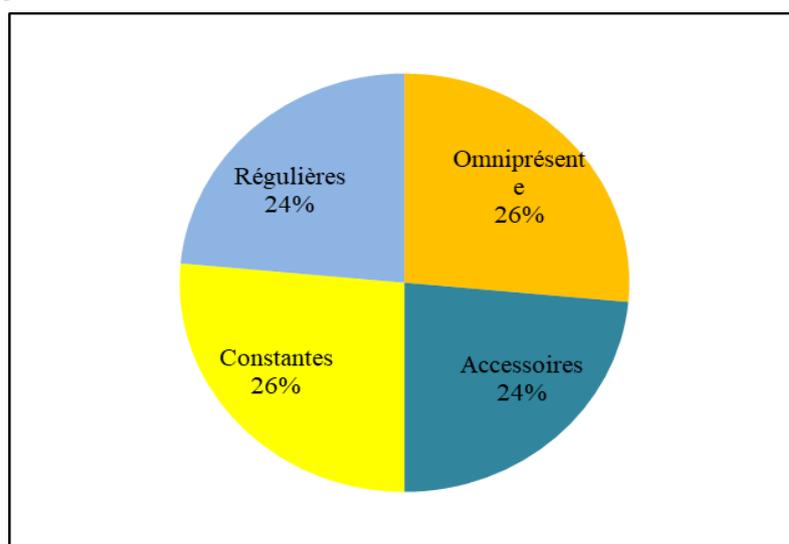


Figure 34. Fréquence d'occurrence (FC %) des communautés benthiques échantillonnées dans le lac Tonga

La fréquence d'occurrence des macro-invertébrés échantillonnés aux différentes stations du marais de la Mekhada indique que onze taxons des peuplements sont constants (32 %), (26%) sont omniprésents, (24%) et 18% sont réguliers (**Figure 35**).

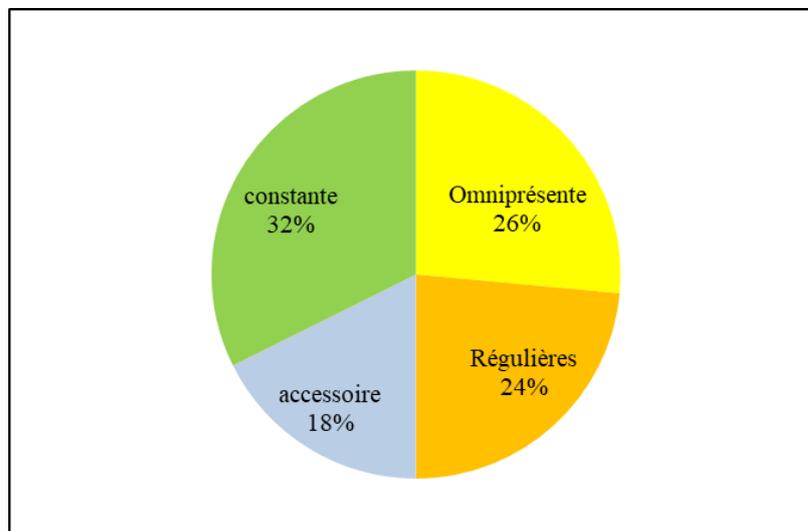


Figure 35. Fréquence d'occurrence (FC %) des macro-invertébrés échantillonnés dans le marais de la Mekhada

V.3.4. L'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS)

Le MDS (multidimensional scaling) est un ensemble de méthodes utilisées pour représenter les données d'une matrice de proximités entre objets en utilisant des modèles de distances spatiales afin de les représenter. Cette approche repose sur les recherches de Shepard et Kruskal.

Le modèle analyse de l'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS) a confirmé les résultats en produisant un ajustement satisfaisant (Stresse 0,04) avec une corrélation linéaire positive entre la dissimilarité observée et les distances d'ordination (**Figure 36**).

Pour un ajustement linéaire, R^2 est supérieur à 0,95 (**Figure 37**). Les résultats de Bray et Curtis ont été confirmés par l'analyse ANOSIM, qui a révélé des variations significatives dans la composition spécifique des macro-invertébrés entre les occurrences potentielles des deux types d'habitats analysés ($R= 0.42$; $p = 0.0171$). La liste des espèces indicatrices du lac Tonga *Dytiscus* sp, *Microvelia* sp, *Atyaephyra desmarestii*, *Aeschna* sp, celle du marais de la Mekhada : *Lestes* sp.

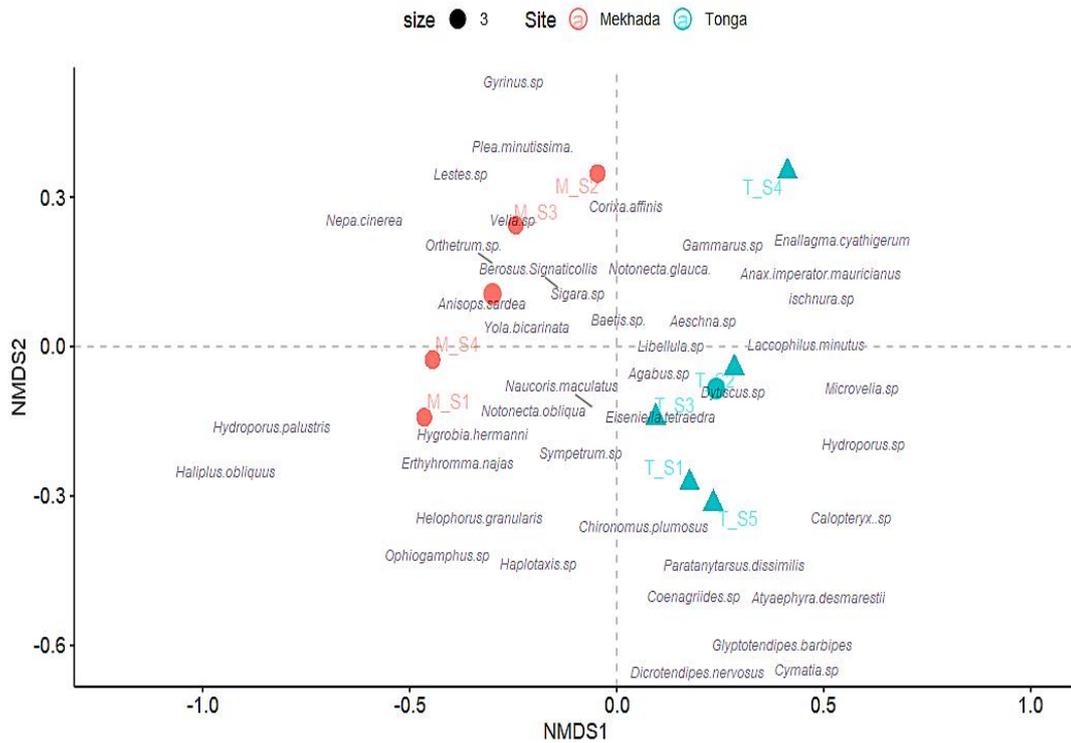


Figure 36. Plan d'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS) montrant la densité des macro-invertébrés entre les types d'habitat

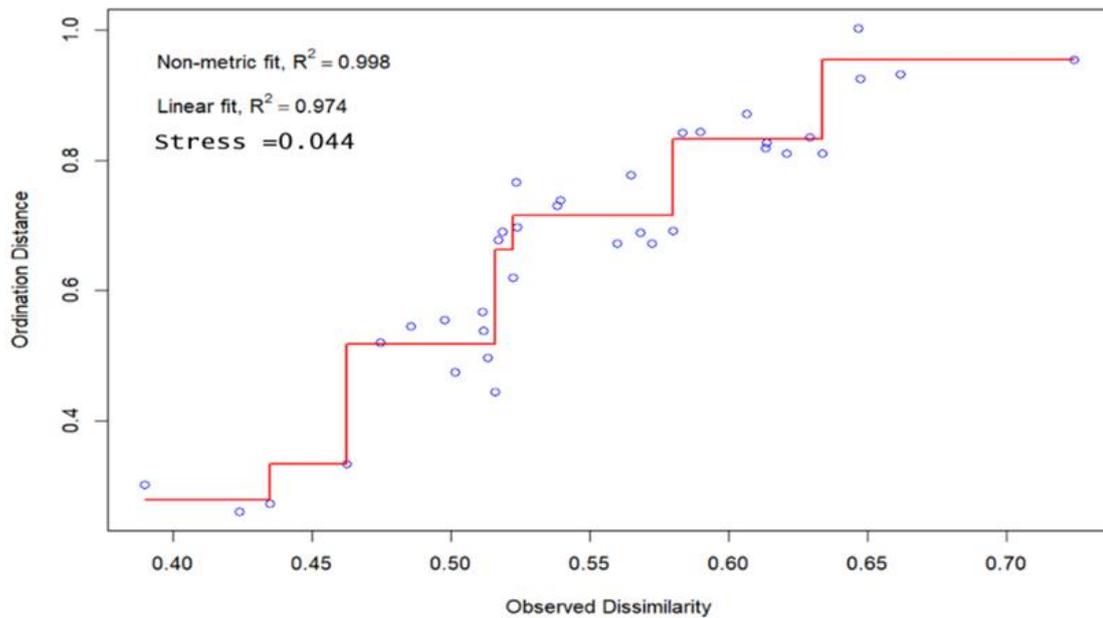


Figure 37. Diagramme de Shepard pour les résultats de mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS).

V.3.5. Analyse Factorielle des Correspondances (AFC)

La répartition spatiale des espèces a été analysée à l'aide d'une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) appliquée à une matrice composée de neuf stations et 76 espèces. L'analyse s'est focalisée sur l'abondance des espèces en fonction des stations. La représentation graphique sur le plan F1 x F2 a permis de fixer la distribution des points lignes et colonnes, en maximisant l'information sur les deux axes principaux : 27,97 % sur l'axe 1 et 32,82 % sur l'axe 2, ce qui donne un total de 60,78 % d'information représentée (**Figure 38**).

L'axe 1 oppose deux associations, la première en position positive. Il coïncide avec les taxons exposés à la station S4 qui renferme les 07 espèces les moins abondantes : *Ophiogomphus* sp, *Hygrobia hermanni*, *Sympetrum* sp, *Haplotaxis* sp *Atyaephyra desmarestii*, *Notonecta glauca*, *Chironomus plumosus*. La deuxième association est caractérisée par des espèces très abondantes inféodées toutes à la station S1, qui renferme 14 espèces : *Berosus signaticollis*, *Yola bicarinata*, *Aeschna* sp, *Microvelia* sp, *Hydroporus* sp, *Glyptotendipes barbipes*, *Sigara* sp, *Eiseniella tetraedra*, *Nepa cinerea*, *Calopteryx* sp, *Erythromma* sp, *Laccophilus minutus*, *Cymatia* sp, *Libellula* sp (**Figure 38**).

L'axe 2 est déterminé par deux groupements. Le premier est négatif, comprend 10 espèces notées au niveau de la station S3 : *Lestes* sp, *Anisops sardea*, *Notonecta obliqua*, *Naucoris maculatus*, *Coenagrionides* sp, *Enallagma cyathigerum*, *Helophorus granularis*, *Paratanytarsus dissimilis*, *Velia* sp, *Agabus* sp. Pour la position positif : 7 espèces dominant les stations S5 et S2 sont les plus représentatives en termes d'abondance englobe : *Baetis* sp *Plea minutissima*, *Corixa affinis*, *Gammarus* sp, *Ishnnura* sp, *Dytiscus* sp et *Anax imperator* (**Figure 38**).

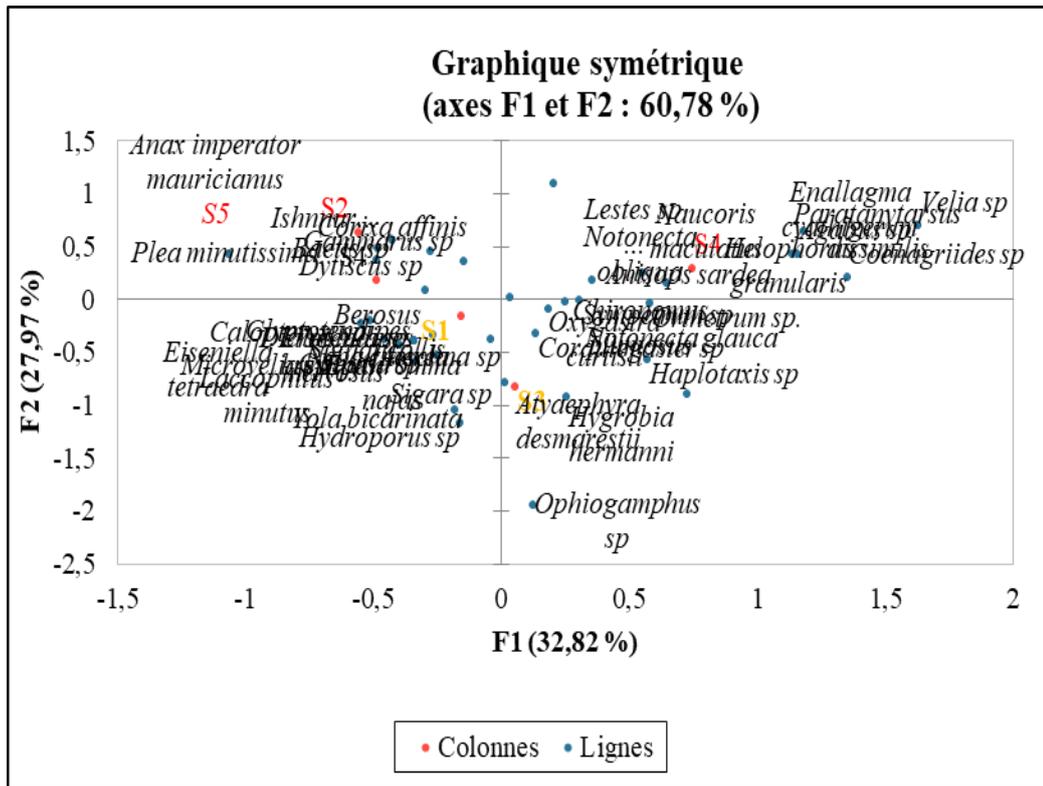


Figure 38. Analyse Factorielle des Correspondances effectuée sur les 5 stations du lac Tonga

V.3.6. Classification ascendante hiérarchique (CAH)

Cette analyse s'appuie sur la matrice stations x espèces (9 stations 76 espèces), Ward's method est un accès de regroupement qui minimise la variance intra-classe pour former des clusters homogènes. La matrice de distances abimée est basée sur sqrt (bc.dist), déterminant une distance de Bray-Curti

Deux grandes branches importantes se constituent à une hauteur d'environ 0.9 (Figure 39).

Une première branche contenant M_S1, M_S2, T_S2 et M_S4. Une seconde branche contenant M_S3, T_S4, T_S5, T_S1 et T_S3. Dans ces branches, on examine des sous-groupes : M_S2 et T_S2 sont très proches, indiquant une forte similarité entre *Lestes* sp, *Sympetrum* sp, *Libellula* sp, *Orthetrum* sp, *Ophiogamphus* sp, *Dytiscus* sp, *Hydroporus palustris*, *Yola bicarinata*, *Sigara* sp, *Aeschna* sp, *Laccophilus minutus*, *Cymatia* sp, *Notonecta obliqua*, *Naucoris maculatus*, *Baetis* sp, *Atyaephyra desmarestii*, *Haplotaxis* sp, *Eiseniella tetraedra*, *Gammarus* sp.

T_S1 et T_S3 constituent un groupe distinct. Il s'agit de : *Chironomus plumosus*, *Sympetrum* sp, *Libellula* sp, *Ishmnura* sp, *Paratanytasus dissimilis*, *Aeschna* sp, *Dytiscus* sp, *Hydroporus* sp, *Agabus* sp, *Yola bicarinata*, *Laccophilu sminutus*, *Berosus*

signaticollis, *Hygrobia hermanni*, *Microvelia* sp, *Anax Imperator*, *Corixa affinis*, *Sigara* sp, *Anisops sardea*, *Notonecta obliqua*, *Naucoris maculatus*, *Baetis* sp, *Atyaephyra desmarestii*. *Haplotaxissp.*, *Eiseniella tetraedra*.

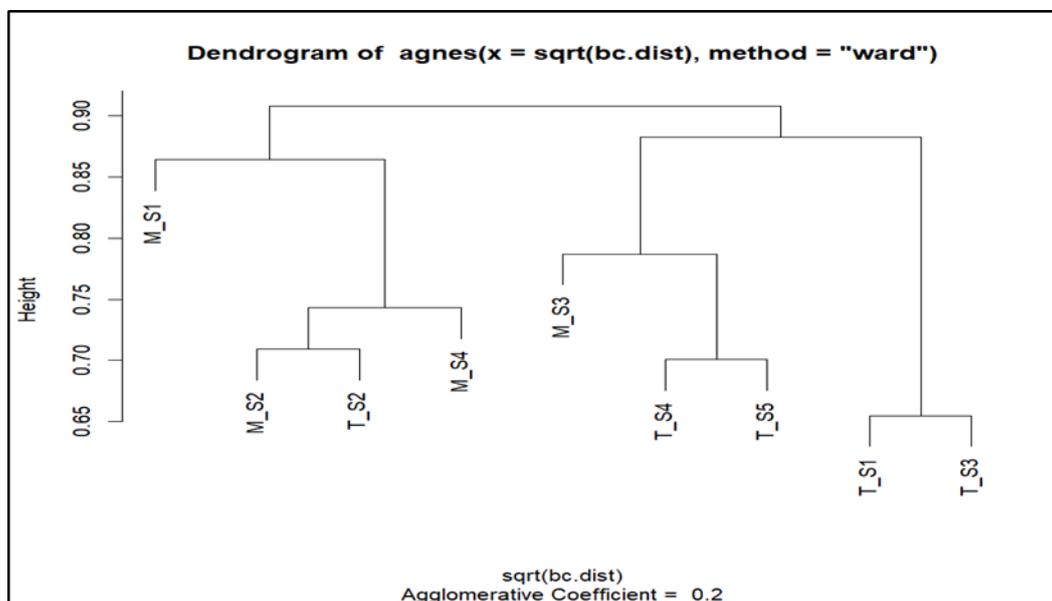


Figure 39. Dendrogramme issu de la CAH de la matrice (9 stations x 76 taxons)

V.3.7. L'analyse des composantes principales (ACP)

L'ACP présentée ici illustre comment différentes variables environnementales (température, pH, conductivité et TDS et la salinité) influencent la répartition des espèces, en se basant sur deux axes différents (Dim1 et Dim2) (**Figure 40**).

Les deux premières dimensions :

Dim1 (39,9 %) et Dim2 (24,8 %) expliquent ensemble environ 64,7 % de la variance totale des données. Cela indique que la majorité de l'information est contenue dans ces deux axes.

Les valeurs élevées de Dim1 et Dim2 présentent les principales différences entre les échantillons.

Orientation des variables : on note que :

La température est fortement corrélée avec Dim2.

Le pH, conductivité et LE TDS sont plus corrélés avec Dim1.

Proximité des points et variables :

- Les stations S2 (2022-2023) et Sa (2022-2023) semblent être proches des variables pH, conductivité et TDS, déterminant qu'elles subsistent influencées par ces facteurs.

- Sb (2021-2022) est éloignée des autres et aurait des caractéristiques hétérogènes.
 - S1 (2021-2022) et S5 (2021-2022) sont installées négativement sur Dim1 et Dim2, indiquant des différences remarquables par rapport aux autres spécimens.
- Scree plot :** le diagramme en barres montre que la première dimension (Dim1) développe la plus grande partie de la variance (39,9 %), suivie par Dim2 (24,8 %).
- Les autres mesures (3, 4 et 5) apportent une contribution inférieure.
- L'ACP permet d'examiner comment les différentes stations d'échantillonnage (S1, S2, etc.) se positionnent selon les variables environnementales.
 - Certaines stations distribuent des caractéristiques similaires (proximité sur le graphe), tandis que d'autres existent distinctes.
 - Dim1 est particulièrement influencé par le pH, la conductivité et le TDS, alors que Dim2 est ordonné par la température.

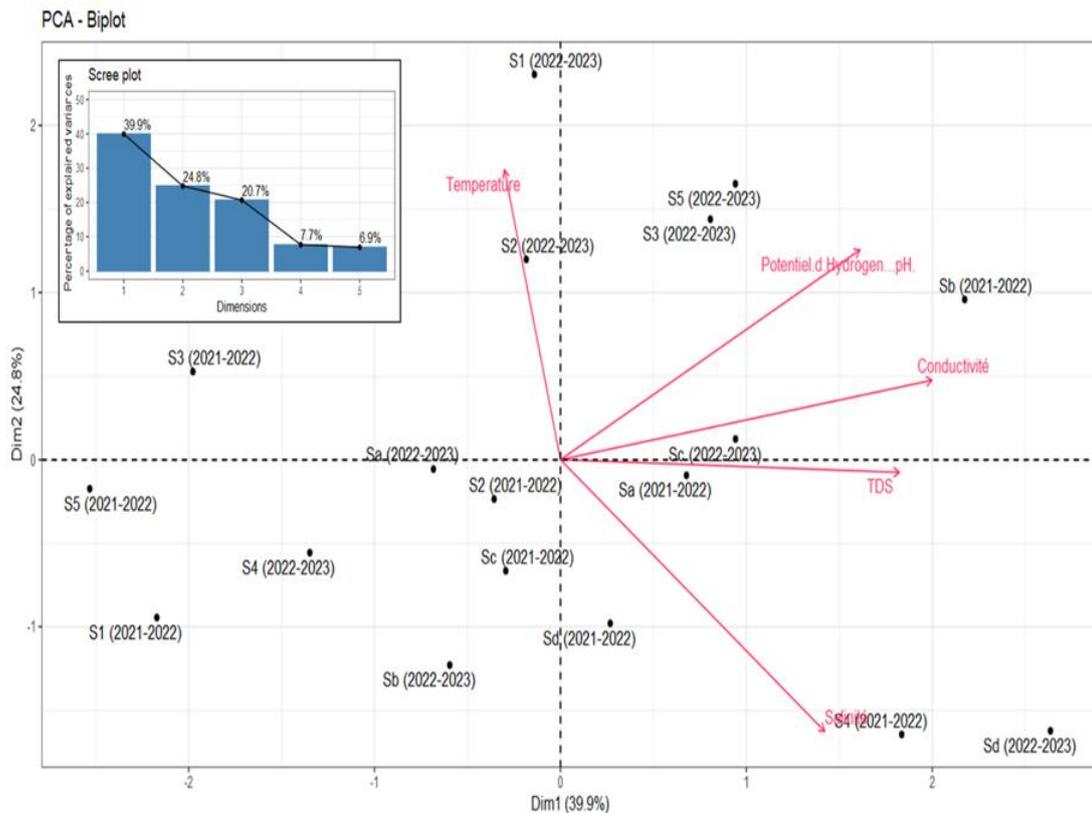


Figure 40. Projection des facteurs physico-chimiques analysés dans l'eau des 9 stations étudiées, sur le plan des deux originels axes factoriels de l'ACP d'une matrice.

V.4. Les indices biotiques

V.4.1. L'indice d'Hilsenhoff ou Indice biotique des Familles (FBI)

Selon [Hilsenhoff \(1982\)](#), l'indice d'Hilsenhoff est très utilisé pour évaluer l'intégrité biotique des communautés d'invertébrés benthiques. Le modèle utilisé repose sur l'identification de FBI. On a observé des valeurs minimales et maximales de l'indice FBI au niveau du lac Tonga, allant de 5,03 dans la station S5 pendant la deuxième année, ce qui correspond à une qualité moyenne avec une légère pollution organique, à 6,61 dans la station S2 pendant la première année, ce qui correspond à une mauvaise qualité avec une pollution organique très substantielle. En général, l'indice FBI montre une grande disparité de qualité entre les deux années de prélèvement, allant de moyenne à plutôt mauvaise pour la station S1 et de plutôt mauvaise à moyenne pour la station S3. En ce qui concerne la station S4, le FBI mentionne une qualité moyenne pendant le premier cycle et une qualité satisfaisante pendant le deuxième cycle, ce qui suggère une probable pollution organique. Mis à part la dernière station S5 qui présente une qualité moyenne pendant les deux années d'étude. Par ailleurs, nous n'avons constaté de modification de la qualité que dans la station Sc du lac Mekhada. Pendant toute l'étude, les deux stations (Sa et Sd) sont de qualité moyenne (**Tableau 16 ; 17 ; 18; 19**)

Tableau 16 : Évaluation de la qualité biologique du lac Tonga de l'année (2021-2022) en utilisant l'indice FBI

Famille	Valeur de tolérance	S1	S2	S3	S4	S5
Chironomidea	8	0,06	0	0	0	0
Libellulidae	9	0,41	0,09	0,07	0,35	1,55
Coenagrionidae	9	1,3	3,46	2,54	1,23	0,34
Comphidae	1	0	0	0	0	0,08
Aeshnidae	3	0,45	0,03	0,02	0,3	0,34
Dytiscidae	5	0,15	0,57	0,98	0,5	1,34
Hydrophilidae	4	0,19	0	0,11	0,23	0
Veliidae	4	0	0,08	0	0,39	0
Nepidae	5	0,03	0	0	0	0
Naucoridae	5	0,03	0,05	0	0	0
Notonectidae	5	1,25	0,68	1,34	0,2	0,77

Corixidae	5	0,53	0,58	0,72	1,08	0,58
Pleidae	4	0	0	0	0,31	0
Baetidae	6	0,64	0,81	0,04	0,23	0
Gammaridae	4	0,09	0,09	0,14	0,39	0
Atyidae	6	0,04	0	0,13	0	0,23
Lumbricidae	8	0,42	0,17	0	0	0,15
FBI 1		5,59	6,61	6,09	5,21	5,38
Qualité de l'eau		Moyenne	Mauvaise	Plutôt mauvaise	Moyenne	Moyenne

Tableau 17 : Evaluation de la qualité biologique du marais de la Mékhada de l'année (2021-2022) en utilisant l'indice FBI.

Famille	Valeur de tolérance	Sa	Sb	Sc	Sd	Marais de la Mékhada
Chironomidea	8	0	0	0	0,1	5,52
Lestidae	9	0,6	0,81	0,64	0,94	
Libellulidae	9	0,8	1,3	3,21	0,23	
Coenagrionidae	9	0	0,81	0	0	
Aeshnidae	3	0	0,05	0,1	0	
Dytiscidae	5	0,22	0,45	0,17	0,19	
Hydrophilidae	4	0,71	0,29	0	0,21	
Haliplidae	5	0	0	0	0,06	
Gyrinidae	4	0,08	0,14	0	0	
Veliidae	4	0	0,14	0	0,1	
Naucoridae	5	0,22	0	0,17	0	
Notonectidae	5	1,66	0,63	0,89	0,26	
Corixidae	5	0,22	0,45	1,07	1,05	
Baetidae	6	0,26	0,43	0,42	2,44	
Lumbricidae	8	0,17	0	0	0	
FBI		5,07	5,88	6,67	5,73	

Tableau 18 : Evaluation de la qualité biologique de lac Tonga de l'année (2022-2023) utilisant l'indice FBI.

Famille	Valeur de tolérance	S1	S2	S3	S4	S5	Lac Tonga
Chironomidea	8	0,34	0	0,35	0	0	5,53
Lestidae	9	0	0,13	0,05	0	0	
Libellulidae	9	1,37	0,79	1,38	0,4	0,3	
Coenagrionidae	9	0,67	1,85	0,22	0,6	0,77	
Aeshnidae	3	0,18	0,22	0,24	0,2	0,23	
Calopterygidae	6	0	0,08	0	0	0,05	
Dytiscidae	5	0,48	0,22	0,15	0,43	0,48	
Hydrophilidae	4	0,09	0,05	0	0	0,03	
Hydrobiidae	8	0,16	0	0,2	0	0,69	
Veliidae	4	0,14	0	0,1	0,09	0,23	
Nepidae	5	0	0	0	0	0	
Naucoridae	5	0,3	0,14	0,73	0	0	
Notonectidae	5	0,89	0,3	1,4	0,99	0,69	
Corixidae	5	0,15	0,37	0,06	1,53	0,42	
Baetidae	6	0,39	1,59	0,27	0,13	0,2	
Gammaridae	4	0,13	0,11	0,15	0,27	0	
Atyidae	6	0,1	0,26	0	0	0,51	
Lumbricidae	8	0,22	0,35	0	0	0,01	
Haplotaxidae	8	0,04	0	0,15	0	0,2	
FBI		5,85	6,46	5,67	4,64	5,03	

Tableau 19 : Évaluation de la qualité biologique du marais de la Mekhada de l'année (2022-2023) en utilisant l'indice FBI.

Famille	Valeur de tolérance	Sa	Sb	Sc	Sd	Marais de la Mekhada
Chironomidea	8	0	0	0	0,08	
Lestidae	9	0	1	0	0	
Libellulidae	9	2,16	0	0	0,09	
Coenagrionidae	9	0	1,26	0	0,18	
Comphidae	1	0,14	0	0	0	
Aeshnidae	3	0	0,11	0	0	

Dytiscidae	5	0,63	0,42	0,05	0,35	5,8
Hydrophilidae	4	0,36	0,26	0	0,12	
Halplidae	5	0,27	0	0	0,05	
Hydrobiidae	8	0,26	0,07	0,16	0,32	
Gyrinidae	4	0	0,07	0	0	
Nepidae	5	0,03	0	0,75	0,25	
Naucoridae	5	0,09	0,04	0	0,05	
Notonectidae	5	1,05	0,65	2,27	0,75	
Corixidae	5	0,12	1,02	1,06	1,55	
Pleidae	4	0,02	0	0,16	0,12	
Baetidae	6	0,18	0,89	0,18	1,2	
Gammaridae	4	0,02	0,14	0,12	0,12	
Lumbricidae	8	0,09	0	0,4	0,08	
Haplotaxidae	8	0,09	0	0	0,16	
FBI		5,56	5,93	5,15	5,47	

IV.4.2. L'indice anglais BMWP (Biological Monitoring Working Part)

Il a été constaté par le calcul du BMWP que la qualité de l'eau des deux sites diffère entre "douteuse" et "passable" (**Tableaux 20, 21**). Effectivement, les résultats de la première année sont inférieurs à ceux de la deuxième année. Les niveaux les plus bas ont été enregistrés au lac Tonga, avec un score de 44 à la station S4. Cela suggère qu'il serait exposé à une eau contaminée pendant les deux périodes d'étude. Les résultats des stations S2, S3 et S5, qui ont obtenu des scores successifs de 48, 50 et 46 pendant la première année et de 70, 77 et 76 pendant la deuxième année, témoignent d'une qualité douteuse à passable. La qualité biologique de la première station (S1) est satisfaisante pendant les deux années, ce qui témoigne de l'existence d'effets doux de pollution. En ce qui concerne le marais de la Mekhada, les trois stations (Sa, Sb, Sd) ont été évaluées comme étant "passables" pendant la période d'étude. À l'exception de la station Sc qui a été évaluée comme "douteuse" avec un score de 50 et 47 respectivement pendant les deux années d'étude (**Tableau 22.23**).

Tableau 20 : Evaluation de la qualité biologique du lac Tonga de l'année (2021-2022) en utilisant l'indice BMWP

Famille	Valeur de tolérance	S1	S2	S3	S4	S5
Chironomidea	2		0	0	0	0
Libellulidae	8					

Coenagrionidae	6					
Comphidae	8	0	0	0	0	
Aeshnidae	8					
Dytiscidae	3					
Hydrophilidae	3		0			0
Veliidae	3	0		0		0
Nepidae	3		0	0	0	0
Naucoridae	3			0	0	0
Notonectidae	3					
Corixidae	3					
Pleidae	3	0	0	0		0
Baetidae	4					0
Gammaridae	6					0
Atyidae	6		0		0	
Lumbricidae	1			0	0	
BMWP		67	48	50	50	46

Tableau 21: Évaluation de la qualité biologique du marais de la Mekhada de l'année (2021-2022) en utilisant l'indice BMWP.

Famille	Valeur de tolérance	Sa	Sb	Sc	Sd
Chironomidea	8	0	0	0	
Lestidae	9	0		0	0
Libellulidae	9		0	0	
Coenagrionidae	9	0		0	
Gomphidae	1		0	0	0
Aeshnidae	3	0		0	0
Dytiscidae	5				
Hydrophilidae	4			0	
Haliplidae	5		0	0	
Hydrobiidae	8				
Gyrinidae	4	0		0	0
Nepidae	5		0		

Naucoridae	5			0	
Notonectidae	5				
Corixidae	5				
Pleidae	4		0		
Baetidae	6				
Gammaridae	4				
Lumbriculidae	8		0		
Haplotaxidae	8		0	0	
BMWP		85	67	50	98

Tableau 22 : Evaluation de la qualité biologique du lac Tonga de l'année (2022-2023) en utilisant l'indice BMWP.

Famille	Valeur de tolérance	S1	S2	S3	S4	S5
Chironomidea	2		0		0	0
Lestidae	8	0			0	0
Libellulidae	8					
Coenagrionidae	6					
Aeshnidae	8					
Calopterygidae	8	0		0	0	
Dytiscidae	3					
Hydrophilidae	3			0	0	
Hydrobiidae	3		0		0	
Veliidae	3		0			
Nepidae	3		0	0	0	0
Naucoridae	3				0	0
Notonectidae	3					
Corixidae	3					
Baetidae	4					
Gammaridae	6					0
Atyidae	6			0	0	

Lumbricidae	1			0	0	
Haplotaxidae	1		0		0	
BMWP		74	70	77	44	76

Tableau 23: Evaluation de la qualité biologique du marais de la Mekhada de l'année (2022-2023) en utilisant l'indice BMWP.

Famille	Valeur de tolérance	Sa	Sb	Sc	Sd
Chironomidea	8	0	0	0	
Lestidae	9				
Libellulidae	9				
Coenagrionidae	9	0		0	0
Aeshnidae	3	0			
Dytiscidae	5				
Hydrophilidae	4			0	
Haliplidae	5	0		0	
Gyrinidae	4			0	0
Veliidae	4	0		0	
Naucoridae	5		0		0
Notonectidae	5				
Corixidae	5				
Baetidae	6				
Lumbricidae	8		0	0	0
BMWP		63	66	47	63

V.4.3. L'indice multimétrique ASPT (Average score per taxon)

L'indice ASPT est obtenu en répartissant le score des familles ayant une échelle de 1 à 10 en fonction de leur niveau de pollution. Pendant les deux années suivantes, il signale une mauvaise qualité d'eau dans les deux stations S1 et S4 du lac Tonga. Les résultats de

l'ASPT des stations S2 et S5 suggèrent qu'elles pourraient être contaminées par une qualité d'eau mauvaise à moyenne. Toutefois, la comparaison de la qualité de l'eau pendant la première et la deuxième année dans toutes les stations du marais de la Mekhada a révélé que la valeur la plus faible de l'ASPT a été observée à la Sb, ce qui suggère une pollution grave à une qualité moyenne. La qualité de la première station (Sa) est moyenne. La station Sc présente une qualité d'eau moyenne à excellente, contrairement à la station Sd qui présente une qualité d'eau bonne à moyenne (**Tableau 24**)

Tableau 24 : Evaluation de la qualité biologique du la Tonga et du marais de la Mekhada en utilisant l'indice ASPT (2021-2022)

Stations	ASPT	Qualité de l'eau	
S1	4.5	Mauvaise	2021
S2	4.3	Mauvaise	
S3	5	Moyenne	
S4	4.5	Mauvaise	
S5	5.1	Mauvaise	
Sa	5.3	Moyenne	2022
Sb	3	Probable pollution grave de l'eau	
Sc	5.5	Moyenne	
Sd	6.1	Bonne	

Tableau 25 : Evaluation de la qualité biologique du la Tonga et du marais de la Mekhada en utilisant l'indice ASPT de l'année (2022-2023)

Stations	ASPT	Qualité de l'eau	
S1	4.1	Mauvaise	2022
S2	5	Moyenne	
S3	4.8	Mauvaise	2023
S4	4.8	Mauvaise	
S5	4.7	Mauvaise	2023
Sa	5.7	Moyenne	
Sb	5.5	Moyenne	
Sc	9.4	Très bonne	
Sd	5.7	Moyenne	

Discussion

Les paramètres physico-chimiques à eux seuls ne peuvent informer que ponctuellement sur l'état des lacs étudiés, ils contribuent principalement comme facteurs éclairants des exigences biologiques.

La turbidité, la concentration en oxygène dissous, la salinité, la conductivité, le pH et la température de l'eau exercent une influence directe qu'elle soit positive et négative, sur les communautés des macro-invertébrés aquatiques (Sharma 2009).

Par ailleurs, l'accroissement de l'hydropériode peut favoriser la diversité taxonomique, malgré les différentes stratégies de vie adoptées par la macrofaune aquatique (Wiggins et al. 1980).

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau où vivent les macro-invertébrés sont fortement corrélées à divers facteurs environnementaux (l'altitude, la latitude, la saison, la vitesse d'eau) ainsi que des impacts anthropiques, notamment les rejets des eaux usées (Rodier 1984). La température des eaux de surface fluctue à la fois temporairement et quotidiennement, sous l'effet de la température de l'air et, principalement, de la profondeur de leur source d'origine (Hamed et al. 2012). Elle présente un impact sur les autres facteurs comme le pH, le TDS, la conductivité et la salinité, et même sur les populations animales aquatiques (Gaujous 1995).

Les données enregistrées sur les températures sont hétérogènes, liées aux particularités des stations, et ceci traduit aussi bien l'influence des changements climatiques de la région d'El Tarf, où les valeurs de la température des eaux sont minimales en période hivernale et maximales en été (Bensaci 2011). La température de l'eau est influencée par la température atmosphérique. Elle varie selon la nature géologique, les saisons et la profondeur du niveau d'eau par rapport à la surface du sol (Rodier 1978).

La température est également un facteur crucial pour la vie aquatique, car elle influence directement le métabolisme et des processus biologiques fondamentaux tels que la reproduction et la croissance des organismes (Hammouda 2013).

La plupart des invertébrés d'eau douce prospèrent dans une fourchette de pH située entre 6,5 et 9,0, bien que certaines espèces puissent s'adapter à des pH en dehors de cet intervalle

(Onyenwe 2017). Cependant, des valeurs de pH inférieures à 5,5 ou supérieures à 9,5, car elles deviennent toxiques pour ces organismes (Abba 2006 ; Belhaouari 2017).

Le pH de l'eau est déterminé par une combinaison complexe de facteurs biologiques, physiques et chimiques. Il représente la concentration des ions oxonium (HO_3^+) (Huliot 2014), qui sont influencés par la température de l'eau, la concentration en oxygène dissous, la salinité, et des sols traversés (Ben bouih 2000). Le pH est également affecté par les échanges du gaz carbonique à partir de l'air ainsi que les processus respiratoires et de photosynthèse (Hutchinson 1987). Plus le lac est productif, plus l'eau est riche en phytoplancton, plus la respiration des organismes aquatiques diminue (Widad 2008).

La photosynthèse des algues consomme de grandes quantités de CO_2 entraînant ainsi une augmentation notable du pH de l'eau. Inversement, la respiration des organismes aquatiques produit du CO_2 , ce qui contribue à une diminution du pH cette production entraîne des taux bas du pH (Alayat 2013). De plus, le pH est soumis aux caractéristiques géologiques et hydrologiques du bassin versant (Dussart 1966) et également aux variations saisonnières (Dinon 2008).

La conductivité électrique est un indicateur crucial de l'eau. Un taux élevé de la conductivité dans un cours d'eau montre la présence d'une source de contamination. La mesure de ce paramètre aide à détecter la présence d'une pollution dans l'eau (Huliot 2014).

La valeur de la conductivité varie selon la concentration des matières ionisées, spécialement la matière minérale (Gaagai 2009). Elle reflète la teneur globale en ions et est directement liée à la salinité (Philippart 1991), ce qui la rend utile pour estimer la quantité des sels dissous (Ghazali 2013). Plus spécifiquement, elle permet de déterminer avec précision la charge inorganique des eaux de surface ainsi que leur salinité (Mimeche 2014).

D'après Tachet et al. (1980), les macro-invertébrés sont des organismes aquatiques qui vivent principalement à la surface ou dans les premiers centimètres des sédiments, avec une répartition variable. Ils sont dispersés de façon variable. Leur distribution est influencée par des conditions environnementales telles que vitesse du courant, type de substrat, couvert végétal. L'analyse des données sur les macro-invertébrés benthiques permet d'évaluer la santé globale des ruisseaux, des rivières et des lacs. Les eaux non dégradées abritent une diversité d'espèces de macro-invertébrés, tandis que l'abondance des taxons les plus

sensibles diminue à mesure que les perturbations humaines augmentent, alors que l'abondance des taxons tolérants à la pollution augmente. Ces modifications conduisent à une détérioration de la structure des communautés, ce qui entraîne fréquemment une diminution de l'intégrité de l'écosystème hydrique.

Les deux écosystèmes étudiés révèlent une macrofaune benthique variable selon le type d'habitat et l'impact humain. Une analyse des cinq stations du lac Tonga montre que la station d'Oued-Messida (S1) est la plus riche, abritant le plus grand nombre d'espèces (33 espèces) et la plus grande population d'individus (479). Elle est suivie par la station de Chalet (S3) avec 295 individus et 28 espèces, qui est relativement peu affectée par les activités humaines, en raison de sa localisation limitée au nord et en bordure du lac (Hamdi et al. 2024). Ces observations concordent avec les résultats de Khedimallah et Tadjine (2016).

Plus on s'éloigne des zones habitées, plus la richesse en espèces et le nombre d'individus augmentent, comme en témoignent les résultats des stations de Faidelalueg (S5) et Miradore (S2). La station de Faidmrad (S4), en revanche, présente le nombre d'individus le plus faible. Ces points sont situés près de l'agglomération et sont utilisés pendant l'été pour l'élevage et l'irrigation. La station la plus représentée et sont fréquemment utilisés en été pour l'élevage et l'irrigation. Parmi les stations de Mekhada, la station la plus diversifiée en espèces et en spécimen est celle de Benhoumana (Sa) avec 211 individus, suivie par El Mafragh (Sd) avec 176 spécimens.

Les insectes aquatiques sont abondants et très diversifiés dans une multitude d'environnement d'eau douce. Ils jouent un rôle essentiel dans ces écosystèmes, car ils constituent la base alimentaire pour presque tous les vertébrés et invertébrés aquatiques. Malgré l'existence d'habitats spécifiques, de nombreux insectes aquatiques réussissent à coloniser une grande variété demilieux, qu'ils soient stagnants ou courants, ou se limitent à un ou plusieurs habitats. Leur présence est déterminée par leur mouvements physiques, leur morphologie et comportement. Il existe une grande diversité d'ordres d'insectes aquatiques. D'après Thorp et Covich, (2001), les cours d'eau vierges peuvent abriter plus de 100 espèces d'insectes, dont de beaucoup sont difficiles, voire impossibles, à repérer à marée basse.

Les principaux ordres d'insectes ayant des larves aquatiques incluent les éphéméroptères, les odonates, les diptères, les hémiptères et les coléoptères. De plus, pendant la saison sèche, certains invertébrés présents dans les substrats, entrent en diapause en tant qu'adultes ou

larves, ce qui réduit leurs activités métaboliques et augmente leur chance de survie (Zacharias et al. 2007).

D'après Poisson, (1957), les hémiptères sont des insectes aquatiques qui colonisent les lacs, les marais, les étangs et les rivières. Chaque espèce possède des besoins biologiques distincts. Le substrat est un facteur crucial dans leur biologie, car il leur sert d'abri et de refuge contre les conditions défavorables. Les hémiptères se trouvent dans l'eau, la mer et la terre. Ils sont généralement des prédateurs de petits invertébrés aquatiques, bien que certaines espèces soient détritivores ou phytophages (Dethier 1986).

Au cours de toute l'hydropériode, *Notonecta glauca* (famille des Notonectidae) est l'espèce la plus abondante dans les deux sites étudiés, comparativement aux autres espèces. Ce fait est corroboré par de nombreuses études (Florencio et al. 2009 ; Karaouzas et al. 2015 ; Saoudi et al. 2018). Cette espèce est également présente dans le Moyen Atlas (Aguesse et al. 1982) et dans les rivières du littoral atlantique et du plateau central (Gheit 1994). Selon Zouaidia et al. (2021), la famille des Corixidae est la plus fréquemment récoltée dans les lacs temporaires de l'est algérien. On a pu observer *Corixa punctata* sur le plateau central du Moyen et Haut Atlas (Aguesse et al. 1982;Gheit 1985; 1994). Les Corixidae sont généralement rencontrés dans les marais, les étangs, les zones côtières des lacs et des cours d'eau. Seules quelques espèces sont adaptées aux eaux courantes rapides, tandis que la majorité préfère les eaux calmes (Poisson 1957). Les Corixidae représentent la famille la plus vaste et la plus variée des Hémiptères (Nieser et al. 1994), ce sont d'excellents nageurs et ils sont résistants à la salinité (Pinder et al., 2005 ; Oscoz et al., 2011).

Le bassin méditerranéen abrite de nombreuses familles endémiques des Odonates (Riservato et al. 2009). Selon Macan (1941), certains cherchent les eaux riches en végétation, d'autres privilégient les tourbières, les mares situées sur des sols calcaires ou même les eaux contaminées, souillées par les excréments du bétail.

Selon Aguesse (1968), les odonates sont non seulement des indicateurs biologiques du milieu aquatique, mais également des indicateurs de leur abondance dans la faune benthique. Selon Clausenitzer (2003), ils peuvent montrer une détérioration de leur habitat en raison de leur sensibilité aux modifications de sa structure. Selon Adu et al. (2016), cela varie en fonction de leur niveau de tolérance et du type de pollution, car certains individus ne vivent pas dans la lumière, d'autres ont une tolérance modérée à la pollution, tandis que d'autres

peuvent prospérer même dans des environnements très pollués. La variété de la population est influencée par son climat et par l'ombrage, qui peut être une contrainte. Selon Moubayed (1986), le couvert arboré, la force du courant et la nature des graines influencent l'abondance et la diversité des Odonates. Certaines espèces aiment les zones à végétation abondante, à courant rapide et à fruits pourris, tandis que d'autres aiment les habitats à végétation abondante, à courant rapide et à fruits modérés.

En effet, la famille des Coenagrionidae est la seule représentante du sous-ordre des Zygoptères. Dans le marais de la Mekhada, et une seule famille d'Anisoptères, celle des Libellulidae, et un seul genre, à savoir *Orthetrum* sp. Une famille de Zygoptères commune est présente à toutes les stations, est celle des Lestidae. Selon Schindler et al. (2003) et Boudot et al. (2009), qui reposent sur les principaux éléments qui permettent l'installation des Odonates, à savoir la l'eau, la survie et la croissance continue des larves d'odonates sont conditionnées par ces deux principes. D'après Hafiane et al. (2016), l'effectif des odonates se réduit en raison des contraintes anthropiques comme l'urbanisation, l'agriculture et la pollution.

Les trois familles de coléoptères : Dyticidae, Hydrophilidae et Hygrobiidae se trouvent dans les deux lacs. En revanche, les Haliplidae et les Gyridae ne se rencontrent que dans le marais Mekhada.

Les coléoptères existent dans les habitats aquatiques sous formes imaginaire et larvaire. Ils peuplent différents milieux tels que les sources, les ruisseaux, les rivières à eau modérément courante et les rivières douces où la végétation est presque inexistante (Tachet et al. 2003). D'après Cupsa et Marian (2012) et Galdean et al. (2001), les espèces de coléoptères ne peuvent nager dans toute la colonne d'eau depuis le fond jusqu'à la surface. Selon Cojocaru (2005), le nombre réduit d'espèces a été relié à leur besoin d'une végétation recouverte et d'un flux d'eau constant pour créer des communautés fortes.

Selon Studemann et al. (1992), l'ordre des Éphéméroptères est l'un des principaux groupes de macro-invertébrés benthiques présents dans les milieux aquatiques. Leur importance est due au fait qu'ils représentent jusqu'à 50 % de la masse animale totale d'un cours d'eau, ce qui en fait l'un des maillons les plus importants de la chaîne hydrique. Quelques espèces d'éphémères appelées phytophiles préfèrent vivre dans la végétation benthique ou sur des substrats recouverts de débris organiques. Quelques-uns sont lithophiles, ils s'abritent généralement sur et/ou sous des roches minérales. On utilise fréquemment des éphémères pour évaluer la qualité de l'eau douce et les évolutions globales des hydrosystèmes. En général, ils sont

extrêmement nombreux, sensibles aux changements environnementaux, assez variés et peuvent être considérés comme des indicateurs bioécologiques efficaces s'ils sont identifiés de manière systématique appropriée (Jacobus et al. 2019).

Les deux lacs renferment des éphéméroptères. En outre, une famille de Baetidae et une seule espèce, *Baetis* sp. ont été trouvées. En général, ces éphéméroptères sont de petite taille et peuvent être très abondants lorsque les conditions le permettent. D'autre part, la plupart des espèces de Baetidae sont très peu contaminées. Sowa, (1975) et Verneaux, (1973) ont mis en évidence la propriété eutrophique de *Baetis* sp, ce qui explique sa résistance à la pollution. La difficulté de limiter les Leptophlebiidae au sein de leurs cycles larvaires a pareillement été mise en évidence par Sartori (1988).

Les amphipodes sont une famille unique, les Gammaridae, représentés par un seul taxon, *Gammarus* sp. Selon leur préférence pour les cours d'eau, nos sites collectent cette famille avec des petits nombres (Haouchine 2011).

Les diptères sont des organismes à large valence écologique, ceux-ci sont polluo-résistants, eurytopes et résistent aux variations de températures (Sellam et al. 2016). De même, des travaux ont montré que l'abondance relative des taxons tolérants tels que les Chironomidae se développe avec la dégradation du milieu (Tampo et al. 2015). Il a été perçu comme un considérable indicateur de la qualité de l'eau dans les lacs, et fréquemment utilisés comme bioindicateurs (Fonseca et al. 2004).

On observe notamment l'existence des Chironomidae à la première station (S1). Des espèces soumises aux environnements dormants ou à courant long ont été identifiées par Zerguine (2010), comme *Chironomus plumosus*, *Dicrotendipes nervosus* et *Glyptodentipes barbipes*, *Paratanytarsus dissimilis*. Les larves des diptères et des éphéméroptères sont très abondantes dans les milieux lacustres et sont fréquemment les plus abondantes de tous les autres groupes d'insectes d'eau. D'après Zerguine et al. (2018), les Chironomidae sont communs dans les eaux douces lotiques et stagnants dans cette région.

Les Chironomidés sont abondants dans les milieux aquatiques où le courant est faible et dans lesquels les débris se rassemblent (Cupsa et al. 2010). Selon les études menées par Oliveira et al. (2010) et Hone et Beneberu (2020), il a été démontré que les différentes espèces de Chironomidae sont généralement dominantes et présentent une résistance aux divers polluants industriels et organiques, ce qui peut conduire à une dégradation de la qualité de l'eau.

L'explication de la présence et de la prévalence des Chironomini dans ces lieux pourrait être que ces endroits sont eutrophes et contaminés par des matières organiques. Cette dernière est cruciale pour la survie de ces espèces. Les espèces de Chironomini se classifient habituellement en collecteurs-rassembleurs qui se nourrissent essentiellement de débris sédimentés tels que les espèces de *Chironomus*, *Dicrotendipes*..., ou en collecteurs-filtreurs qui se nourrissent des particules organiques présentes dans l'eau comme : *Endochironomus*, *Glyptotendipes*, *Polypedilum*... (Oliver 1971 ; Henriques-Oliveira et al. 2003). Plusieurs études (Rossaro 1992; Kettani et al. 1996 ; Yulintine et al. 2008) ont également observé la prépondérance des Chironomini dans ce genre d'habitat. Dans l'ensemble de ces études, cette résistance des Chironomini aux conditions rigoureuses a été expliquée.

Chironomus plumosus est une espèce de Chironominitrès répandue, témoignant de sa tolérance aux conditions défavorables dans ces milieux. On l'a retrouvée presque partout, en particulier sur des sites contaminés comme : Sangliers, Carrière, Mare du lac Bleu.

L'espèce de *Paratanytarsus* la plus nombreuse est celle-ci, *P. mediterraneus*. Puisque est endémique dans les zones méditerranéennes et a été identifiée pour la première fois dans la région de la Numidie (Reiss et Säwedal, 1981).

Deux familles, les Lumbricidae et les Haplotaxidae, représentent les Annélides de l'ordre des Haplotaxida, qui existent dans les eaux douces (Aquaportail 2020). Les oligochètes dulçaquicoles sont des animaux herbivores compétents pour se cacher dans les sédiments. Selon Rodríguez et Reynoldson (2011), leur vie est employée pour limiter la pollution et son influence sur le milieu.

Selon Meurisse-Génin et al. (1985), *Atyaephyra desmarestii*, également appelée crevette d'eau douce, est souvent pêchée dans des environnements où l'eau est immobile et où le sous-marin est densément peuplé de plantes aquatiques, ou encore entre les racines des végétaux émergents. Il s'agit d'un détritivore qui se régale d'algues filamenteuses vertes présentes sur les pierres de ruisseaux. Les mollusques possédant une coquille calcaire sont très sensibles à l'acidification des rivières. Leur coquille se dissout lorsque le pH de l'eau descend en dessous de 7 (Noisette 2013), ce qui les rend particulièrement vulnérables.

De nombreux chercheurs ont documentés la perturbation de la qualité de l'eau de certains lacs algériens principalement due à la pollution (Ahriz et al. 2010; Nadir et Boualem 2016;

Bemoussat-Dekkak et al. 2021; Bouchelouche et al. 2021; Djilti et al. 2021 ; Naili et al. 2021; Houmani et al. 2023).

Selon Drouai et al. (2018), les indices de diversité montrent une large gamme d'espèces. De plus, les valeurs de l'indice de Shannon mettent en évidence une diversité distincte de macro-invertébrés dans le lac Tonga et le marais de la Mekhada. Ces données vont au-delà d'un simple dénombrement d'espèces, offrant des informations supplémentaires sur la structure des communautés. La répartition des échantillons par espèce est jugée satisfaisante. Les disparités en termes de composition, de densité spécifique et d'abondance des insectes entre les deux lieux d'étude pourraient être associées aux différents types de substrat, ainsi qu'aux fluctuations des facteurs météorologiques et des indices biotiques influençant sur la qualité de l'eau de l'insecte. (De Sousa, Pinel-Alloul et al. 2008). Seules certaines communautés peuvent s'accommoder de ces situations imprévues. Il est possible que l'hydrologie des lacs puisse mesurer de manière significative les variations dans la composition des macro-invertébrés.

Bournaud et Keck (1980) ont fait l'accent sur l'intérêt écologique de l'indice de Shannon car il fournit une «indication globale de l'importance relative» des divers taxons. Pour chaque station, H' a été calculé en combinant l'abondance taxonomique avec l'abondance des différents taxons. Le rapport H'/H_{max} est l'équation E qui représente la détection de différence, avec H_{max} étant la valeur maximale que H' peut atteindre. Cet indice fournit des données sur la préservation de l'environnement face à la croissance démographique constante. En général, H' et E augmentent d'une part, alors que le nombre d'espèces augmente et leur répartition tendent à augmenter. En d'autres termes, un signal faible est souvent dû à un faible nombre de taxons pour certaines espèces. L'indice de Margalef, quant à lui, ne tient pas compte de l'abondance des taxons. La diversité est considérée comme faible si l'indice est proche de zéro et maximale s'il tend vers l'infini. L'indice de Simpson oscille entre 0 (minorité de diversité) et 1 (majorité de diversité).

La surveillance biologique est définie comme « l'utilisation régulière d'organismes vivants ou leurs réactions pour détecter l'état ou les modifications de l'environnement » (Sedeño-Díaz et Bert 2012). C'est un instrument efficace pour évaluer la qualité biologique des eaux superficielles. Les indices biotiques sont employés pour évaluer la qualité biologique de l'eau, ce qui se traduit par des valeurs numériques classifiant cette qualité en se basant sur la sensibilité écologique des espèces présentes et leur richesse taxonomique. (Zeybek et al. 2014). Pour évaluer la santé des milieux aquatiques, ces indices biotiques composent de bons

outils, car la répartition des taxons bio-indicateurs est influencée par plusieurs facteurs, comme : les particularités hydrologiques, le type de substrat, l'accessibilité à la nourriture, la compétition de prédation, les dérèglements naturels ou anthropiques et le changement de la qualité de l'eau elle-même (Allan 1995 ; Buss et al. 2004).

Les résultats du FBI coïncident avec ceux trouvés par Djamai (2020), qui a noté une très mauvaise qualité au niveau de la même région dans la station 3. Cette station affichait aussi un indice de diversité Shannon relativement bas, suivie par les stations 4 et 6 également caractérisées par une mauvaise qualité, en raison de la présence d'espèces très tolérantes comme les Diptères et les Gastéropodes. La pollution élevée observée dans ces sites était le résultat des activités humaines, incluant l'utilisation d'engrais artificiels et de pesticides en agriculture ainsi que les déchets ménagers. L'indice FBI des autres stations variait entre 5,69 et 6,63, ce qui témoigne d'une qualité moyenne à plutôt mauvaise.

Le Royaume-Uni a mis au point l'indice BMWP en 1970 (Gonçalves et al. 2011). On utilise cet indice de bio-surveillance pour évaluer biologiquement la qualité de l'eau (Alba-tercedor et al. 2002). Selon Djamai (2020), l'indice BMWP a révélé que la troisième station présentait les valeurs les plus élevées avec un score de 75, tandis que la première station affichait les valeurs les plus basses avec un score de 46. Les stations S2, S4, S5, S6, S7 ont obtenu des scores respectifs de 71, 48, 57, 50, 73. Lorsque cet indice biotique a été utilisé pour classer la qualité de l'eau, les stations S1 et S4 ont été jugées contaminées avec une mauvaise qualité biologique, tandis que S2, S3, S5, S6, S7 présentaient une qualité moyenne.

Les indices biotiques tels que le FBI, BMWP et l'ASPT évaluent la qualité de l'eau en fonction de la présence ou de l'absence de taxons indicateurs. Dans des conditions difficiles des habitats (température élevée, anoxie...), les taxons sensibles disparaissent progressivement et les espèces tolérantes se développent en grand nombre (Rosenberg et Resh 1993). La distribution et la composition chimique de l'eau peuvent être altérées par les activités humaines, qui sont les principaux éléments de pollution dans les écosystèmes aquatiques. Les déchets industriels, domestiques et commerciaux, qui sont directement rejetés dans les peuplements aquatiques, sont les principaux polluants des systèmes d'eau douce (Villaruel et al. 2015). Selon Mammeri (2023), le système de score de l'indice BMWP ne prend pas en considération le nombre d'individus récoltés ni les variables taxonomiques ; il tient compte de l'impact des familles d'invertébrés sur la pollution (Friedrich et al. 1996). On

calcule l'ASPT pour compléter le BMWP et ainsi mieux comprendre l'état écologique des différentes stations présentes sur les deux sites.

L'action humaine peut affecter la répartition, le volume et la qualité chimique des ressources en eau. Ces derniers sont les facteurs prédominants de la pollution dans les milieux aquatiques. Selon [Villaruel et al. \(2015\)](#), les rejets industriels, commerciaux et domestiques directement déversés dans les milieux aquatiques constituent la principale source de pollution des écosystèmes d'eau douce.

Conclusion

Les macro-invertébrés représentent une catégorie taxonomique très diverse, et leur suivi biologique est actuellement l'instrument le plus sensible pour identifier rapidement et avec précision les perturbations au sein des écosystèmes aquatiques.

Une collection des macro-invertébrés a été réalisée au niveau de la région d'El Tarf dans le nord-est de l'Algérie. Cette région abrite certains des sites les plus importants d'Afrique du Nord et du bassin méditerranéen en raison de leur position sur les voies d'émigration. Ces sites sont considérés comme un réservoir de biodiversité et un écosystème particulièrement riche, abritant une grande variété d'espèces animales et végétales notamment au sein et autour du lac Tonga et du marais de la Mékhada.

Des prélèvements de macro-invertébrés aquatiques ont été effectués dans neuf stations, autour et au bord des deux lacs, afin de les identifier jusqu'au niveau de l'espèce sur une période de deux ans (2021-2023). Les études ont porté sur la biologie, l'écologie et la systématique des familles de macrofaunes échantillonnées.

Cette étude a offert une opportunité d'analyser la composition spécifique et les variations spatiales des populations de macro-invertébrés aquatiques, en rapport avec les particularités environnementales des deux lacs et de leurs principaux affluents. Par la suite, il a été indispensable d'évaluer la qualité biologique des eaux des stations, en se basant sur les indices biologiques et écologiques dérivés de la macrofaune benthique récoltée comme bio-indicateurs.

De manière générale, les divers indicateurs biologiques révèlent des conditions écologiques qui sont fréquemment similaires ou complémentaires, en fonction de la période d'étude. Leurs fluctuations sont variables, dépendant de la diversité des groupes animaux et de la présence ou l'absence de taxons sensibles à la pollution. En examinant des études semblables sur l'évaluation de la qualité de l'eau à l'aide d'indices biotiques, on observe des fluctuations et des différences dans la catégorisation de cette qualité. Cela peut être attribué aux méthodes propres à chaque indice, qui se basent sur la présence d'espèces réceptives aux modifications environnementales. Il est donc complexe de déterminer quel indice est le plus fiable pour évaluer la qualité d'un cours d'eau dans un pays donné.

Les analyses des liens entre les taxons collectés, les facteurs environnementaux modérés et les lieux de prélèvements ont permis de souligner les différences entre les sites du lac Tonga et

ceux du marais de la Mékhada. De plus, l'AFC, la CAH et l'ACP ont aidé à identifier quatre groupes distincts de similarité au sein des associations spatiales des stations. Ces analyses ont pris en compte les espèces de macro-invertébrés benthiques non seulement en fonction de leur présence et de leur abondance, mais aussi de leurs caractéristiques spécifiques.

L'analyse canonique (ACP) a été effectuée pour ressortir la relation entre les paramètres physico-chimiques du milieu et l'abondance des espèces. Ce résultat est corroboré par la présence des diptères qui représentent des taxons résistants à la pollution, indiquant forte corrélation positive avec la température et le pH.

La préservation et la gestion des zones humides exigent l'adoption d'une approche pluridisciplinaire qui englobe les modérations politiques, écologiques et socio-économiques afin d'assurer une durabilité environnementale et sociale à la fois.

Perspectives

Il serait crucial de développer l'avenir du groupe zoologique des macro-invertébrés, car de nombreux aspects méritent encore d'être approfondis, notamment la relation entre la diversité, la répartition de la faune benthique et les paramètres physico-chimiques.

Références bibliographiques

Abba, E. 2006. Contribution à l'étude de la qualité physico-chimique des eaux d'un écosystème aquatique du Moyen Atlas : Dayet Aoua. Mémoire d'Etudes Supérieures Approfondies. Université Ibn Tofail. 76.

Abdi, S. 2017. «Structure et écologie des canards plongé (Anatidés) dans les zones humides de Guebes-Sanhadja (Wilaya de Skikda Nord-est de l'algerien) ». Thèse de Doctorat. Université Mohamed Chérif Messaadia, Souk Ahras, 101.

Adu, B.W., Kemabonta, K.A. & Ogbogu, S.S. 2016. Monitoring of environmental disturbance using abundance and distribution of red-vein and dark-vein species of genus *Trithemis* (Odonata : Libellulidae). *Zoologist*, 14, 31-36

Affoun, S. 2006. *Ressources en eaux, mobilisation et utilisation dans le bassin versant de la mafragh*. Mémoire de Magister. Université Mentouri, Constantine, Algérie.

Aguesse, P., Dakki, M., Gheit, A. & Ramdani, M. 1982. Les Hétéroptères aquatiques du Maroc. Inventaire commenté. *Bull. Inst. Sci*, 6, 125-138.

Ahriz, S., Nedjraoui, D., Sadki, N. 2010. The impact of industrial pollution on the ecosystem of Réghaia Lake (Algeria). *Desalination and Water Treatment*, 24(1-3) : 1-6.

<https://doi.org/10.5004/dwt.2010.130>

Aissaoui, R., Houhamdi, M. & Samraoui, B. 2009. Eco-ethology of Ferruginous Duck *Aythya nyroca* in Lake Tonga (Ramsar site, el-Kala National Park, northeastern Algeria). *European journal of scientific research*, 28(1): 47-59.

Alayat, H., El Khattabi, J., Lamouroux, C. 2013. Evolution Spatiale Des Caractéristiques Physico-Chimiques Des Eaux Du Lac Oubeïra Imposé Par Les Conditions Sévères De La Sècheresse (Extrême Ne Algerien). *European Scientific Journal*, 9: 1857- 7431.

Alba-Tercedor, J. & Pujante, A. 2000. Running-water biomonitoring in Spain. Opportunities for a predictive approach. In : Wright J.F. & Sutcliffe Furse M., eds. *Assessing the Biological Quality of Freshwater : RIVPACS and Other Techniques*. *Freshwater Biological Association*, Ambleside, 207-216.

Alba-tercedor, J., Jáimez-cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-cantero, C. E., Sánchez-ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-abarca, M.R., Vivas, S. & Zamora-Muñoz C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21, 175-185.

Allan, J.D. 1995. Stream Ecology – Structure and function of running waters. 1 st edition Chapman and Hall. 388.

Amiard, J.C., Caquet, T. & Lagadic, L. 1998. Les biomarqueurs parmi les méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement. In Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement (eds L. Lagadic, T. Caquet, J.C. Amiard & F. Ramade), XXIXXXI. Lavoisier, Paris.

Amoura, Z. 2021. Caractérisation de milieu aquatique continentale : cas du marais de la Mekhada (El-Tarf). Thèse de Doctorat. Université Chadli Bendjedid El-Tarf,

Annani, F., Al-Farhan, A.H & Samraoui, B. 2012. Aquatic Hemiptera of Northeastern Algeria ; Distribution, phenology and conservation. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 67: 423- 435.

Aquaportail., 2020. Ordre Haplotaxida (Haplotaxides): description et familles [www.aquaportail.com](https://www.aquaportail.com/taxonomie-ordre-82-Haplotaxida.html) [https://www.aquaportail.com/taxonomie-ordre-82 Haplotaxida. html](https://www.aquaportail.com/taxonomie-ordre-82-Haplotaxida.html)
Lire plus : <https://www.aquaportail.com/taxonomie-classe-29-clitellata.html>.

Arab, A., Lek, S., Lounaci, A & Park, Y.S. 2004. Distribution patterns of benthic macroinvertebrates in an intermittent rivé. *Annales de Limnologie*, 40(4) : 317-327.

Avramidi, E., Gómez, S.C.G., Papaspyrou, S., Louca, V., Xevgenos, D., Küpper, F.C. 2022. Biodiversité benthique à proximité des sites de rejet de saumure dans le port de Rotterdam. *Ressources en eau et industrie*, 27, 100-173.
<https://doi.org/10.1016/j.wri.2022.100173>.

Bakaria, F. 2002. Contribution à l'étude de la biologie de reproduction de la population de la Guifette moustac (*Childonias hybridus*, pallas 1811) dans les zones humides de Nord-est Algérien : cas de lac Tonga. Thèse de magister, université Annaba, 61.

Barbault, R. 1992. Ecologie des peuplements : structure, dynamique et évolution Masson Ed. Paris 274.

Barbour, M.T., Gerritsen, B., Snyder, B. 1999. “Benthic Macroinvertebrate Protocols,” in Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable Rivers : Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water EPA841-B-99-002, 11 chapitres, 4 annexes,

[<http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/wp61pdf/rbp.pdf>].

Bebba, N. 2017. Impacte des paramètres environnementaux et distribution spatiotemporelle des Ephéméroptères dans les Oueds de Biskra et Batna. Thèse de Doctorat. UFAS, pp 198.

Bediaf, S., Benmetir, S., Bouchecker, A., Lazli, A. 2020. Diversity of aquatic avifauna wintering in the Mekhada marsh : current state and heritage value of a Ramsar site (North-eastern Algeria). Bulletin de la Société zoologique de France, 145(2) : 97-118.

Bellan, G. 1984. Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. Bulletin d'Ecologie, Bernard, 15(1) : 13-20.

Belles, A. 2012. Développement et applications environnementales des échantillonneurs passifs pour la surveillance des écosystèmes aquatiques.

Belhaouari, B., Achour, T., Mebarki, D., Branine, A. 2017. L'utilisation des macroinvertébrés benthiques et des macrophytes pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau de l'oued Chlef, Benzina et Si Bachir. Revue des BioRessources, 91- 98.

Belouahem, A.D. 2012. Etude écologique des peuplements forestiers des zones humides dans les régions De Skikda, Annaba Et El Tarf (Nord-est algérien), Présentée en vue de l'obtention du diplôme de doctorat d'Etat, Université Badji Mokhtar. Annaba, 16.

Bemoussat-Dekkak, S., Abdellaoui-Hassaine, K., Sartori, M. & Zamora-Munoz, C. 2021. Contribution to knowledge of the Trichoptera of northwestern Algeria : New species records for the Algerian fauna and taxonomic remarks for the Maghreb fauna. Zootaxa, 5068, 186-210.

Bemoussat-Dekkak, S., Abdellaoui-Hassaine, K. & Zamora-Munoz, C. 2021b. Checklist and key for identification of larvae of Hydropsyche species (Hydropsychidae, Trichoptera) of the Maghreb. Zootaxa, 5052, 83-98.

Benhadji, N. 2020. Caractérisation taxonomique, phylogénétique des Ephéméroptères Schistonotes du bassin versant de la Tafna (Ouest algérien). Thèse de doctorat. Université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen, Algérie. 150.

Bensakhri, Z. 2015. Contribution à l'étude des Chironomidae (Insecta : Diptera) des eaux courantes du Nord-Est Algérien : Cas d'oued Charef et leur impact sur la santé .Thèse de doctorat. Université 08 Mai 1945 Guelma. 23.

Ben Salem, K., Ben Abdelaziz, A. 2021. Principal Component Analysis (PCA). Tunis Med, 99(4) : 383-389.

Bentouili, M.Y. 2007. Inventaire et Qualité des Eaux des Sources du Parc National D'El Kala (N.Est algérien). Mémoire de Magister, Faculté des sciences de la Terre. Université Badji Mokhtar, Annaba. Algérie .134 p.

Benyacoub et al. 1998. Plan directeur de gestion du parc National d'El Kala et du complexe des zones humides. Projer GEF (Global Environnement Facility)-Banque Mondial 220 p. +28 cartes. Disponible au Parc National d' El Kala.

Benyacoub, S & Chabi, Y. 2000. Diagnostic écologique de l'avifaune du Parc National d'El Kala, synthèse 7,3

Benyacoub, S., Brahmia, Z., Boulahbal, R. 2007. *Inventaire de l'avifaune, de L'héropétofaune de la région d'annaba-Elkala.* Tome 1 : les oiseaux. M.A.T.E. Projer 30507- « Axe 5 » biodiversité. 367.

Ben Salem, K., Ben Abdelaziz, A., 2021. Principal Component Analysis (PCA). Tunis Med, 99 (4) : 383-389.

Benzécri, J.P. 1973. Analyse des données. Dunod. Paris. Tome 2, 619.

Benzina, I. 2019. Biodiversité des macroinvertébrés benthiques et évaluation multiparamétrique de la qualité des cours d'eau dans la réserve de biosphère du Belezma (région aride du Nord Est Algérien). Thèse de doctorat. Université Larbi Ben M'Hidi - Oum El Bouaghi, Algérie. 97.

Bouazouni, O. 2004. *Etude socio-économique du PNEK, Parc National d'El KALA,* 50.

Boucenna, N. 2009. « L'étude écologique des mares temporaires de la Numidie orientale (2007-2008) ». Mémoire Master. Université 08 Mai 1945 de Guelma, 90.

Boucenna, N. 2012. « Ecologie des mares temporaires des Numidie (2009-2010) ». Thèse de Doctorat. Université 08 Mai 1945 de Guelma, 99.

Bouchard, R.W.Jr. 2004. Guide to aquatic macroinvertebrata of the upper Midwest. Water Resources Center, University of Minnesota, St. Paul, MN, USA.

Bouchelouche, D. 2015. Etude des Macroinvertébrés comme Bio-indicateurs de la Pollution dans les Cours d'Eaux du Nord Centre de l'Algérie. Thèse Doctorat. Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene. Algérie, 186.

Boudot, J.P, Kalkman, V.J, AZpilicueta Amorin, M, Bogdanovic, T, Cordero Rivera, A, degabriele, G, Dommanget, J.L, Ferreira, S, Garrigós, B, Jović, M, Kotarac, M, Lopau, W, Marinov, MMihoković, N, Riservato, E, Samraoui, B, Schneider, W. 2009. Atlas of the Odonata of the Mediterranean and North Africa. Libellula Supplement, 9 : 1-256.

Boudrarin, S. 2022. Les Macro-Invertébrés Benthiques dans l'Oued El Abiod (Est Algérien). Inventaire, diversité, abondance, variation spatial et valeurs de tolérance. Thèse Doctorat. Université de Biskra, 21.

Bouhala, Z. 2012. Contribution à l'étude des macroinvertébrés d'Oued Charef (Oued Seybouse). Mémoire de Magister en biologie. Université 08 Mai 1945 Guelma, 136.

Boulinier, T., Nichols, J.D., Sauer, J.R., Hines, J.E. & Pollock, K.H. 1998. Estimating species richness : the importance of heterogeneity in species detectability. Ecology 73 (3) the Ecological Society of America, 1018.

Bournaud, M., Keck, G. 1980. Diversité spécifique et structure des peuplements macroinvertébrés benthiques au long d'un cours d'eau : le Furans (Ain). Acta Oecologica, Oecol. Gener, 1(2) : 131-150.

Boumezbeur, A. 1993. Ecologie et biologie de la reproduction de l'Erismature à tête Blanche *Oxyura leucocephala* et du Fuligule nyroca *Aythya nyroca* sur le Lac Tonga et le Lac des Oiseaux, Est Algérien. Thèse de Doctorat. Univ Montpellier, France.

Blandin, P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. Bulletin Ecologique, 17 : 215-307. [<http://www.epa.gov/owow/monitoring/fr>].

Blondel, J. 1975. "L'analyse Des Peuplements d'oiseaux, Éléments d'un Diagnostic Écologique I. La Méthode Des Échantillonnages Fréquentiels Progressifs (EFP)." La Terre et La Vie, 29 : 533-89.

Blondel, J. 1979. *Biogéographie et écologie-Collection d'écologie*. Ed, Masson, Paris.173.

Blashfield, R.K. & Aldenderfer, M.S. 1988. The methods and problems of cluster analysis. In : Nesselroad J.R. (Éd.), Handbook of multivariate experimental psychology. 2nd edition, New York, 447-473.

Brahmia, Z. 2002. Rôle fonctionnel du lac Oubeira et du lac Mellah (parc national d'El-Kala) pour les oiseaux marins. Présenté en vue de l'obtention du diplôme de magistère. Université Badji Mokhtar, Annaba.

Brinkhurst, R.O. 1971. Guide d'identification des oligochètes aquatiques britanniques. Publication scientifique de la Freshwater Biology Association, Ambleside, 22 : 55.

Brinkhurst, R.O. 1982a. Une classification qui a fait autorité et à laquelle il est souvent fait référence.

Buss, D.F., Baptista, D.F., Nessimian, J.L., Egler, M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 518: 179-188.
Doi:10.1023/B:HYDR.0000025067.66126.1c

Callisto, M, PMoreno, F.A.R, Barbosa. 2001. "Habitat Diversity and Benthic Functional Trophic Groups at Serra Do Cipo, Southeast Brazil." *Revue Brasilia de Biologia*, 61 (2) : 259-266.

Caquet, T. 2012. Des invertébrés pour la bio-indication de la qualité des cours d'eau : bilan et perspectives. In : Bio-indicateurs pour la caractérisation des sols, journée technique nationale, 7e édition, Paris 16 octobre 2012, Rennes : 41-68.

Camargo, J. A., Alonso, A. et M. De La Puente. 2004. Multimetric assessment of nutrient Enrichment in impounded rivers based on benthic macro invertebrates. *Environmental Monitoring and Publishers, Nigeria*, 96 : 233-249.

Cassier, P., Guy Bougerolle Claude Combes Jean Grain André R ai baut. 1998. le parasitisme un équilibre dynamique .Enseignement des sciences de la nature et la vie .ISBN :2-225-829209.

Chafai, H., et Selaimia, C. 2018. « Les macros invertébrées benthiques des eaux douces de la Numidie Occidentale Nord-Est algérien ». Mémoire Master. Université 08 Mai 45 de Guelma. 58.

Chalabi, B. 1990. Contribution à l'étude de l'importance des zones humides algériennes pour la protection de l'avifaune. Cas du Lac Tonga (PNEK). Thèse de Magister, INA. Alger. 133.

Cheruvellil, K.S., Soranno, P.A., Madsen, J.D & Roberson, M.J. 2002. Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities : the role of an exotic dissected macrophytes. *Journal of the North American Benthological Society*, 21 (2) : 261-277

Chessman, B.C. 1995.Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates : A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic index. *Australian Journal of ecology*, 20 :122-129.

Chok, S.N. 2008.Pearson's versus spearman's and kendall's correlation coefficients for continuous data. University of Pittsburgh. p14.c. *Natl. Acad. Sci. USA*, 101 : 14132-14137.

Chettibi, F. 2014. Ecologie de l'Érismature à tête blanche *Oxyura leucocephala* dans les zones humides de la Numidie algérienne (du Littoral Est de l'Algérie).Thèse de Doctorat, université Annaba, 01.

Clausnitzer, V. 2003.Dragonfly communities in coastal habitats of Kenya : indication of biotope quality and the need of conservation measures. *Biodiversity and Conservation*, 12(2) : 333-356.

Clements, W.H & Newman, M.C. 2002. Community ecotoxicology. John Wiley & Sons Chichester, UK, 336.

Cojocaru, I. 2005. Data regarding the diversity of the aquatic Coleopterans (Insecta: Coleoptera) from the Danube Delta. *Analele Științifice a l'Universității "Al.I. Cuza" Iași. S. Biologie Animală*, 51 : 71-79.

Cosser, P., R. 1988.« Macroinvertebrate community structure and chemistry of an organically polluted Creek in South-East Queensland », *Aust. J. Mar. FreshwaterRes.* 39 : 671-683.

Cupșa, D, Marian. I. 2012.Studies upon the benthic macroinvertebrate community from Ormanului Valley (Bihor County, Romania). *Bihorean Biologist*, 6(1) : 45-50.

Cupșa, D., Covaciu-Marcov, S.D, Sucea, F., Hercuț. R. 2010. Using macrozoobenthic invertebrates to assess the quality of some aquatic habitats from Jiului Gorge National Park (Gorj County. Romania). *Bihorean Biologist*, 4(2): 109-119.

- Daget, P. 1976.** Les modèles mathématiques en écologie. Masson Ed. Paris, 172.
- Dajoz R. 1985.** Précis d'écologie. 5ème édition. Dunod, Paris, 517.
- Dajoz, R. 2003.** *Précis d'écologie*. Ed. Dunod, Paris, 619.
- Davis, T.J. 1996.** Le Manuel de la Convention RAMSAR. Ed. T.J. Davis. Bureau de la Convention RAMSAR de Suisse, 185.
- Dejoux, C. 1970.** Contribution à l'étude des premiers états des Chironomides du Tchad (3e note). Description comparée des nymphes de *Nilodorum brevivalpis*, *N. brevibucca* et *N. fractilobus*. *Bull. Mus. Hist. Nat.*, 1 : 175-184.
- Delettre, Y.R. 2001.** An annotated checklist of Chironomidae.
- De Sousa, S., Pinel-Alloul, B., Cattaneo. A. 2008.** Response of littoral macroinvertebrate communities on rocks and sediments to lake residential development. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65 : 1206-1216.
- Descy, J.R. 1979.** A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia, Beiheft*, 64 : 305-323.
- Dethier, M. 1986.** Brèves descriptions et remarques sur les Cryptocérates Nepomorpha et Gymnocérates Gerromorpha. *Bull. Mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*, 55 : 3-12.
- Dinon, E., Gerstmans. 2008.** L'influence du pH sur l'assimilation des éléments nutritifs du sol par les plantes et sur la variété des plantes, Université de Liège.
- Direction Générale des Forêts. 2004.** « Atlas IV des Zones Humides Algériennes d'importance internationale ». Ed : Direction générale des forêts, Ben Aknoun. 89.
- Direction Générale des Forêts. 2003.** Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar (La Réserve Naturelle du Lac des Oiseaux, Wilaya d'El Tarf), Algérie.
- De Belair, G. 1990.** Structure, fonctionnement et perspectives de gestion de quatre écosystèmes lacustre et marécageux (El-Kala Est Algérien). Thèse de doctorat. Univ Montpellier II. 193.
- De Bélaïr, G & Samraoui, B. 1994.** Death of a lake : Lac Noir in northeastern Algeria. *Environmental Conservation*, 21 : 169- 172.
- De Bélaïr, G., 2005.** Dynamique de la végétation de mares temporaires en Afrique du Nord (Numidie Orientale, NE Algérie). *Ecologia Mediterranea*, 31: 1-18.

Djamai, S. 2020. Variations Spatiales des Macro-invertébrés benthiques dans le lac Tonga (El-Kala–Wilaya El-Tarf). 2020. P.h.D Thesis. University of M'sila. Algeria.142.

Djitli, Y., Boix, D., Milla, A., Marniche, F., Tornero, I., Cunillera-Montcusí, D., Sala, J., Gascón, S., Quintana, X. D., Daoudi-Hacini, S. 2021. Annual cycle of water quality and macroinvertebrate composition in Algerian wetlands : A case study of Lake Réghaïa (Algeria). *Limnetica*, 40 (2) : 399-415.

<https://doi.org/10.23818/limn.40.27>

Dommanget, J.L. 1989. Utilisation des Odonates dans le cadre de la gestion de zones humides, in « *Utilisation des inventaires d'invertébrés pour l'identification et la surveillance d'espaces de grand intérêt faunistique* », Paris, Muséum National d'Histoire Naturelle, 93-110.

Draïdi, K. 2014 Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*) dans le lac Tonga (Nord-est de l'Algérie) : Etude du budget temps, stratégie d'hivernage et étude de l'écologie parasitaire. Thèse de Doctorat. Université Badji-Mokhtar Annaba, 10-12.

Drouai, H., Belhamra, M., Mimeche, F. 2018. Inventory and distribution of the rodents in Aurès Mountains and Ziban oasis (Northeast of Algeria). *Anales de Biología*, 40 : 47-55

Ellenberg, H. 1948. Unkrautgesellschaften als Mass für den Säuregrad, die Verdichtung und andere Eigenschaften des Ackerbodens. *Ber. Landtech*, 4 : 130-146.

Elouard, J.M. 1981. Diptères : caractères généraux, clés systématiques et familles peu importantes. In : Durand J. R. & Lévêque C. Flore et Faune Aquatiques de l'Afrique Sahelosoudanienne. Edition, Tome II, Paris, 553-567.

Florencio, M., Serrano, L., Gómez-Rodríguez, C., Millán, A., Díaz-Paniagua, C. 2009. Inter- and intra-annual variations of macroinvertebrate assemblages are related to the hydroperiod in Mediterranean temporary ponds. *Hydrobiologia*, 634(1) : 167-183.

Florencio, M., Serrano, L., Gómez-Rodríguez, C., Millán, A., Díaz-Paniagua, C. Sanogo, S., Kabre, T., Cecchi, P. 2014. Inventaire et distribution de bio-onduleurs macro-onduleurs à grande échelle à partir de trois plans des eaux du Bassin de la Volta au Burkina Faso. *Journal international des sciences biologiques et chimiques*, 8(3):1005-1029. (2009): Les variations inter- ET intra-annuelles des assemblages de macroinvertébrés sont liées à l'hydropériode dans les étangs temporaires méditerranéens. *Hydrobiologie*, 634(1): 167-183.

Fournier, H. et P. Bérubé. 1997. Les lacs à touladi ont-ils un avenir ? Gouvernement du Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de l'Outaouais et Service de la faune aquatique, 8.

Foto, M.S., Zebaze Togouet, S.H., Nyamsi Tchatcho, N.L. et Njiné, T. 2011.

Evolution Spatiale de la Diversité des Peuplements de Macroinvertébrés Benthiques dans un cours d'eau Anthropisé en Milieu Tropical (Cameroun). EuroJournals Publishing Inc. ISSN 1450-ISSN 1450-216X. (2011), 55(2) : 291-300.

<http://www.eurojournals.com/ejsr.htm>

Friedrich, G., Chapman, D., Beim, A. 1996. The Use of Biological Material in Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. 2nd ed., Deborah Chapman (ed.). E and FN Spon, New York

Fustec, E., Lefevre, J.C. 2000. Fonctions et valeurs des zones humides In : Géomorphologie : relief, processus, environnement. Juillet-Septembre 2002, 8 (3) : 279-280.

Gaagai, A. 2009 : Etude hydrologique et hydrochimique du bassin versant du barrage de BABAR sur Oued EL ARAB région Est de l'ALGERIE. Mémoire de magistère en hydraulique, Université de BATNA, 108.

Galdean, N., Callisto, M., Barbosa, F.A.R. 2001. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG. Brazil). Revista Brasileira de Biologia, 61(2). 239-248.

Gagnon, É. et Pedneau, J. 2006. Sur Benthos, guide du volontaire, programme de Surveillance volontaire des petits cours d'eau. CVRB, Québec. Canada.

Gaujous, D. 1995. La pollution des milieux aquatiques. 2^{ème} édition, Technique & Documentation - Lavoisier, Paris. 220.

Gause, G.E. 1930. Studies on the ecology of the Orthoptera. *Ecology*, 11: 307-325.

Ghazali, D., Zaid, A., 2013. Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la source Ain Salama-Jerri (Région De Meknes –Maroc). Larhyss Journal, 1112-3680. 25-36.

Gheit, A. 1994. *Recherches sur la bio-écologie de la faune Hémiptérologique aquatique marocaine. Hydrocorises et Amphibicorises peuplant des Hydrosystèmes supralittoraux et continentaux.* Thèse Doctorat d'Etat, Univ. Rabat (Maroc), 247.

Gheit, A. 1985. *Organisation de la communauté Hémiptérologique aquatique du Plateau central marocain.* Thèse Doctorat 3^{ème} cycle. Univ. Mohammed V (Rabat, Maroc), 184.

Gonçalves, F.B., Menezes, M.S. 2011. A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. *Biota Neotrop*, 11(4).

Glèlè kakai, R., Salako, V.K., Padonou E.A. & Lykke, A.M. 2016. Analyses statistiques multidimensionnelles écologie. *Annales des Sciences Agronomiques*, 20 : 139-157.

Hafiane, M., Hamzaoui, D., Attou, F., Bouchelouche, D., Arab, A.H., Alfarhan & Samraoui, B. 2016. Anthropogenic impacts and their influence on the spatial distribution of the odonata of wadi el harrach (North-central Algeria.). *Revue D'Ecologie (Terre et Vie)*, 71 (3) : 239-249.

Hamdi, R, Zerguine, Z, Ramdani, K. 2024. Diversity and distribution of aquatic macroinvertebrates in Lake Tonga and Mekhada Marsh (north-east Algeria) in relation to climate change. *Biharean Biologist*. 18 (2), e241205, 99 – 114, 18435637, 20651155.

https://www.researchgate.net/publication/387314893_Diversity_and_distribution_of_aquatic_macroinvertebrates_in_Lake_Tonga_and_Mekhada_Marsh_north-east_Algeria_in_relation_to_climate_change.

Hamed, M, Guettache, A & Bouamer, L. 2012. Etude des propriétés physicochimiques et Bactériologiques de l'eau du barrage DJORF- TORBA Bechar. Mémoire d'Ingénieur d'état en Biologie. Université de Bechar. 7, 9.

Hammouda, N. 2013. Contribution à l'étude de l'effet de l'action anthropique sur les zones humides du Sud-est du Sahara (Cas de l'Oued Righ). Mémoire de master Académique. Université d'Ouargla. 19-23.

Harbi, S. 2016. Structure et écologie des Sarcelles d'hiver *Anas crecca crecca* hivernant au niveau du Lac des Oiseaux et du Marais de la Mékhada (Wilaya d'El-Tarf). Thèse de Doctorat. Université Chadli Bendjedid El-Tarf, 12.

Hart, B.T., Maher, B., Lawrence, L. 1999. New generation water quality guideline for ecosystem protection. *Freshwater Biology*, 41 : 347-359.

Hamzaoui, D., Hafiane, M., Mebarki, M., Arab, A., Alfarhan A.H. & Samraoui B., 2015. The Gomphidae of Algeria and the Maghreb : status, ecology and conservation (Insecta : Odonata). *International Journal of Odonatology*, 18: 175-191.

Haouchine, S. 2011. Recherche sur la faunistique et l'écologie des macroinvertébrés des Cours d'eau de Kabylie- Thèse de Magistère .Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou. 117.

Hawkes, H.A. 1979.Invertebrates as indicators of river water quality. In James A. & Evison L. (Eds.), *Biological Indicators of Water Quality 2*. Chichester, Great Britain : Wiley, 1–45.

Hellawell, J.M. 1986. Biological indicators. In : Hellawell, J.M. (ed.) *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Pollution Monitoring Series, Springer, Dordrecht, 45-77.

https://doi.org/10.1007/978-94-009-4315-5_3.

Heliott, T.P 2014.- *Biodiversité des communautés d'invertébrés benthiques des rivières de la Guadeloupe et réponses aux perturbations anthropiques* Ecole doctorale S2U2E Unité de recherche : Ecolab Directeur(s) de Thèse : Régis Céréghino Rapporteurs : Christian Desvillettes et Benoit Sautour .256.

Henriques-Oliveira, A.L., Nessimian, J.L & Dorvillé, L.F.M. 2003. Feeding habits of chironomid larvae (Insecta : Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Braz. J. Biol.* 63(2) : 269-81.

Hessé, A.S., Imbert, E., Karabaghli, C., Mangot, S & Saadat, S. 2014. Les macroinvertébrés benthiques: bioindicateurs de la qualité de nos rivières. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 6.

Hilsenhoff, W.L. 1982. Using a biotic index to evaluate water quality in streams. *Tech. Bull. Wisc. Dept. Nat. Res.*, 132.

Hone, M., Beneberu, G. 2020. Physicochemical and biological evaluation of Blue Nile River at Lake Tana, Ethiopia, in relation to discharge of tannery effluent. *Ethiopian Journal of Science and Technology*, 13(3) : 185-195.

<https://doi.org/10.4314/ejst.v13i3.2>

Houhamd, M & Samraoui, B. 2008. Diurnal and nocturnal behavior of Ferruginous Duck *Aythya nyroca* at Lac Des Oiseaux Northern Algeria. *Ardeola*, 55: 59- 69.

Houhamdi M. & Samraoui, B. 2002. Occupation spatio-temporelle par l'avifaune aquatique du Lac des oiseaux (Algérie). *Alauda*, 70: 301-310.

Houhamdi, M. 2002. Ecology of avian populations in Lac des Oiseaux (Eastern Numidia). State Doctorate Thesis, Badji Mokhtar University, Annaba, 238.

Houmani, M., Bendali-Saoudi, F., Soltani, N. 2023. Impact des paramètres physico-chimiques de l'eau sur la biodiversité de la faune invertébrés du lac d'Echatt, Nord-Est algérien. *Biodiversitas Journal de la Diversité Biologique*, 24(1) : 258-268.

<https://doi.org/10.13057/biodiv/d240131>

Hutchinson, T.C., Meema, K.M., 1987. Lead, mercury and arsenic in the environment. *Hydrobiologia*. 562: 217–229.

Hynes, H.B.N. 1960. The biology of Polluted Waters. Liverpool Univ. Press. Liverpool, England, 202P. International Journal of Innovative Science, Engineering and Technology, 2348.

Hynes, K.E. 1998. Benthic Macroinvertebrate Diversity and Biotic Indices for Monitoring of Urban and Urbanizing Lakes within the Halifax Regional Municipality (HRM), Nova Scotia, Canada. *Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax*, 114.

Jacobus, L.M. Macadam, C.R & Sartori, M. 2019. Mayflies (Ephemeroptera) and their contributions to ecosystem services. *Insects*, 10 : 170.

Jana, S., Dietrich¹ Ellen, A.R., Welti, Peter Haase. 2023. Extreme climatic events alter the aquatic insect community in a pristine German stream. *Climatic Change* (2023), 176-68.

<https://doi.org/10.1007/s10584-023-03546-9>

Jekatierynczuk-Rudczyk, E., Grabowska, M., Ejsmont-Karabin, J., Karpowicz, M. 2012. Assessment of trophic state of four lakes in the Suwałki Landscape Park (NE Poland): based on the summer phyto- and zooplankton in comparison with some physicochemical parameters. In: Wołowski, K. (ed.) *Current Advances in Algal Taxonomy and Its Applications*. Instytut Botaniki im. W. Szafera, Kraków, 205-225.

Johnson, J.H & Dropkin, D.S. 1993. Diel variation in diet composition of a riverine fish community. *Hydrobiologia*, 271 : 149-158.

Joleaud, L. 1936. Etude géologique de la région de Bône et la Calle. 2^Pème P série, 18

Karr, J.R. 1991. Biological integrity. A long-neglected aspect of water resource management. *Applied Ecology*, 1 : 66–84.

Karaouzas, I., Dimitriou, E., Lampou, A., Colombari, E. 2015. “Seasonal and Spatial Patterns of Macroinvertebrate Assemblages and Environmental Conditions in Mediterranean Temporary Ponds in Greece.” *Limnology*, 16 (1) : 41–53.

[10.1007/s10201-014-0437-0](https://doi.org/10.1007/s10201-014-0437-0)

Kettani, K., Calle Martinez, D & El Ouazzani, T. 1996. Données faunistiques actuelles sur les Chironomidae (Diptera) du Rif (Maroc). *Bull. Inst. Sci. Rabat*, 20: 131-141.

Khedimallah, R., Tadjine, A. 2016. Contribution to the knowledge of macroinvertebrates of the lacustrine ecosystem Lake Tonga at EL KALA National Park. *Hydrobiologie : Bulletin de la Société Zoologique de France*, 141(3) : 121-140.

[10.13057/biodiv/d240131](https://doi.org/10.13057/biodiv/d240131)

Kheireddine, R. 2014. Structure et écologie des Anatidés hivernants dans le Lac Tonga et le Lac des Oiseaux (Wilaya d'El-Tarf, Nord-Est de l'Algérie). Mémoire de Magister. Université de Sidi Bel Abbès. 09.

Khelifa, R. 2013. Flight period, apparent sex ratio and habitat preferences of the Maghribian endemic *Calopteryx exul* Selys, 1853 (Odonata : Zygoptera). *Revue d'écologie*, 68 : 37-45.

Khemis, M.D.E.H.O., Boumaaza, E., Bensaci, H., Amari, K., Boucherit, A.H., Saad, Z., Bouslama, Z., & Houhamdi. M. 2017. “Diurnal Behaviour and Pairing Chronology of the Northern Shoveler Wintering in Unprotected Remnant Wetlands of North-Eastern Algeria.” *Zoology and Ecology*, 27 (1) : 11–18.

Doi:10.1080/21658005.2016.1278321

Kherifi, W & Kherici-Bousnoubra, H. 2012. Evolution saisonnière de la qualité Microbiologique des eaux du Lac Mellah (Nord-Est Algérien). *Larhyss Journal* 11 : 109- 118.

Klaus, A. 2001. The biology of Decapod crustacean larvae. Balkema publishers, 14 : 14-20.

Kos, A.J & Psenicka, C. 2000. Measuring similarity across methods. *Psychological reports*, 86 : 858-862.

Koudenoukpo, C., Chikou, A., Togouet Zebaze, S., Mvondo, N., Hazoume, R., Houndonougbo, P., & al. (s.d.). 2017. Zooplanctons et Macroinvertébrés aquatiques : vers un assemblage de bioindicateurs pour un meilleur monitoring des écosystèmes aquatiques en région tropicale, 276-280.

Kratzer, E.B. 2002. Temporal & spatial variation of wetl & macroinvertebrates of the Okefenokee swamp, MSc thesis, Athens, Georgia, 34.

Krebs, C. 1989. *Ecological methodology*. Harper and Row, New York. 3686.

Labar, S. 2003. *Contribution à l'identification des aires inondables et qualité physico-chimiques des eaux stagnantes temporaires dans la vallée de la Mafragh « Extrême Nord Est Algérien »*. Mémoire de Magister. Université Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.

Lakhdara, D., Bouslama, Z, Belabed, A., 2014. Caractérisation des macros invertébrées et les amphibiens dans différents plans d'eau de l'extrême Nord-est Algérien. *European journal of scientific research*, 1450-216.

Lakhdara, D. 2017. Caractérisation des Macroinvertébrés et les Amphibiens dans différents plans d'eau de l'extrême Nord-est algérien.

- Langton, P.H. 1991.** A key to pupal exuviae of the west Palaearctic Chironomidae. Privately published : Huntingdon, PE 17 1YH, England.
- Langton, P.H. & Visser H. 2003.** Chironomidae exuviae. A key to pupal exuviae of the west Palaearctic region. Amsterdam : Biodiversity Center of ETI.
- Lee, S.J., Park, J.H & Ro, T.H. 2006.** Ephemeropteran community structure and spatial stability of local populations of the major species group in the Keumho Berger. *Entomological Research*, 36 : 98-106.
- Legendre, P & Legendre, L. 1984.** Ecologie numérique le traitement multiple des données. Masson. 2eme Ed. Paris et Presses de l' Université de Quebec, 179.
- Legendre, P & Legendre, L. 1979.** Ecologie numérique le traitement multiples des données. Masson. Paris et Presses de l' Université de Quebec.179.
- Legendre, P & Legendre, L. 1998.** Numerical Ecology. Second edition, Elsevier, Amsterdam, 853.
- Lounaci, A., Vinçon, G. 2005.** Les Plécoptères de la Kabylie du Djurdjura (Algérie) et biogéographie des espèces d'Afrique du Nord [Plecoptera]. *Ephemera*, 6 (2) : 109-124.
- Lounaci, A. 2005.** «Recherche sur la faunistique, l'écologie et biogéographie des macroinvertébrés des cours d'eau de Kabylie». Thèse doctorat d'état : U.M.M.T.O. 209.
- Magurran, A.E. 1988.** *Ecological diversity and its measurement*. Cambridge University Press, Chapman. London, 179.
- Maman, L., Vienne, L. 2010.** Les zones humides, un patrimoine remarquable. *Geosciences*, 6.
- Mammeri, I. 2015.** Etude des communautés de macro-invertébrés benthiques dans le bassin versant de l'oued Nil (Jijel). Mémoire de magistère. Université de Jijel, Algérie, 108.
- Mammeri, I. 2023.** Etude de la structure des peuplements macro-invertébrés benthiques au niveau des cours d'eau du bassin versant Kébir-Rhumel (Nord-Est Algérien). Thèse Doctorat. Université de Jijel, Algérie, 33.
- Mammeri, I., Zougaghe, F & Krika, A. 2021.** Benthic macroinvertebrate assemblages in the main confluences of the Kebir-Rhumel wadi (Northeast Algeria). *Vie et Milieu - Life and Environment*, 71 : 41-54.

Mandaville, S.M. 2002.Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance

Marre, 1992. Le Tell oriental algérien de Collo à la frontière tunisienne. Etude Géomorphologies. OPU Alger. (1) et (2) : 153-624.

Margalef, R. 1951. Diversidad de Especies en las Comunidades Naturales. Publication del Instituto de Biología Aplicada, 6(1): 59-72.

Mary, N. 1999. Caractérisations physico-chimique et biologique des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie, proposition d'un indice biotique fondé sur l'étude des macroinvertébrés benthiques. Thèse de doctorat, Université Française du Pacifique, Nouvelle-Calédonie, 181.

Mathieu, S. 2006.Evaluation de l'intérêt des zones humides ordinaires arguments pour les valoriser auprès du public. ENGREF Centre de Montpellier et Office International de l'Eau, 32.

Michaelsen, W. 1928. Dritte Klasse der Vermes Polymera (Annelida) Clitellata - Gürtelwürmer. In Hükenenthal, W. & T. Krumbach (eds.), Handbuch der Zoologie. Vermes Polymera : Archannelida, Polychaeta, Clitellata, Priapulida, Sipunculida, Echiurida. De Gruyter, W, Berlin und Leipzig 1928 bis 1934: 1-11

Mimeche, F. 2014. Ecologie du baret de l'algérie, luciobarbus callensis (valenciennes, 1842) (pisces : cyrimide) dans le barrage d 'El k'sob (m'sila). Thèse Doctorat .Ecole nationale supérieur D'Agronomie.alger.80.8.

Medouni,1996. Bilan et analyse des recensements hivernaux d'oiseaux d'eau en Algérie. Mémoire Ingénieur. Ecole nationale supérieure agronomique, El Harrach. Alger, Algérie, 135.

Meurisse-Génin, M., Reydams-Detollenaere, A., Donatti, O., Micha. J.C. 1985. Caractéristiques biologiques de la crevette d'eau douce *Atyaephyra desmaresti* Millet dans la Meuse. International Journal of Limnology, 21(2) : 127-140.

Metallaoui, S & Houhamdi, M. 2008. Données préliminaires sur l'avifaune aquatique de la Garaet Hadj Tahar (Skikda, nord est algérien). *Bull ABC*, 15 (1) : 71-76.

Metallaoui, S & Houhamdi, M. 2010. Biodiversité et écologie de l'avifaune aquatique hivernante dans Garaet Hadj-Taher (Skikda, Nord-Est de l'Algérie). *Hydroécologie Appliquée*, 17: 1-16.

Metcalf-Smith, J.L., Green, R. H., Grapentine, L.C. 1996. Influence of biological factors on concentrations of metals in the tissues of freshwater mussels (*Elliptio complanata* and *Lampsilis radiata radiata*) : from the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(1) : 205-219.

<https://doi.org/10.1139/f95-158>.

Milligan, G.W. 1981. A review of Monte Carlo tests of cluster analysis. *Multivariate Behavioral Research*, 16 : 379-407.

Moisan, J., Pelletier, L. 2008. Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Moisan, J & Pelletier, L. 2014. Réponses des macroinvertébrés benthiques à la contamination métallique Site minier de Notre Dame de Montauban, *Québec*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 24.

Morgan, N.C & Boy, V. 1982. An ecological survey of standing waters in NorthWest Africa : II- Site descriptions for Tunisia and Algeria. *Biological Conservation*, 24: 83-113.

Moubayed, Z. 1986. Recherches sur la faunistique, l'écologie et la zoogéographie de trois réseaux hydrographiques du Liban : l'Assi, le Litani et le Beyrouth. Thèse de Doctorat ès Sciences, Univ. Paul Sabatier, Toulouse, 496.

Mouthon, J & Kuiper, J.G. 1987. Inventaire des Sphaeriidae de France. SFF, Paris. 60.

Muller, Y. 1985. L'avifaune forestière nicheuse des Vosges du Nord - Sa place dans le contexte médio Européen. Thèse Doc. Sci. Univ. Dijon, 318.

Mustow, S.E. 2002. Biological monitoring of rivers in Thailand : use and adaptation of the BMWP score. *Hydrobiologia*, 479 : 191–229.

<https://doi.org/10.1023/A:1021055926316>

Nadir, M., Boualem, R. 2016. Study of Beni Haroun dam pollution (Algeria). *Desalination and Water Treatment*, 57(6) : 2766-2774.

<https://doi.org/10.1080/19443994.2014.982192>.

Naili, S., Bouchecker, A., Gherib, A., Djelloul, R., Lazli, A. 2021. Seasonal variation in physicochemical characteristics and lead contamination of Lake Tonga and their effects on waterbird populations. *Ukrainian Journal of Ecology*, 11(1) : 103-112.

Nedeau, E.J., Merritt R.W & Kaufman, M.G. 2003.The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community : water quality vs. Habitat quality. *Environmental Pollution*, 123 : 1-13.

Nedjah, R. 2003. Etude de l'évolution spatio-temporelle de l'avifaune aquatique de trois sites de la Numidie et écologie de la reproduction des Ardéidés du lac Tonga. Mémoire d'ingénieur. Université Badji Mokhtar. Annaba.

Nicholas, J.D., Boulinier, T., Hines, J.E., Pollack, K.H & Sauer, J.R. 1998. Estimating rates of local species extinction, colonization and turnover in animal communities-Ecological applications. *Ecological Society of America*. 8 (4) : 1213.

Nieser, N., Baena, M., Martínez-Avilés, J., Millán., A. 1994. Claves para la identificación de los heterópteros acuáticos (Nepomorpha & Gerromorpha) de la Península Ibérica – Con notas sobre las especies de las Islas Azores, Baleares, Canarias y Madeira. Claves de identificación de la flora y fauna de las aguas continentales de la Península Ibérica. Asociación Española de Limnología, Madrid.

Nolte, U. 1993. Egg masses of Chironomidae (Diptera). A review, including new observations and a preliminary key. *Entomol. Scand. Suppl*, 43 : 1-75.

Norris, R.H. Georges, A. 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 234-286.

10.15421/2021_15.

Odum, E.P., Finn, J.T & Franz, E.H. 1979. Perturbation theory and the subsidy-stress gradient. *Bioscience*, 29 : 349-352.

Ofenböck, T., Moog, O., Gerritsen, J & Barbour, M.A. 2004. Stressor Specificmultimetric Approach for Monitoring Running Waters in Austria Using Benthic Macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516 : 251–268.

Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M.H.H., Oksanen, M.J, Suggests. M.A.S.S. 2007. The vegan package. *Community ecology package*, 10: 631-637 719.

<https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>.

Oliver D.R. 1971. Life history of the Chironomidae. *Ann. Rev. Entomol.* 12: 211-230.

Oliveira, V., Martins, R., Alves, R. 2010. Evaluation of water quality of an urban stream in southeastern Brazil using Chironomidae larvae (*Insecta : Diptera*). *Neotropical Entomology*, 39 (6) : 873-878.

<https://doi.org/10.1590/s1519-566x2010000600004>.

Onyenwe, E., PEkedo, C.M., Ifeakanwa, C.N., 2017. Physico Chemical and Benthic Macro Invertebrate Analysis of Usumani Stream in Abiriba, Ohafia L.G.A. Abia State. *International Journal of Innovative Science, Engineering and Technology*, 2348 – 7968.

Osoz, J., Galicia, D., Miranda, R. 2011. Editors Identification Guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain- Springer Dordrecht Heidelberg London New York Library of Congress Control Number : 2011931287. 253.

Ozenda, P. 1975. Sur les étages de végétation dans les montagnes du bassin méditerranéen. *Document de cartographie écologique, Grenoble* 16: 1- 32.

Park, Y.S & Chon, T.S. 2015. Editorial : Ecosystem assessment and management. *Ecological Informatics*, 29 : 93-95.

Pelletier, L. 2002. Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés benthiques et L'intégrité biotique du milieu, 1996, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no ENV/2002/0291, rapport noEA/2002-02, 85. et 4 ann.

Pinder, L .C.V. 1978. A key to adult males of the British Chironomidae (Diptera). *Sci. Publ. Freshw. Biol. Assoc*, 37 : 1-169.

Pinder, M.A, Halse, S.A, McRae, J.M, Shiel. R.J .2005. Occurrence of aquatic invertebrates of the wheatbelt region of Western Australia in relation to tsalinity. *Hydrobiologia*, 543 : 1-24.

Poisson, R. 1957.Hétéroptères aquatiques. *Faune de France*, 61 : 1-263.

Ponel, P. 1983. Contribution à la connaissance de la communauté des arthropodes Psammophiles de l'Isthme de Giens. *Travaux scientifiques du Parc national de Port-Cros*, 9 : 149-182

Raachi, M.L. 2007. Etude préalable pour une gestion intégrée des ressources du bassin versant du Lac Tonga au Nord-Est Algérien. Mémoire de la maîtrise en géographie. *Université Québec, Montréal*.

Rakotondrabe, F. 2007. Etude de la vulnérabilité des ressources en eau aux changements climatiques, modélisation par le logiciel WEAP 21 : cas du bassin versant de Morondava (Sud-ouest de Madagascar). Mémoire de recherches, Université d'Antananarivo (Madagascar). 87.

Ramade, F. 2003. Eléments d'écologie, - Ecologie fondamentale. Ed. Dunod, Paris, 690.

Ramsar. 2000. Extracts from Ramsar database ; summary of Ramsar Monitoring Procedure Report (No. 21) on Lac Oubeïra and Lac Tonga, Algeria. Wageningen, The Netherlands : Ramsar Bureau.

Ramsar. 2013. Le Manuel de la Convention de Ramsar, Guide de la Convention sur les zones humides, 6e édition. Secrétariat de la Convention de Ramsar, Gland, Suisse, 116 P.

Reiss, F & Säwedal, L. 1981. Keys to males and pupae of the palearctic (excl. Japan) *Paratanytarsus* Thienemann & Bause, 1919, n. comb, with descriptions of the three new species (Dipter : Chironomidae). *Ent. Scand*, 15 : 73-104.

Resh, V.H & Mc.Elrvy, E.P. 2001. Contemporary quantitative approaches to biomonitoring. In: Rosenberg D.M. & Resh V.H. (Eds.). "Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates". Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts, USA, 159-194.

Riservato, E., Boudot, J.P., Ferreira, S., Jovic, M., Kalkman, V.J., Schneider, W., Samraoui, B & Cuttelod, A. 2009. *Statut de conservation et répartition géographiques des libellules du bassin méditerranéen*. UICN, Gland, Suisse et Malaga, Espagne, 35.

Rizi, H., Rouag, R & Ziane, N. 2019. Wintering phenology and diurnal activity budget of the Ferruginous Duck (*Aythya nyroca* Gùldenstädt, 1770) in Tonga Lake (North-East Algeria). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 144(3) : 147-153.

Rodier, J. 1984. Analyse de l'eau : eau naturelles, eau résiduaire, eau de mer. Septième édition, Dunod. Paris.

Rossaro, B. 1982. Chironomidi 2 (Ditera, Chironomidae : Orthocladiinae) Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane, vol 16. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Verona, 80.

Rosenberg, D., Resh, V. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Review. *Environmental Monitoring Assessment*, 45-61.

Rosenberg, D.M & Resh, V.H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In : Rosenberg D.M & Resh V.H. (eds.), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 1-9.

Rodríguez, P & Reynoldson, T.B. 2011. The pollution biology of aquatic oligochaetes. Springer, Dordrecht, 265.

Rouag, R. 1993. *Inventaire et écologie des reptiles du Parc national d'El Kala*. Mémoire d'ingénieur d'état en écologie environnement, Université de Annaba, 61.

Saal, I., Bouchelouche, D., Hamache, C. Arab, A. 2021. Evaluation of the surface quality in the Kebir-Rhumel catchment area (northeast Algeria) using biotic indices and physico-chemical analyses. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 : 46565–46579.

Samar, M.F. 1999. Ecologie du Lac Oubeira : Cartographie de la végétation, palynothèque et utilisation spatio-temporelle du lac par l'avifaune aquatique. Thèse de magister. Univ. Badji Mokhtar, Annaba. 168.

Samraoui, B., De Bélair, G & Benyacoub, S. 1992. A much threatened lake : Lac des Oiseaux in North eastern Algeria. *Environmental Conservation*, 19: 264 – 276.

Samraoui, B., Benyacoub, S., Mecibah, S., Dumont, H.J. 1993. Afrotropical libellulids (Insecta, Odonata) in the lake district of El-Kala, Northeast Algeria with a rediscovery of *Urothermis e. edwardi* (selys) and *Acisoma panospoides ascalaphoides* (Rambur). *Odonatologica*, 22: 365 – 372.

Samraoui, B., De Bélair, G. 1997. The Guerbes- Senhadja wetlands (N.E. Algeria). Part I : an overview. *Ecology*, 28: 233-250.

Samraoui, B & De Belair, G. 1998. Les zones humides de la Numidie orientale : bilan des connaissances et perspectives de gestion .*synthèse*, 4, 1-90.

Samraoui, B & Menai, R. 1999. A contribution to the study of Algeria Odonata. *International journal of odonatology*, 2, 145 – 165.

Samraoui, B & Samraoui, B. 2008. « An ornithological survey of the wetlands of Algeria: Important Bird Areas, Ramsar sites and threatened species ». *Wildfowl*, 58, 71-96.

Samraoui, B., Samraoui F., Benslimane, N, A.I-Farhan, A.H & Al-Rasheid, K.A. 2012.a. A precipitous decline of the Algerian Newt *Pleurodeles poireti* Gervait, 1835 and other changes in the status of amphibians of Numidia, North-eastern Algeria. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 67, 71- 81.

Samraoui, B., Bouhala, Z., Chakri, K., Márquez-Rodríguez, J., Ferreras-Romero, M., A. El-Serehy, H., Samraoui, F., Sartori, M & Gattolliat, J.L. 2021.Environmental determinants of mayfly assemblages in the Seybouse River, north - eastern Algeria (Insecta : Ephemeroptera). *Biologia*, 76, 2277–2289.

Saoudi, M., Tadjine, A., Guerfi, S., Necer, A. 2018.A preliminary survey of water physico-chemical characteristics and aquatic macroinvertebrate communities in El Mekhada marsh, north-eastern Algeria. *Zoology and Ecology*, 28(2) : 109-116.

Sarri, 2002. Etude de la végétation du P.N.E.K. forêt domaniale du Djebel El Ghorra (Algérie). Thèse de magister, FSN, Sétif, 119-annexe

Sartori, M. 1988.Quelques compléments à la faune des Éphéméroptères de Suisse (Insecta, Ephemeroptera). *Bulletin de la Société Entomologique Suisse*, 61, 339-347.

Saunders, L. J., Russell, R. A & Crabb, D.P. 2012. The coefficient of determination : what determines a useful R² statistic ? *Investigative ophthalmology & visual science*, 53(11) : 6830-6832.

Shannon, C.E., Weaver, W. 1963.The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana.

Sharma, R. C., & Rawat, J. S. 2009.Monitoring of aquatic macroinvertebrates as bioindicator for assessing the health of wetlands : A case study in the Central Himalayas, India. *Ecological Indicators*, 9(1), 118-128.

Schmidt, E. 1985. Habitat inventorization, characterization and bioindication by a “representative spectrum of Odonata species (RSO)”, *Odonatologica*, 14, 127-133.

Schindler, M., Fesl, C & Chovanec, A. 2003. Dragonfly associations (Insecta : Odonata) in relation to habitat variables : à multivariate approach. *Hydrobiologia*, 497, 169-180.

Sedeno-Diaz, J.E., Kohlman, B., Lopez-Lopez, E. 2012. Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality in streams of Costa Rica: using an adaptation of the BMWP score. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, “The Wetlands Diversity“, 14: 177-188.

Sellam, N. 2016. Etude de la structure du peuplement des Macroinvertébrés benthiques dans différents étages bioclimatiques en Algérie. Thèse de Doctorat. Université A.MIRA-BEJAIA 32.

Sellam, N., Zougaghe, F., Pinel Alloul, B., Mimouni, A & Moulai, R. 2017. Taxa richness and community structure of macroinvertebrates in rivers of different bioclimatic regions of Algeria. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 8 (5) : 1574-1588.

Seltzer, P. 1946. Le climat de l'Algérie. *Institut de Météorologie et de Physique du Globe de l'Algérie*, 130- 140.

Senouci, N., Bemoussat-Dekkak, S., Ammouri, R., Abdellaoui-Hassaine. K. 2023. Water quality evaluation using benthic macroinvertebrates, physicochemical parameters and heavy metal levels in two lakes (northwestern Algeria). *Applied Ecology and Environmental research*, 21(6) : 5069-5090.

Sherman, K & Anderson, E.D. 2002. A modular approach to monitoring, assessing and managing large marine ecosystems. *Large Marine Ecosystems*, 11 : 9-25.

Skinner, J., Zalewski, S. 1995. Fonctions et valeurs des zones humides méditerranéennes. *Conservation des zones humides méditerranéennes MedWet*, Tour du Valat, France, 78.

Sládeček, V. 1986. Diatoms as Indicators of Organic Pollution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, (14) 5 : 555-566.

Sowa, R. 1975. Ecology and biogeography of mayflies (Ephemeroptera) of running waters in the Polish part of the Carpathians. I. Distribution and quantitative analysis. *Acta Hydrobiol*, 17 (3) : 223-297.

Sperber, C. 1950. Une étude taxonomique des Naididae. *Zoologiska Bidrag Fran Uppsala*, 29 : 45–81.

Stephenson, J. M. B., 1930. *The Oligochaeta*. Clarendon Press, Oxford, 978.

Strayer, D.L & Dudgeon, D. 2010. Freshwater biodiversity conservation : Recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29 : pp 344-358.

Studemann, D., Landolt, P., Sartori, M., Hefti, D & Tomka, I. 1992. Ephemeroptera Insecta. *Helvetica Fauna*, 9, 1-175

Sweeney, B.W., Bott, T.L., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Standley, L.J., Hession, W.C & Horwitz, R.J. 2004. Riparian Deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Pro*http://dx.doi.org/10.15666/aeer/2106_50695090.

- Tachet, H., Bournaud, M., Richoux, P.h. 1980.** Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (systématique élémentaire et aperçu écologique) Association française de limnologie, 150.
- Tachet, H., Richoux, P., Bourneaux, M & Usseglio-Polatera, P. 2003.** Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie. CNRS (Eds), Paris, 587.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M & Usseglio-Polatera, P. 2010.** Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie .Ed. CNRS .Paris, 606.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M. & Usseglio-Polatera, P. 2003.***Invertébrés des eaux douces ; systématique, biologie, écologie.* CNRS Éditions, Lyon, 585.
- Tenkiano, N. 2017.**Macroinvertébrés benthiques et hyphomycètes aquatiques : diversité et implication dans le fonctionnement écosystémique des cours d'eau de Guinée. Thèse de doctorat, Université de Toulouse. 59.
- Ter Braak, C.J.F & Verdonschot, P.F.M. 1995.** Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Science*, 57, 255-289.
- Tim, T. 1982.** Potential age of the aquatic Oligochaeta. In : Processing 2nd International Symposium Aquatic Oligochaeta Biology, 21–24 September 1982, Pallanza, Italy, 21-24.
- Thomas, A. 1993.** Biological monitoring and tropical biodiversity in marine environments : A critique with recommendations, and comments on the use of amphipods as bioindicators. *Journal of Natural History*, 27, 795-806.
- Thorp, J.H & Covich, A.P. 2001.** An Overview of Freshwater Habitats. In : Thorp J.H. & Covich A.P. (eds.), *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. 2nd Edition. ACADEMIC PRESS, 19- 41.
- Timm, T., Veldhuijzen, Van Zanten, H.H. 2002.** Oligochaeta d'eau douce de l'Europe du Nord-Ouest. Centre de Biodiversité de l'ETI, Base de Données Mondiale sur la Biodiversité, CD-ROM . Google Scholar
- Timm, T. 2009.** Guide des oligochètes et polychètes d'eau douce d'Europe du Nord et d'Europe centrale. *Lauterbornia*, 66, 1–235. Google Scholar
- Touati, L. 2008.** Distribution spatio- temporelle des Genres *Daphnia* et *Simocephalus* dans Les mares temporaires de la Numidie. Thèse de Magister. Univ Guelma

Toubal, O., Boussehaba, A., Toubal, A., Samraoui, B. 2014. « Biodiversité méditerranéenne et changements globaux : cas du complexe de zones humides de Guerbès-Senhadja (Algérie) », 8.

Touzin, D. 2008. Utilisation des macroinvertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Université Laval. P22.trois réseaux Hydrographiques du Liban : l'Assi, le Lîtani et le Beyrouth. Thèse d'Etat. Univ Paul Sabatier. Toulouse, France, 496.

Trigal-Domínguez, C., Frenández-Aláez, C & García-Criado, F. 2009. Ecological assessment of highly heterogeneous systems: the importance of taxonomic sufficiency. *Limnologia*, 4, 208-214.

Van Dijk, G & Ledant, J.P. 1980. Rapport d'observation sur les oiseaux dans la région d'Annaba. Rapport dactylographié, 8.

Véla, E. & Benhouhou, S. 2007. Évaluation d'un nouveau point chaud de biodiversité végétale dans le Bassin méditerranéen (Afrique du Nord). *C. R. Biologies* 330.

Villaruel, Mc., Coronado, A, S., Camacho, Ma. 2015. Preliminary Assessment Of Water Quality Of Donata Falls In Polillo, Quezon, Philippines Using. *Pup Journal of Science and Technology*, 1908-9058

Vindimian, E., Garric, J. 1993. Bio-essais et bioindicateurs de toxicité dans le milieu naturel. In : Division biologie des écosystèmes aquatiques, CEMAGREF Lyon.

http://www.kmdev.com/eaufrance/francais/etudes/pdf/etude_17

Voelz, N.J & J.V. Macarthur, 2000. An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodivers. Conserv.*, 9, 1543-1570. Google Scholar 10.1023/A : 1008984802844

Washington, H.G. 1984. Diversity, biotic, and similarity indices : à review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18, 653–94.

Wetzel, R.G. 2001. Freshwater Ecosystems. *Encyclopedia of Biodiversity*, 3 : 560-569.

Widad, A. 2008. -Degré de contamination des eaux de la mare Redjila (Taher-Jijel) par les nitrates : Détermination de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau These de Magistere. Univ de Jijel :102.

Wiederholm, T. 1983. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and Diagnoses. Part 1. Larvae. *Entomologica Scandinavica Supplement*, 19: 1-457.

Wiederholm, T. 1986. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and Diagnoses. Part II. Pupae. *Entomologica Scandinavica Supplement*, 28: 1- 482.

Wiederholm, T. 1989. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and Diagnoses. Part III. Adults. *Entomologica Scandinavica Supplement*, 34: 1-532.

Wiggins, G. B., Mackay, R. J. & Smith, I. M. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv fur Hydrobiologie*, 58, 97-206.

Woodcock, T.S & Huryn, A.D. 2007. The response of macroinvertebrate production to a pollution gradient in a headwater stream. *Freshwater biology*, 52 : 177-196.

Yan, L, Yan. M.L. 2021. Package “ggvenn”.

<https://cran.r-project.org/web/packages/ggvenn/index.html>

Yoder, C.O & Rankin, E.T. 1995. Biological response signatures and the area degradation value: new tools for interpreting multimetric data. *In: Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resources Planning and Decision Making (Chapter 17)*, Davis, W.S et T.P. Simon (Eds), Lewis.

Yulintine, L., Wulandari, L., Trisliana, Y., Welsiana, S., Septiani, T., Vasander, H & Haraguchi, A. 2008. Density and biomass of chironomid larvae in a peat channel in central kalimantan, indonesia. In : *Proceedings of the International Symposium and Workshop on Tropical Peatland – Restoration and Wise Use of Tropical Peatland : Problems of Biodiversity, Fire, Poverty and Water management*. Palangka Raya, 20 – 24 September 2005. 127-1131.

Zacharias, I., E. Dimitrou, A. Dekker, & E. Dorsman. 2007. (“Overview of Temporary Ponds in the Mediterranean Region : Threats, Management and Conservation Issues.” *Journal of Environmental Biology*, 28 (1): 1– 9.

Zahradnik, J & Chvala, M. 1991. *La Grande Encyclopédie des Insectes*. Collection Grund, Paris, 511.

Zerguine, K. B. Samraoui, B & Rossaro. 2009.“A Survey of Chironomids from Seasonal Ponds of Numidia, Northeastern Algeria.” *Bollettino di Zoologia Agraria e di Bachicoltura*, 41 (3):167–174

Zerguine, K. 2010.Contribution à l'étude des Chironomidae (Diptera, Insecta) des mares temporaires de la Numidie Orientale. Aspect de Biologie, Ecologie et Systématique. Thèse de Doctorat. UniversitéBadji Mokhtar, Annaba, 261.

Zerguine, K., Bensakhri, Z., Bendjeddou, D., Khaladi, O., 2018.Diversity and distribution of Chironomidae (Insecta : Diptera) of the Oued Charef basin, North- Eastern Algeria. *Annales de la Société entomologique de France (N.S.), International Journal of Entomology*, 0037-9271.

Zeybek, M., Kalyoncu, H., Karakaş, B., Özgül, S. 2014.The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Değirmendere Stream (Isparta, Turkey).*Turkish Journal of Zoology*, 38: 603-613.

Zouaidia, H., De Belair, G., Samraoui, B. 2021. Biodiversité et écologie des mares temporaires de la Numidie orientale, Nord-Est Algérien : Cas du complexe des mares Gauthier. *Revue Agrobiologia*, 11(1) : 2457-2469.

Zouggaghe, F. 2010. Etude des communautés de macro-invertébrés benthiques dans le bassin versant de la Soummam (Algérie). Thèse de doctorat d'état en biologie. Université Abderrahmane Mira de Bejaia, Algérie. 159.

