

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Aboubakr Belkaïd – Tlemcen  
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et des Sciences de la Terre et de l'Univers  
Département d'Écologie et Environnement



Laboratoire de recherche  
Valorisation des actions de l'homme pour la protection de  
l'environnement et application en santé publique

## ***THESE***

*présentée en vue de l'obtention du*

**DOCTORAT 3<sup>ème</sup> Cycle LMD**

**Spécialité : Écologie animale**

*Par*

**SENOUCI Nassira**

***Thème***

---

---

# **BIODIVERSITE ET LIENS TROPHIQUES DANS DEUX LACS DE L'OUEST ALGERIEN : IMPACTS DES PRESSIONS ANTHROPIQUES**

---

---

Soutenue publiquement, le 04 / 06 / 2024, devant le jury composé de :

M. BOUCHIKHI TANI Zoheir	Pr. Univ. Tlemcen	Président
Mme ABDELLAOUI-HASSAINE Karima	Pr. Univ. Tlemcen	Directrice de thèse
Mme KAID SLIMANE-DALI YUCEF Nacéra	Pr. Univ. Tlemcen	Examinatrice
M. MEHTOUGUI Mohamed Sami	MCA Univ. Sidi Bel Abbés	Examineur
Mme BEKHIR-DERRAG Zineb	MCA Univ. Ain Temouchent	Examinatrice

# **Remerciements**

---

*" Un merci est la plus belle des fleurs."*

*Tout d'abord, je tiens à remercier Monsieur BOUCHIKHI TANI Zoheir professeur à L'université de Tlemcen et Directeur du laboratoire, d'avoir accepté de présider ce jury.*

*Je suis également reconnaissante à Pr. ABDELLAOUI HASSAINE Karima, qui m'a accompagné tout au long de ma formation. Sa disponibilité et ses généreux secours au cours de certains de mes moments difficiles ont été d'une très grande qualité et d'un immense réconfort ; j'ai appris d'elle plein de choses au cours de mes années universitaires, elle était le bon exemple pour moi et que je suivrai ces pas Incha'Allah.*

*Merci infiniment.*

*Je remercie aussi tous les membres de ce jury qui ont acceptés d'examiner ce travail, il s'agit du Pr. DALI YOUCEF Nacéra de l'Université de Tlemcen, Dr MEHTOUGUI Mohamed Sami de l'Université de Sidi Bel Abbés et de Dr. DERRAG Zineb de l'Université Ain Temouchent , leur présence est un honneur et leur participation enthousiaste et leurs commentaires enrichissants ne font que améliorer la qualité de ce manuscrit.*

*La présente étude n'aurait pas été possible sans le bienveillant soutien de certaines personnes. Je suis infiniment reconnaissante aux personnes qui ont contribuées à la réalisation de cette étude. Leur soutien bienveillant a été indispensable à son succès. Je ne sais pas comment les remercier suffisamment pour leur aide précieuse.*

*J'ai eu la chance de réaliser ma thèse de doctorat dans l'équipe de Taxonomie et écologie des vecteurs du laboratoire "Valorisation Des Actions De L'homme Pour La Protection De L'environnement Et Application En Santé Publique" l'Université d'Abou Bekr Belkaid-Tlemcen. C'est une équipe dynamique et active, et j'ai été ravi de travailler avec eux.*

*Je remercie tout ceux qui m'ont apporté, pour des conseils, leur présence, leur patience, pour m'avoir fait confiance et tous ceux qui ont cru en mes capacités et en moi-même et m'avoir laissé la liberté nécessaire à l'accomplissement de mes travaux.*

*Je suis redevable à Monsieur Moumani Mohamed et Mr Bencharif Bourhan El Mounir de la découverte du monde des animateurs et Diagnostics et des Enquêtes sur terrain qui m'a aidé sur terrain.*

*Un immense Merci à Monsieur El Badaoui Mohamed et Mr Benammar Nahar pour leur disponibilité, leur bonne humeur et pour m'avoir fait bénéficier de leurs conseils, leur soutien et leurs encouragements permanents dans tous les domaines. Leur capacité à transmettre les connaissances associées à une disponibilité à toute épreuve ont été un soutien plus que précieux.*

*Je remercie Dr. Nabila Kalakhi pour son aide et ses conseils et son soutien et Mme Boukli Samira, Ammouri Rahma, Dekkak-Benmoussat Soumia, Belhadji Nadira pour l'identification et les ingénieurs de laboratoire Salima Outmani, Khadija Dali Youcef, BenAli Benmoussat.*

*Je remercie mes parents et mes sœurs « Hayat, Zoulikha » et mes frères « Boumedien, Belhadj » d'être à mes côtés, tout le long de mon parcours universitaire.*

*Je remercie tous mes amis (es) pour leur encouragement et leur soutien.*

*Mes remerciements vont également à tous ceux qui ont contribué à faciliter cette étude dans ce cadre trouvent ici le témoignage de ma sincère gratitude.*

---

	<i>Page</i>
<i>Remerciements</i>	
<i>Liste des figures</i>	
<i>Liste des tableaux</i>	
<i>Liste des abréviations</i>	
<b><i>Introduction générale : problématique et objectifs</i></b> .....	<b>1</b>
<b><i>Chapitre 1 : Synthèse bibliographie</i></b> .....	<b>6</b>
<b>1.1. Les écosystèmes lacustres</b> .....	<b>6</b>
1.1.1. Notion de lac .....	6
1.1.2. Caractéristiques d'un lac .....	7
<b>1.1.2.1. Caractéristiques physiques</b> .....	8
<b>1.1.2.2. Caractéristiques physicochimiques</b> .....	9
1.1.3. Fonctionnement limnologique et variation saisonnière des lacs .....	12
<b>1.2. La biodiversité</b> .....	<b>14</b>
1.2.1. Notions générales .....	14
1.2.2. La biodiversité lacustre et son organisation .....	15
1.2.3. Les réseaux trophiques .....	16
<b>1.3. Les perturbations dans les écosystèmes lacustres</b> .....	<b>19</b>
1.3.1. Les différents types de perturbations anthropiques .....	19
1.3.2. La pollution des eaux douces .....	20
<b>1.3.2.1. Types de pollution</b> .....	21
<b>1.3.2.2. Méthodes d'évaluation des eaux lacustres</b> .....	24
<b><i>Chapitre 2 : Matériel &amp; méthodes</i></b> .....	<b>26</b>
<b>2.1. Sites d'étude</b> .....	<b>26</b>
2.1.1. Présentation générale .....	26
<b>2.1.1.1. Présentation du lac Lala Setti</b> .....	26
<b>2.1.1.2. Présentation du lac Sidi M'hammed Benali</b> .....	28
2.1.2. Caractéristiques de lac .....	28
<b>2.1.2.1. Caractéristiques morphométriques des deux lacs</b> .....	28
<b>2.1.2.2. Caractéristiques physiographiques</b> .....	29
2.1.3. Étude climatique .....	31
<b>2.1.3.1. Analyse des paramètres climatiques</b> .....	31
<b>2.1.3.1.1. Les températures</b> .....	32
<b>2.1.3.1.2. Les précipitations</b> .....	33

2.1.3.1.3. <i>L'humidité relative</i> .....	33
2.1.3.1.4. <i>Les vents</i> .....	34
2.1.3.2. <i>Synthèse bioclimatique</i> .....	35
2.1.3.2.1. <i>Diagramme ombrothermique de Bagnouls &amp; Gaussen</i> .....	35
2.1.3.2.2. <i>Étage bioclimatique d'Emberger</i> .....	36
<b>2.2. Méthodologie</b> .....	<b>36</b>
2.2.1. Choix des points de prélèvements.....	36
2.2.2. Échantillonnage.....	38
2.2.3. Techniques d'analyses et de dosages dans l'eau.....	39
2.2.3.1. <b>Mesures des paramètres physicochimiques</b> .....	39
2.2.3.2. <b>Dosage des métaux lourds</b> .....	40
<b>2.3. Traitements des données</b> .....	<b>41</b>
2.3.1. Descripteurs de la structure des communautés.....	41
2.3.1.1. <b>Indices de diversité</b> .....	41
2.3.1.2. <b>Indices Biotiques</b> .....	46
2.3.1.3. <b>Indices d'intégrité biotique</b> .....	48
2.3.1.4. <b>Indices de stress écologique</b> .....	50
2.3.1.5. <b>Indices de lien trophique</b> .....	52
2.3.2. Analyses statistiques.....	53
<b>Chapitre 3 : Résultats et Discussion</b> .....	<b>54</b>
<b>3.1. Étude de la biodiversité des deux lacs</b> .....	<b>54</b>
3.1.1. Composition taxonomique des communautés d'invertébrés récoltés.....	54
3.1.1.1. <b>Analyse en nombre des communautés</b> .....	54
3.1.1.2. <b>Principaux groupes d'invertébrés rencontrés</b> .....	60
3.1.1.3. <b>Qualité de la composition de la faune de macro-invertébrés</b> .....	76
3.1.2. Étude de la structure et l'organisation des communautés d'Invertébrés.....	77
3.1.2.1. Richesse taxonomique et abondance.....	78
3.1.2.1.1. <i>Distribution semi-logarithmique des abondances selon le modèle de Motomura</i> .....	78
3.1.2.1.2. <i>Variation temporelle</i> .....	79
3.1.2.1.3. <i>Analyse par classification ascendante hiérarchique « CAH » des communautés d'invertébrés</i> .....	83
3.1.2.2. <b>Analyse indicielle des communautés</b> .....	85
3.1.2.2.1. <i>Évaluation de la diversité globale des communautés des deux lacs</i> .....	86
3.1.2.2.2. <b>Variation temporelle de la diversité des communautés</b> .....	90
3.1.2.2.3. <b>Évaluation de l'intégrité écologique des deux hydrosystèmes</b> .....	92
3.1.2.2.4. <b>Évaluation du stress écologique et de l'indice de lien trophique</b> .....	95
3.1.3. Composition de la faune de vertébrés.....	97
<b>3.2. Étude des liens trophiques</b> .....	<b>99</b>
3.2. 1. Les principaux groupes trophiques identifiés chez les invertébrés.....	99
3.2.2. Les principaux groupes trophiques identifiés chez les vertébrés.....	99

3.2.3. Les principaux groupes trophiques identifiés chez les oiseaux .....	100100
3.2.4. Importance des groupes trophiques chez les macro-invertébrées par saison. ....	101
<b>3.3. Détermination des conditions physicochimiques des deux lacs .....</b>	<b>103</b>
3.3.1. Analyse des paramètres physicochimiques.....	105
3.3.2. Analyse des nutriments.....	112
3.3.3. Analyses des métaux lourds .....	118
3.3.4. Comparaison des paramètres physicochimiques via les boîtes à moustaches .....	123
3.3.5. Analyse par méthodes statistiques (CHA et ACP) des paramètres physicochimiques .....	126
3.3.6. Corrélation entre facteurs physicochimiques.....	128
<b>3.4. Evaluation des stress supportés par la faune aquatique des deux lacs .....</b>	<b>129</b>
3.4.1. Les stress abiotiques.....	130
3.4.2. Stress biologiques .....	134
3.4.3. Principales actions anthropiques sources de stress .....	135
<b><i>Conclusion générale</i>.....</b>	<b>144</b>
<b><i>Références bibliographiques</i>.....</b>	<b>172</b>
<b><i>Annexe</i> .....</b>	<b>.....</b>

## Liste des figures

Figure 1. La structure d'un lac (OIEau, 2018). .....	7
Figure 2. La stratification d'un lac (OIEau, 2018). .....	14
Figure 3. Diversité faunistique des eaux stagnante (Faurie et al., 2003). .....	15
Figure 4. Schéma des influences des variables sur le système lacustre (Arrignon, 1976). .....	16
Figure 5. Fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Arrignon, 1976). .....	19
Figure 6. Mécanismes de transferts et transformations des pesticides dans les milieux de l'environnement (Merhi, 2008). .....	21
Figure 7. Les origines naturelles et anthropiques des ETM (Denaix et Nguyen, 2011). .....	22
Figure 8. Sources et réaction des polluants dans l'environnement (Aarab, 2004 et Alterre., 2011). .....	23
Figure 9. Variation mensuelle des températures (°C) des deux sites. ....	32
Figure 10. Variations mensuelles moyennes des précipitations exprimées en (mm) des deux stations. ....	33
Figure 11. Variations mensuelles de l'humidité relative moyenne des deux stations (Zenata et Sidi Bel Abbes). .....	34
Figure 12. Variations mensuelles de la vitesse du vent exprimée en (Km/h) des deux stations. ....	34
Figure 13. Diagramme ombrothermique de Bagnouls & Gaussen (1953) de deux stations (période 2013-2018). .....	35
Figure 14. Géo-positionnement des points de prélèvement sur les sites d'étude. ....	37
Figure 15. Courbe schématique d'indice ABC (Warwick 1986 ; McManus et Pauly 1990). ....	51
Figure 16. Importance relative en nombre d'individus des embranchements. ....	56
Figure 17. Importance relative en nombre d'individus des Classes. ....	57
Figure 18. Importance relative en nombre des groupes zoologiques établis pour les communautés macrobenthiques des deux lacs étudiés. ....	58
Figure 19. Diagramme semi- logarithmique rang fréquence de Motomura appliqué aux communautés récoltées dans les deux lacs. ....	78
Figure 20. Répartition mensuelles et saisonnières du nombre d'individus et la richesse taxonomique des communautés de macro-invertébrés dans les deux lacs. ....	79
Figure 21. Variation de l'importance relative en pourcentage des individus recensés selon la variation des précipitations et de la température moyenne mensuelle. ....	80
Figure 22. Dendrogramme issu de la CAH de la matrice des abondances des taxa de macro-invertébrés dans les deux lacs (ordination des distances euclidiennes selon la méthode Ward). .....	84
Figure 23. Variation mensuelle des indices de diversité .....	91
Figure 24. Variation mensuelle des indices de diversité .....	91
Figure 25. Représentation graphique de l'indice de stress écologique "Indice ABC" des deux lacs. ....	96
Figure 26. Importance relative des principales familles et des espèces d'oiseaux rencontrés dans de lac LSMB. ....	96
Figure 27. Importance relative des groupes trophiques des macro-invertébrés des deux lacs .....	9999
Figure 28. Importance relative de FGG des vertébrés du LSMB. ....	100

Figure 29. Groupes trophiques fonctionnels (GTF) des oiseaux des deux lacs.....	100
Figure 30. Variation saisonnières des groupes trophiques des macro-invertébrés dans les deux lacs. ....	102
Figure 31. Variation temporelle de la température des deux lacs. ....	105
Figure 32. Variation temporelle du couleur des deux lacs. ....	106
Figure 33. Variation temporelle du potentiel hydrogène (pH) des deux lacs. ....	107
Figure 34. Variation temporelle d'oxygène dissous des deux lacs.....	108
Figure 35. Variation temporelle du potentiel redox des deux lacs. ....	109
Figure 36. Variation temporelle de la turbidité des deux lacs. ....	109
Figure 37. Variation temporelle de la conductivité des deux lacs. ....	111
Figure 38. Variation temporelle de ma teneur en calcium dans les deux lacs.....	113
Figure 39. Variation temporelle de la dureté calcique des deux lacs. ....	114
Figure 40. Variation temporelle du orthophosphate des deux lacs.....	115
Figure 41. Variation temporelle de la teneur en nitrates dans les deux lacs.....	115
Figure 42. Variation temporelle de la teneur en nitrites dans les deux lacs. ....	116
Figure 43. Variation temporelle du magnésium des deux lacs. ....	117
Figure 44. Variation temporelle du manganèse des deux lacs. ....	118
Figure 45. Variation temporelle de la teneur en Cuivre dans les deux lacs.....	119
Figure 46. Variation temporelle de la concentration de fer des deux lacs.....	120
Figure 47. Variation de temporelle du Zinc des deux lacs. ....	121
Figure 48. Variation temporelle du cadmium des deux lacs. ....	122
Figure 49. Variation temporelle des teneurs en Plomb dans les deux lacs.....	122
Figure 50. Variation des paramètres physico-chimiques et des métaux lourds dans les lacs Lalla Setti et Sidi M'hamed Benali. ....	126
Figure 51. Analyse statistique des variables environnementales des deux lacs (LST et LSMB).....	128
Figure 52. Régressions linéaires significatives entre paramètres physicochimiques et métaux lourds.....	

## ***Liste des Photos***

Photo 1. Vue générale des deux sites d'étude (LST à gauche et LSMB à droite). .....	29
Photo 2. Synthétique de collecte des spécimens sur sites d'étude. ....	39
Photo 3. Spectromètre d'absorption atomique à flamme (SAAF).....	41
Photo 4. Spécimen du genre Dugesia (Originale). ....	61
Photo 5 : Spécimen Photo 5. Genre Anodonta (Originale). ....	62
Photo 6. Spécimen de la famille des Planorbidae (Originale).....	63
Photo 7. Spécimen de la famille des Ancyliidae Ancyclus fluviatilis (Originale).....	63
Photo 8. Spécimen du genre Assellus (Originale).....	64
Photo 9. Spécimen de Copépode (Originale). ....	64
Photo 10. Cladocères (Originale). ....	65
Photo 11. Ostracode (Originale).....	65
Photo 12. Spécimen du genre Caenis (Originale). ....	66
Photo 13. Spécimen du genre Procladius (Originale). ....	67
Photo 14. Spécimen de la famille des Coenagrionidae (Originale).....	68
Photo 15. Spécimen de la famille des Platycnemididae (Originale). ....	69
Photo 16. Spécimen de la famille des Aeshnidae (Originale). ....	69
Photo 17. Spécimens de la famille des Corixidae (Originale).....	70
Photo 18. Spécimens de l'ordre des Hemiptera (Originale).....	70
Photo 19. Spécimens de l'Infra-ordre des Gerromorpha (Originale). ....	72
Photo 20. Spécimen de la famille des Sialidae (Originale).....	72
Photo 21. Spécimens de l'ordre des Coléoptères (Originale).....	73
Photo 22. Spécimen de la famille des Ephemérididae (Originale).....	74
Photo 23. Spécimen de la famille des Chironomidae (Originale).....	75
Photo 24. Des vertèbres dans l'eau à LSMB (Originale).....	98
Photo 25. Les apports des débris et de déchets par les pluies au niveau de LSMB (Originale).....	130
Photo 26. Principales actions anthropiques relevées sur terrain (Originale). ....	136

## *Liste des tableaux*

Tableau 1. Relation entre la conductivité et la minéralisation (Rodier et al., 2009).....	10
Tableau 2. Fonctions et valeurs associées aux lacs (Dugan, 1990 et Fustec et al., 2000). .....	13
Tableau 3. Les différents types de perturbations des écosystèmes lacustres (Dubois et al., 2018). .....	20
Tableau 4. Sources anthropiques de ETM étudiés. ....	23
Tableau 5. Caractéristiques morphométriques du deux lacs. ....	29
Tableau 6. Considération bioclimatique selon le quotient d'Emberger (1952). ....	36
Tableau 7. Coordonnées géographiques des points de prélèvements. ....	38
Tableau 8 : L'échelle de transformation du NLBI en LWQC, degré de pollution et code couleur (Shah et al., 2011). ....	47
Tableau 9. Qualité de l'eau associée à l'indice d'Hilsenhoff : FBI (Hilsenhoff, 1988). ....	47
Tableau 10. Qualité de l'eau associée à l'indice ASPT.....	48
Tableau 11. Liste taxonomique globale des peuplements de macro-invertébrés récoltés. ....	55
Tableau 12. Indicateurs de diversité estimés pour les communautés des deux lacs .....	86
Tableau 13. Les indices d'intégrité biotique des deux lacs.....	92
Tableau 14. Indices de stress et de lien trophique.....	96
Tableau 15. Liste des taxons de vertébrés récoltés dans les deux sites d'études. ....	99
Tableau 16. Variation des paramètres physicochimiques et métaux lourds de l'eau de deux lacs. .....	104

## ***Liste des abréviations***

**μS /cm** : microsiemens/centimètre  
**A.P.C** : Assemblée Populaire Communale  
**ANRH** : Agence Nationale des Ressources Hydriques  
**BV** : Bassin versant  
**C** : Carnivores  
**C°** : Degré Celsius  
**CDT** : Conductivité  
**C-f** : Collecteurs Filtreurs  
**C-g** : Collectors, Gathers  
**CW.55** : Chemin Wilaya N° 55  
**DRE** : Direction Des Ressources En Eau  
**E** : Est  
**ETM** : éléments traces métalliques  
**G** : Grazers  
**g/l** : Gramme par litre  
**h** : Heure  
**H** : Humidité  
**K°** : Kelvin  
**Km/h** : Kilomètre par heure  
**LSMB** : Lac de Sidi M'Hamed Benali  
**LST** : Lac de Lala Setti  
**M2** : mètre carré  
**Max** : Maximum  
**MES** : Matières en suspension mg/l : milligramme par litre  
**Min** : Minimum  
**mm** : millimètre  
**Moy** : Moyenne  
**N** : Nord  
**P (mm)** : précipitations moyennes annuelles en mm  
**P.N.T** : Parc National Tlemcen  
**pH** : Potentielle Hydrogène  
**Ph** : Phytophages  
**Phz** : Phytozoophages  
**Prd** : Prédateurs  
**Prd-Frc** : Prédateurs féroces  
**Q2** : quotient pluviométrique  
**RDX** : Potentiel redox  
**S** : Salinité  
**S** : Shredders  
**Scr** : Scrapers  
**T (°C)** : Température moyenne en degré Celsius  
**TM (°C)** : Température maximale en degré Celsius  
**Tm (°C)** : Température minimale en degré Celsius  
**TRBT** : Turbidité  
**URBAT** : Centre d'Études & de Réalisation en Urbanisme Spa  
**V** : vent  
**WTW** : Water Treatment Works

### **Introduction générale : problématique et objectifs**

L'eau douce est une ressource précieuse et vitale qui devient de plus en plus rare et selon les Nations unies, elle pourrait très bientôt se faire trop rare. Une pénurie qui peut entraîner de fortes tensions à tous les niveaux. Sur les 2,5 % d'eau douce sur terre, moins de 1% sont disponibles à l'état liquide. Surnommée "l'or bleu", l'eau constitue la source naturelle la plus indispensable mais aussi la plus menacée par les activités humaines. En effet, la pollution des écosystèmes aquatiques, problème environnemental majeur, touche un grand nombre de pays (Keddari et al., 2019).

La présence d'eau est importante non seulement pour l'environnement écologique, mais aussi pour le développement économique en tant que ressource touristique et pour de nombreuses activités récréatives (pêche, rafting, baignade, etc.) (Jang, 2016). Comme de nombreux pays africains, l'Algérie est fortement impactée par les divers et multiples rejets d'effluents auxquels s'ajoute le problème crucial du déficit en eau dû au changement climatique (Keddari et al., 2019). Cependant cette toute petite fraction d'eau supporte au moins 100000 espèces sur 1,8 millions d'espèces décrites soit presque 6% de toutes les espèces (Dudgeon et al., 2006).

Les zones humides méditerranéennes occupent une superficie estimée à 21000Km<sup>2</sup> dont 4700Km<sup>2</sup> sont des lagunes côtières, 2800Km<sup>2</sup> des lacs doux et des marais (Britton, et al., 1993) et 11600Km<sup>2</sup> sont des lacs salés temporaires (Khaznadar et al., 2009). Elles sont des régulateurs des régimes hydrologiques et des zones de diversité biologique ; elles constituent des ressources économiques, scientifiques et récréatives de grandes valeurs qui leur confèrent une place essentielle au sein de la biosphère (Perillo et al., 2018). Or, la superficie des zones humides a régressé d'environ 50% depuis 1900 sous l'influence de diverses pressions anthropiques (Perennou et al., 2012 et Bouahim et al., 2015).

En Algérie, la dégradation des zones humides est causée par le drainage des eaux et leur dessèchement, les changements climatiques, la pollution, les destructions des habitats suite aux poussées démographiques (De Bélair, 2005 et Bouldjedri et al., 2011). Les années 70 ont été marquées par la création de grandes unités industrielles et c'est à partir de cette période que le problème de pollution fut posé. Celui-ci occasionne des réactions en chaîne dont les effets peuvent constituer une menace pour la santé des populations mais également pour de nombreux sites où le cycle naturel de dépollution est rompu (Mebirouk et Mebirouk, 2019), sans oublier l'agriculture intensive. Les milieux aquatiques en général reçoivent des effluents d'eaux usées industrielles ou ménagères et des eaux de ruissellements chargées en engrais agricoles et en polluants organiques et inorganiques qui augmentent la teneur en matière organique et en nutriments surtout le phosphore et l'azote et modifient la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau en

particulier la réduction de l'oxygène dissous qui génère un environnement anoxique favorisant l'eutrophisation (Cronk et Fennessy, 2001 ; Le Moal et al., 2019).

L'Algérie est riche en zones humides qui jouent un rôle important dans les processus vitaux, entretenant des cycles hydrologiques et accueillant une biodiversité importante dont les poissons et les oiseaux migrateurs mais malheureusement de nombreuses menaces pèsent sur ces habitats privilégiés (Djebnoui & Nouar 2015). Les lacs sont constamment menacés par une série d'influences naturelles et anthropiques, entraînant une pollution des eaux et de sédiments (Djeddi et al., 2018). Ces actions humaines entraînent une perte de diversité des espèces et, en fin de compte, altèrent l'hydrosystème (Bunn & Arthington, 2002 ; Dallas & Rivers-Moore, 2014 ; Ramulifho et al., 2020). Les lacs d'Algérie n'échappent pas à toute sorte d'aménagement qui provoque des perturbations profondes.

Les études faunistiques et écologiques revêtent d'une importance primordiale dans la compréhension du fonctionnement et de la gestion des systèmes naturels d'une part et dans l'évaluation de l'état de santé écologique des hydrosystèmes d'autre part (Kaboré et al., 2016).

La diversité des communautés biologiques joue un rôle déterminant dans le fonctionnement des écosystèmes (Lévêque 1997 ; Weis et al., 2000 ; Roy et al., 2001 ; Kinzing et al., 2002 ; Sherman et Anderson 2002). Les relations trophiques constituent le cadre essentiel de l'organisation d'un écosystème. Rafaëlli (2000), Duffy (2002) et Naeem (2002) ont indiqué que les changements de biodiversité à un niveau trophique donné peuvent affecter la biodiversité dans les niveaux trophiques adjacents et de proche en proche, la dynamique de l'écosystème tout entière sera ainsi affectée. Cloern (2001) et Jackson et al., (2001a) ont démontré que la configuration du réseau trophique des écosystèmes exploités est à mettre en relation avec les stress subis par ces milieux. Christensen et Pauly (1995) ont constaté que l'intensité de la pêche peut modifier la capacité d'accueil d'un écosystème en altérant la structure des flux trophiques et leur productivité potentielle.

Bien que l'évaluation de l'état de la biodiversité d'eau douce soit effectivement contestée car les écosystèmes aquatiques sont difficiles à étudier et que de nombreuses espèces des communautés locales sont rares par conséquent, l'estimation de la richesse spécifique est imprécise. Pour cela, un modèle de variation spatiale dans la distribution des espèces est requis pour de nombreuses questions fondamentales en macro-écologie et en biologie de la conservation dans ces hydrosystèmes (Ramulifho et al., 2020).

De plus, la bio-évaluation du système lentique a été testée en utilisant des macro-invertébrés aquatiques comme bioindicateurs par de nombreux auteurs (Cranston, 1995 ; Usseglio-Polatera et

al., 2000 ; Waringer & Graf, 2002 ; Raunio et al., 2011 ; Cañedo-Argüelles et al., 2016, Romero al., 2017).

Les macro-invertébrées se trouvent dans presque tous les environnements d'eau douce de la planète, y compris certains qui semblent être inactifs. Ils constituent une importante source de nourriture pour d'autres espèces telles que les amphibiens, les oiseaux, les reptiles et les poissons au bas de la chaîne alimentaire aquatique (O'Brien et al., 2016). Un processus de compréhension des interactions et des fonctions présente un objectif pour préserver et conserver ces écosystèmes en abordant les interactions entre les facteurs d'organisation abiotiques et biotiques de manière qualitative et quantitative (Geist, 2011). Ces petits organismes peuvent également être échantillonnés et identifiés à l'aide d'une technologie peu coûteuse, ce qui les rend idéaux pour la biosurveillance environnementale. Certains groupes de macro-invertébrées sont plus sensibles à la pollution que d'autres ; la présence de nombreux taxa est indicatrice d'une eau propre (Shabani et al., 2019) ; leur développement, leur croissance, leur survie et leur reproduction sont fortement affectés. En revanche, d'autres organismes d'eau douce se distinguent remarquablement par leur capacité à survivre dans les eaux polluées. Ces espèces dites résistantes peuvent survivre dans une eau polluée. Ainsi, les espèces d'algues, d'invertébrés aquatiques et de poissons sont considérés soit comme des « résistantes » ou « sensibles » pouvant être utilisées dans l'évaluation de la qualité des eaux et le calcul des indices d'intégrité biotique (Dambri, 2021).

Une protection globale des lacs passe par une bonne connaissance de leur état. Il importe dès lors d'étudier non seulement la physicochimie de l'eau, mais aussi les communautés animales et végétales qui les peuplent (Schowerbel, 1987). Vu que la qualité des eaux dans le monde a connu ces dernières années une grande détérioration en raison des rejets industriels non contrôlés, de l'utilisation intensive des pesticides et fertilisants et les produits phytosanitaires en agriculture et l'exploitation inconsidérée des ressources en eau (Zhang et al. 2009 ; Lavandier et al., 2013). Plusieurs études dont celles de Greichus et al. (1978), El Nemr et al. (2004), El-Kady et al. (2007) et Lavandier et al. (2013), ont alors été menées tant en Afrique qu'en Europe dans la perspective de pouvoir réaliser une évaluation de la contamination dans des milieux aquatiques (Cravedi et al., 2007). Sans oublier les premières recherches en Afrique du Nord en limnologie datent du XIX<sup>ème</sup> siècle avec les travaux de Gauthier sur la faune des eaux continentales d'Algérie et de Tunisie et Vaillant sur la faune macroléontine d'Afrique du Nord (Lounaci, 2005). Cependant, de nombreux travaux ont signalé la pollution des barrages, lacs, étangs méditerranéens et algériens en particulier par les éléments à traces métalliques (Oueslati et Added, 2010 & Belabed et al., 2017). En Algérie la qualité des eaux de surface a le plus souvent été appréciée par des analyses comme physico-chimiques et biologiques ... par les études de plusieurs chercheurs (Afri-Mehennaoui et al., 2004 ; Melghit et al., 2015 ; Djeddi et al., 2018 et Khereif et al., 2018). Ces dernières se complètent sont

d'une importance capitale (Keddari et al., 2019). Des travaux réalisés sur le lac Sidi M'hammed Benali celle de Boudiffa , 1993 ; Amar et al., 2005 ; Kerfouf et al., 2006 ; Kerfouf et al., 2008 ; Kerfouf et al., 2008-b ; Kerfouf et al., 2009 ; Hazem et al., 2009 ; Bouzidi et al., 2010 ; El Badaoui et al., 2015 ; Chiali et Cherifi, 2019. Pour le lac Lala Setti on est les premiers à faire les études du lac en 2016 (Senouci, 2016) jusqu'à maintenant.

La présente étude est une proposition de recherche sur l'état écologique de ce type d'écosystème, les problèmes posés sont dans quels états se retrouvent aujourd'hui les deux lacs, y a-t-il des perturbations à risque environnemental graves liées aux actions anthropiques ? et quel est le degré de dégradation de ces deux milieux ?

Ces écosystèmes aquatiques doivent faire l'objet d'une évaluation écologique en vue d'une gestion durable basée sur l'utilisation d'outils de surveillance simples et adéquats. L'évaluation de la qualité écologique d'eau repose notamment sur l'analyse de la composition et de l'abondance de différents groupes d'indicateurs biologiques par rapport à des conditions de référence qui correspondent à l'état naturel. Parmi les outils de gestion durable des milieux aquatiques, les méthodes de mesure fondées sur la surveillance biologique jouent un rôle très important puisqu'elles permettent de donner un aperçu des pressions environnementales (Armellin, 2010).

L'objet de la présente étude écologique porte sur la biodiversité et l'action anthropique et le lien trophique dans les deux lacs de l'ouest Algérie.

Ces écosystèmes sont en voie de raréfaction sur tout le pourtour méditerranéen. Ils jouent pourtant un rôle essentiel sur les micros-climats (Sabri, 2011). Ainsi, Ils présentent de multiples intérêts, que ce soit en tant que ressources utilisables par les populations humaines (apports alimentaires, loisirs, production d'eau potable, irrigation, usages industriels, etc.), comme éléments patrimoniaux ou bien encore comme habitats, exclusifs ou temporaires, de très nombreuses espèces, parmi lesquelles plusieurs sont menacées (Pinel-Alloul et al., 1998 ; Jeppesen et al., 2007a). Déjà écosystèmes aquatique soumis à la raréfaction naturelle de l'eau, ils sont aujourd'hui les plus fragilisés par la pression qu'exerce sur eux l'homme. En effet, l'intensification de l'agriculture exige la mobilisation d'une quantité de plus en plus importante d'eau pour l'irrigation (Sabri, 2011). La préservation des ressources en eau et la conservation des écosystèmes aquatiques constituent de ce fait une priorité pour les décennies à venir. (Pinel-Alloul et al., 1998 ; Jeppesen et al., 2007).

L'intérêt de l'étude est de connaître l'état écologique des deux lacs à travers la composition et la structure des peuplements de macro-invertébrés en place, d'identifier les impacts des actions anthropiques qui s'exercent sur cet hydrosystème en utilisant les variables environnementales

d'ordre physique et physicochimique d'une part et de comprendre les liens trophiques au sein de l'hydrosystème d'autres part.

Les principaux objectifs de cette recherche sont chronologiquement établis comme suit :

- Établir et analyser la composition des communautés en place à travers des listes taxonomiques ;
- Donner une description détaillée de la structure des communautés en s'appuyant sur une étude indicielle ;
- Évaluer les différents groupes trophiques des insectes aquatiques et établir les liens trophiques entre les différents groupes ;
- Évaluer le degré de dégradation occasionné par les éléments physiques et physico-chimiques (nutriments et métaux lourds) ;
- Identifier les principales actions anthropiques responsables de la déstabilisation de la structure des communautés et de leur fonctionnement.

Le travail vise une comparaison entre les deux milieux de dimensions, de structures et de contexte socio-économique très différents mais situés dans une même région géographique qui est l'Ouest algérien. Les résultats apportés par cette recherche ont l'ambition d'améliorer la gestion de ces milieux. Ils nous permettront de démontrer l'état de santé de ces hydrosystèmes et les principales actions anthropiques qui nuisent à ce dernier et enfin clôturer par des solutions visant à corriger les pratiques liées à ces actions anthropiques.

Le document est structuré de manière classique, il comporte trois chapitres. Le chapitre 1 correspond à une synthèse bibliographique qui présente plusieurs notions à savoir l'hydrosystème lacustre, la biodiversité, la pollution, l'impact anthropique et le lien trophique, suivi par le chapitre 02 intitulé matériel et méthodes, où sont présentés le site d'étude, les techniques de travail sur terrain et au laboratoire, les méthodes de traitements des données. Dans une première partie du chapitre 03 sont étayés les principaux résultats sur la biodiversité récoltée dans les deux sites. Nous retrouvons (i) la composition et la structure des communautés macro-benthiques ainsi que les groupes faunistiques supérieurs, (ii) les paramètres physicochimiques et chimiques révélateurs de la qualité écologique des eaux de surface (iii) l'analyse des liens trophiques. Le document renferme en finalité une conclusion générale qui synthétise l'ensemble des résultats obtenus.

### **Chapitre 1 : Synthèse bibliographique**

#### **1.1. Les écosystèmes lacustres**

Les zones humides représentent les meilleurs exemples d'écosystème du point de vue de leurs fonctions biologiques dans la productivité biologique, habitat et richesse écologique pour les espèces animales et végétales, leurs fonctions écologiques et hydrologiques et de leur importance socio-économique (Piégay et Pautou, 2003).

En Algérie, la qualité des eaux superficielles se dégrade de jour en jour sous l'effet des rejets urbains et industriels. En général, les zones humides s'ensavent et perdent leur capacité utile à la suite des activités anthropiques (rejets d'effluents dans ces zones), ou par des phénomènes naturels ce qui pose d'énormes problèmes écologiques et environnementaux (Guergueb, 2016).

Eau stagnante, on désigne par lac une masse d'eau stagnante sans communication directe avec la mer, située dans une dépression du sol fermée de tout côté » (Forel, 1901).

##### **1.1.1. Notion de lac**

Le lac est défini comme une zone humide et un plan d'eau continental (Fig.1). Les lacs résultent de l'accumulation d'eau dans des dépressions continentales fermées plus ou moins étendues et plus ou moins profondes. L'étude des lacs fait l'objet de la limnologie (Théobald et Gama, 1969). C'est un plan d'eau continental, dont la profondeur, la superficie ou le volume sont suffisants pour provoquer un étagement, une zonation ou une régionalisation des processus limniques (Touchart, 2000).

Dans ces conditions, la forme de la cuvette remplie d'eau, qui dépend de son origine, est primordiale. Ainsi que l'importance des courants, le rôle des vagues au fond, les possibilités de stratification thermique, le brassage, l'apport ou non d'oxygène dans les basses couches, la stabilité des éléments adsorbés aux particules sédimentaires ou au contraire leur relargage dans l'eau, la transparence de l'eau et la pénétration de la lumière, la productivité même de l'écosystème lacustre dépendent de la profondeur du lac. Ajoutons que la durée de vie de lac est étroitement liée à son origine (Touchart, 2000). Grâce à ce dernier, les lacs sont classés en lacs tectoniques, lacs océaniques, lacs glacières, lacs volcaniques, lacs alluvionnaires, lacs proglaciaires, lacs morainiques, lacs karstiques, lacs déflation, lacs de dissolution et les lacs artificiels (Théobald et Gama, 1969 ; Ramade, 2012).

Les retenues artificielles constituent un stade intermédiaire entre les rivières à débit continu et les plans d'eau à renouvellement lent des eaux (Grosclaude, 1999) ; ainsi, ils sont construits comme

la régulation des réservoirs dans les cas d'inondation. Toutefois, elles fournissent aussi de l'eau d'utilité, servir à la pêche, et sont utilisés pour l'irrigation (Grosclaude, 1999).

Un lac profond est caractérisé par plusieurs zones :

- la zone littorale (berge, rive) où croissent les macrophytes,
- la zone sublittoral est une zone de transition qui s'étend vers le fond, elle est peuplée beaucoup plus de Lamellibranches,
- la zone pélagique (zone d'eau libre ou limnétique) où se développent le plancton et les poissons,
- la zone benthique (eaux profondes) où vivent des organismes sténothermes froids exigeant des températures basses (OIEau, 2018) (Fig. 01).

On note également la fosse qui correspond à la partie la plus profonde du lac (la végétation est absente) (Dajoz, 2006 ; Faurie et al., 2012).

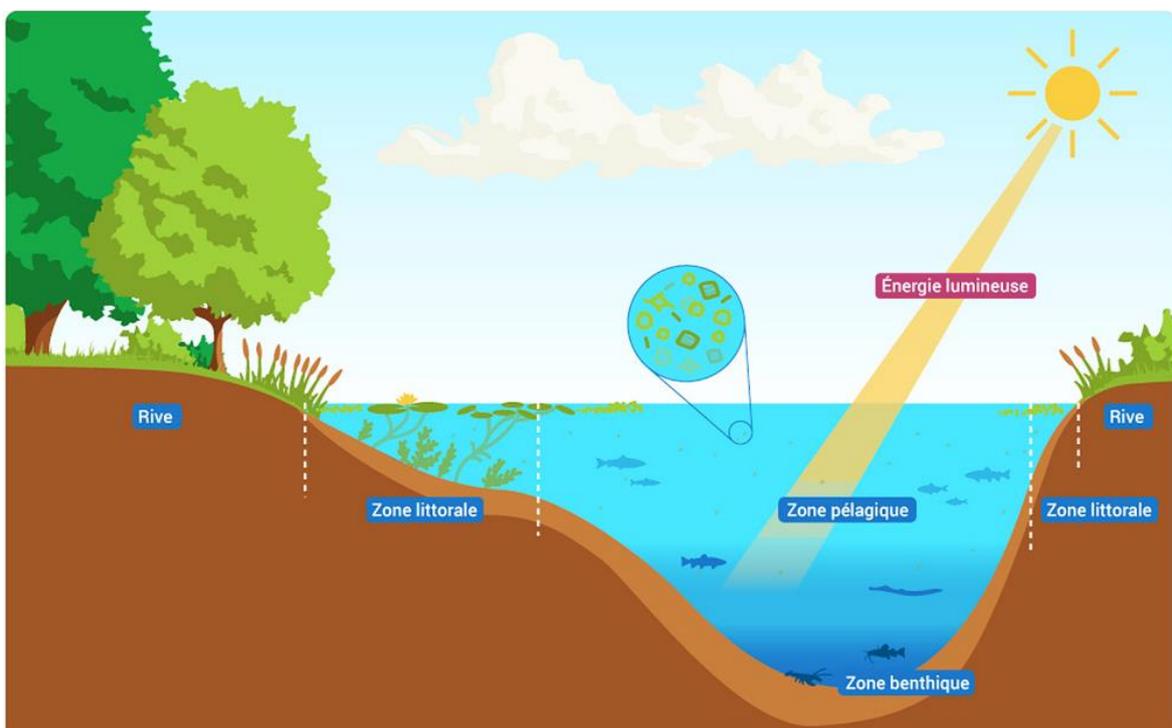


Figure 1. La structure d'un lac (OIEau, 2018).

### 1.1.2. Caractéristiques d'un lac

La dynamique d'un lac est régie par un ensemble complexe de processus physiques, chimiques et biologiques qui sont intimement liés les uns aux autres. Il est donc nécessaire de connaître ces propriétés et les liens qui les unissent afin de prendre des décisions éclairées concernant la gestion d'un lac (Meunier et al., 2007).

### 1.1.2.1. Caractéristiques physiques

#### ➤ La morphométrie

Chaque lac est défini par sa morphométrie (profondeur, superficie, périmètre, forme, volume, etc.). Cette dernière influe sur la stratification thermique et la productivité du lac. Effectivement, les lacs les plus profonds comportent un plus grand volume d'eau qui seront généralement en mesure de supporter de plus grands apports de polluants provenant du bassin versant (Meunier et al., 2007).

#### ➤ La couleur

Selon Rodier et al., (2009), la couleur apparente due aux matières en suspension et elle est liée à ces matières en solution. Ainsi qu'en fonction de la turbidité, la présence de plancton, la matière en suspension, le fer, le manganèse et les rejets industriels, tend à une couleur verte, jaune ou brun. Ce phénomène peut aussi se rencontrer dans certaines sources peu minéralisées en provenance de terrains granitique.

#### ➤ La température

La température de l'eau, est un facteur écologique qui entraîne d'importantes répercussions écologiques (Touchart, 2002 ; Ramade, 2012). Elle varie régulièrement sur le profil longitudinal d'un plan d'eau en fonction de la température atmosphérique. Elle conditionne les possibilités de développement et la durée du cycle biologique de chaque espèce. En chaque point d'un profil longitudinal, la température est en fonction de l'altitude, de la distance à la source, du régime hydrologique et de la saison. La survie d'une espèce est possible entre deux limites de température ou son action se manifeste sur le métabolisme, la durée du cycle biologique, le temps de survie et le taux de respiration (Angelier, 2000 ; Ramade, 2012).

Ses variations peuvent éliminer certaines espèces, mais également favoriser le développement d'autres, ceci peut entraîner un déséquilibre écologique dans le milieu aquatique. Chaque espèce ne peut vivre que dans un certain intervalle de température or duquel elle est amenée à disparaître ; elle a sa préférence thermique qui correspond à la température optimale de son développement (Arrignon, 1998 ; Ramade, 2012).

Selon Touchart (2002), la température est le caractère le plus géographique du plan d'eau. Elle conditionne la différenciation spatiale du plan d'eau. Elle détermine la répartition géographique des éléments minéraux et des organismes vivants ainsi que leur évolution dans le temps.

#### ➤ La lumière

Du point de vue écologique, la lumière agit différemment sur la faune et la flore. Chez les végétaux, la lumière est un moyen énergétique qui contrôle la Photosynthèse. Par contre, chez les

animaux, son rôle est indirect. Elle favorise l'activité des organismes aquatiques, leur orientation et le rythme saisonnier (Angelier, 2000).

La lumière est la principale source d'énergie à la base des écosystèmes aquatiques, et la distribution spectrale verticale du rayonnement solaire dans la colonne d'eau exerce une influence fondamentale sur la répartition et l'ampleur de la production primaire (Kirk, 1994 ; Falkowski et Raven, 2007). Le profil d'absorption de la radiation solaire contrôle le budget de chaleur et la stratification des eaux naturelles, et il affecte donc leur structure verticale et leur dynamique physique (Zaneveld et al., 1981 ; Lewis, 1983 ; Patterson et Hamblin 1988 ; Morel et Antoine 1994). La plus haute énergie du rayonnement solaire (rayonnement de courte longueur d'onde, dans les gammes d'ondes UV et visible) a de nombreux effets sur la Photochimie et la Photobiologie qui influencent le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Frenette et Vincent, 2003).

### ➤ **Le vent**

Le vent a une action indirecte en modifiant la température et l'humidité. Il a un pouvoir desséchant et un pouvoir de refroidissement considérable (Dajoz, 2006). Dans le système aquatique, la force du vent et la distance parcourue par le vent détermine la taille des vagues et la profondeur maximale à laquelle se fait sentir l'action du vent. L'eau brassée devient homogène sur toute la hauteur de la couche de mélange qui est d'autant plus épaisse quand le vent est fort. Ce processus assure une bonne oxygénation sur toute l'épaisseur de la couche de mélange. Quant au lac profond, l'action d'homogénéisation de la couche superficielle par le vent est l'origine de la stratification observée en période estivale, avec une thermocline séparant l'épilimnion de l'hypolimnion (Lévêque, 2006).

### **1.1.2.2. Caractéristiques physicochimiques**

#### ➤ **Le potentiel d'hydrogène (pH)**

Il représente l'acidité ou l'alcalinité du milieu. Il résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique et il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates (El Blidi et Fekhaoui., 2003 ; Himmi et al., 2003).

Ce paramètre est très fortement influencé par la Photosynthèse et il influe sur un grand nombre de processus biologiques et chimiques (Barnabé, 1991 ; Rodier et al., 2009). Le pH est indissociable des valeurs de la température, oxygène dissous, minéralisation totale, etc. La gamme des pH, qui ne sont pas directement mortels pour le poisson, variable de 5 à 9, mais son effet sur la faune se fait surtout sentir par l'influence qu'il exerce dans les équilibres entre les autres éléments (Arrignon, 1998).

### ➤ La conductivité électrique

La conductivité est un paramètre permettant d'évaluer la charge totale en électrolytes d'une eau naturelle (Gaujous, 1995 ; Ramade, 2000 ; Rodier et al., 2009). Elle varie en fonction de la température et elle est étroitement liée à la concentration des sels dissous et la mobilité des ions (Arrignon, 1998 ; Rodier et al., 2009). Les sels dissous dans l'eau exercent une pression osmotique sur les organismes qui y vivent. La plupart des espèces aquatiques peuvent supporter facilement des variations relatives de la teneur en sels dissous, à condition que la minéralisation totale ne subisse pas de très grandes variations. Dans le cas contraire, se produisent des migrations, voire des mortalités massives (Tab.1) (Arrignon, 1998).

**Tableau 1. Relation entre la conductivité et la minéralisation (Rodier et al., 2009).**

Conductivité	Minéralisation
Conductivité <100µS/cm	Très faible
100 µS/cm < conductivité <200 µS/cm	Faible
200 µS/cm < conductivité <333 µS/cm	Moyenne
333 µS/cm < conductivité <666 µS/cm	Moyenne accentuée
666 µS/cm < conductivité <1000 µS/cm	Importante
Conductivité >1000 µS/cm	Élevé

### ➤ La turbidité

La turbidité d'une eau est due à la présence des matières en suspension finement divisées : argiles, limons, grains de silice, matières organiques etc. L'appréciation de l'abondance de ces matières mesure son degré de turbidité. Celui-ci sera d'autant plus faible que le traitement de l'eau aura été plus efficace. Les mesures de turbidité ont donc un grand intérêt dans le contrôle de l'épuration des eaux brutes (Rodier et al., 2009).

### ➤ L'oxygène dissous

Il constitue un excellent indicateur de la qualité de l'eau. C'est un des paramètres les plus sensibles à la pollution. Sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'autoépuration d'un cours d'eau (Makhouk et al., 2011).

### ➤ Le phosphore et les phosphates

L'essentiel du phosphore rencontré dans les lacs d'eau douce de 98% environ, il est contenu dans le plancton sous forme de particules de phosphate ou de composés organiques (Schindler, 1978 ; Ricklefs et Miller, 2005). Les phosphates représentent souvent le facteur limitant de la productivité des écosystèmes aquatiques. Ils ont un effet bénéfique en jouant un rôle régulateur : ils favorisent

tous les phénomènes de fécondation, la mise à fruit et la maturité des organes végétatifs (Vilain, 1989). En fonction de la teneur en phosphore des eaux, l'état trophique d'un lac peut être déterminé (Ramade, 2012).

### ➤ La salinité

La salinité des eaux est un facteur écologique constitué par la teneur en sel (NaCl). Dans de nombreux écosystèmes, la salinité est un facteur limitant. En milieu aquatique, on distingue des écosystèmes euryhalins dont la teneur en sel varie beaucoup au cours du cycle des saisons (biotopes lagunaires) et des écosystèmes sténohalins dans lesquels la concentration en sel est constante (Ramade, 2000). La salinité représente la concentration en sels minéraux dissous dans l'eau (Rodier, 1996). Elle est exprimée en g/l de NaCl. Dans les eaux douces, la salinité est inférieure à 0,5g/l (Rodier et al., 2009).

### ➤ La dureté

La dureté d'une eau correspond à la somme des concentrations en cations métalliques, excepté celles des métaux alcalins ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) et  $\text{H}^+$ . Elle est souvent due aux ions  $\text{Ca}^{++}$  et  $\text{Mg}^{++}$ . La présence de ces deux cations dans l'eau tend souvent à réduire la toxicité des métaux. La dureté se mesure en mg de  $\text{CaCO}_3$  par litre (Villers et al., 2005). On peut adopter la classification suivante pour définir la qualité des eaux du lac (SEQ-Eau, 2003) : - une dureté faible avec un TH inférieur ou égal 5 °F ; le  $\text{CaCO}_3$  est inférieur à 50 mg/l, - une dureté moyenne quand TH est compris entre 5-20°F et le  $\text{CaCO}_3$  est entre 50- 200 mg/l, - une dureté forte quand TH est supérieur à 20 °F, le  $\text{CaCO}_3$  est supérieur à 200 mg/l (SEQ-Eau, 2003).

### ➤ Les nitrates

Les nitrates stimulent la flore aquatique en présence des autres éléments indispensables et augmentent la productivité du cours d'eau, mais cette végétation en excès peut se révéler encombrante, envahissante et nuisible (Arrignon, 1998).

Dans les eaux naturelles non polluées, le taux de nitrates est très variable selon la saison et l'origine des eaux. Il peut varier de 1 à 15 mg/l. La concentration de 2 à 3 mg/l peut être considérée comme normale. À l'origine des cours d'eau, la teneur en nitrates est très souvent comprise entre 0,05 et 0,2 mg/l, puis elle s'élève progressivement jusqu'à quelques mg/l le long du parcours. Plus la distance à la source croît plus la concentration en nitrates s'élève (Rodier et al., 2009).

### ➤ Les nitrites

Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque (la nitrification), soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante de la part des bactéries. Une

eau qui renferme des nitrites est considérée comme suspecte car lui est souvent associée une détérioration de la qualité microbiologique (Rodier et al., 2009). Selon Arrignon (1998), Les nitrites instables présentent un caractère de toxicité pour les poissons, Une concentration de 50 mg/l de nitrite de sodium tue les vairons en 14 jours.

### ➤ **Le Calcium**

Le calcium est un métal alcalino terreux extrêmement répandu dans la nature et en particulier dans les roches calcaires sous forme de carbonates. Sa teneur varie essentiellement suivant la nature des terrains traversés. La productivité des eaux douces est assez nettement liée à la teneur en sels de calcium et de magnésium ; son maximum correspondrait à une alcalinité totale en calcium de 25 mg.L<sup>-1</sup> (Rodier et al., 2009).

### ➤ **Le Magnésium**

Le magnésium est un des éléments les plus répandus dans la nature ; il constitue environ 2,1% de l'écorce terrestre. La plupart de ses sels sont très solubles dans l'eau. La teneur dépend de la composition des roches sédimentaires rencontrées (calcaire dolomitiques, dolomies du jurassique ou du trias moyen). Le magnésium constitue un élément significatif de la dureté de l'eau. L'interprétation du taux de magnésium dans l'eau doit être en liaison avec les sulfates en raison de leurs rôles laxatifs commun à partir de la concentration 400 à 500 mg.L<sup>-1</sup> (Rodier et al., 2009).

### ➤ **Les teneurs en éléments métalliques**

Dissous ou en suspension, la concentration des métaux dans l'eau est faible, de l'ordre du µg/l. Dans les eaux naturelles, la source principale est l'érosion des roches. Mais dans certains endroits, les activités industrielles et domestiques constituent maintenant la source principale de beaucoup de ces éléments. Ce dernier est bien développé dans la partie pollution (Rodier et al., 2009).

### **1.1.3. Fonctionnement limnologique et variation saisonnière des lacs**

Connaître le fonctionnement limnologique des lacs et en particulier l'intensité de la fréquence du mélange de leur colonne d'eau permet de mieux comprendre les conséquences écologiques des perturbations passées et futures causées par le changement climatique et l'activité humaine (Van et al., 2019).

Les lacs n'ont pas seulement des fonctions écologiques mais ils ont aussi une réelle valeur économique. Il s'avère important de relever les différentes fonctions des lacs afin de ne pas limiter l'usage ou l'idée existante (Tab.2). En effet, les lacs sont souvent perçus comme de simple lieu de villégiature ou baignade. Actuellement, il devient de plus en plus primordial de souligner

l'importance de ceux-ci comme une entité en incluant leurs rives afin de mieux préserver leur pérennité et leur avenir (Dugan, 1990 et Fustec et al., 2000).

Tableau 2. Fonctions et valeurs associées aux lacs (Dugan, 1990 et Fustec et al., 2000).

Fonctions	Attributs	Produits
Alimentation des eaux souterraines	Ressources esp. sauvages	Diversité biologique
Emergence des eaux souterraines	Ressources halieutiques	Patrimoine culturel
Prévention des inondations	Ressources agricoles	Valeur paysagère
Rétention des sédiments	Alimentation en eau	Valeur touristique
Régulateur de climat		Espaces sportifs
Voies de communications		éducation
Activités récréatives		

Le fonctionnement biologique d'un milieu aquatique est sous l'étroite dépendance de la climatologie et plus particulièrement de la température de l'air et de l'énergie solaire dont les variations saisonnières conditionnent les caractéristiques physicochimiques et biologiques des eaux (Grosclaude, 1999a).

- **En été**, les rayons calorifiques sont absorbés par les couches superficielles (les premiers mètres de profondeur). Comme l'eau transmet des rayonnements solaires, il se produit une stratification thermique du lac, qui se caractérise par trois zones distinctes (couches superposés) dans la colonne d'eau,
- **l'épilimnion** (couche superficielle), à température plus élevée que le reste de la colonne d'eau, avec un gradient de température généralement faible due à l'homogénéisation de cette couche sous l'influence du vent,
- le **métalimnion**, (zone de transition entre l'épilimnion et l'hypolimnion) présente un fort gradient vertical de température (la thermocline),
- **l'hypolimnion**, (couche la plus profonde), le gradient y est pratiquement nul ; les températures sont froides et n'évolue que très peu durant l'année et demeure même à 4°C si le lac est suffisamment profond (Arrignon, 1998 ; Grosclaude, 1999a ; Faurie et al., 2012).
- **En automne** : les pertes thermiques dépassent les gains ; les eaux se refroidissent et s'enfoncent, l'épilimnion s'homogénéise, la stabilité est détruite. Toute la masse est mise en mouvement, la température devient uniforme de la surface au fond (Arrignon, 1998 ; Grosclaude, 1999 ; Faurie et al., 2012),
- **En hiver** : les eaux de surface se refroidissent et peuvent geler ; celles du fond se stabilisent autour de 4°C, c'est la stratification inverse. La colonne d'eau est stable sur toute sa hauteur (Arrignon, 1998 ; Grosclaude, 1999 ; Faurie et al., 2012),

- **Au printemps** : se produit un premier cycle de circulation. La lumière est intense, les couches d'eau se réchauffent, l'énergie cinétique du vent conduit à un second retournement de la colonne d'eau, c'est le brassage du printemps (Fig. 2).

Les lacs d'une telle circulation saisonnière sont dits holomictiques. D'autres, par contre, n'entrent que partiellement en circulation désignés alors par le terme de méromictiques. Ces derniers n'ont pas de basculement saisonnier et la stratification est due, non plus à la température, mais à la densité de l'eau quand celle-ci est un peu chargée en sels. Le relèvement de la température s'explique par l'oxydation active des matières organiques au fond ou encore par l'arrivée d'eaux salées, d'eaux séléniteuses (Arrignon, 1998).

Selon Théobald et Gama (1969), le cycle biologique des lacs se traduit par le dépôt de vases argileuses riches en matières organiques, durant l'hiver et par le dépôt de carbonates (Ca et Mg) pauvres en matières organiques durant l'été. Les premières auront une teinte sombre, les seconds une teinte claire. Le passage d'une saison à l'autre, étant progressif, il en sera de même des teintes alternant dans les dépôts.

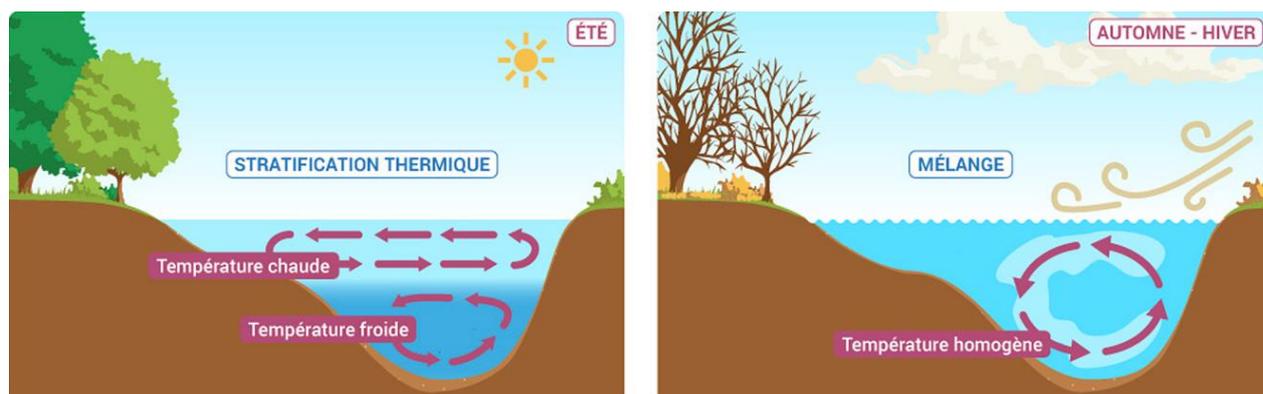


Figure 2. La stratification d'un lac (OIEau, 2018).

## 1.2. La biodiversité

### 1.2.1. Notions générales

La biodiversité des eaux douces représente un patrimoine et des ressources pour la population humaine en matière de ressources alimentaires, d'économie, de culture, de science et d'éducation. L'introduction d'espèces nouvelles dans les milieux d'eaux douces est un phénomène bien connu et devient alarmant (Sala et al., 2000 ; Gozlan, 2008).

L'étude de la biodiversité d'un écosystème est essentielle pour comprendre son fonctionnement. La composition de la biodiversité est déterminée par des facteurs tels que l'emplacement géographique, le type d'écosystème et les caractéristiques de la végétation aquatique (Dejoux et al., 1969). Les inventaires de populations sont des outils d'information puissants et couramment utilisés pour la gestion de la ressource faunique, que ce soit pour la conservation de l'espèce ou la gestion de son exploitation (Thibault et al., 2011).

Les milieux aquatiques continentaux occupent 1% des terres émergées. Malgré leur surface réduite, ils possèdent au moins 200 000 espèces dont la moitié sont des insectes (Fig. 3). Certains groupes zoologiques sont bien représentés : 40% des espèces de poissons vivant dans l'eau douce, ce qui équivaut à presque autant que le milieu marin pourtant bien plus étendu. En outre, de 25 à 30% des Amphibiens sont liés aux écosystèmes aquatiques continentaux. Certains lacs ont une faune particulière riche avec beaucoup d'espèces endémiques (Pichenot–Bec, 2018).

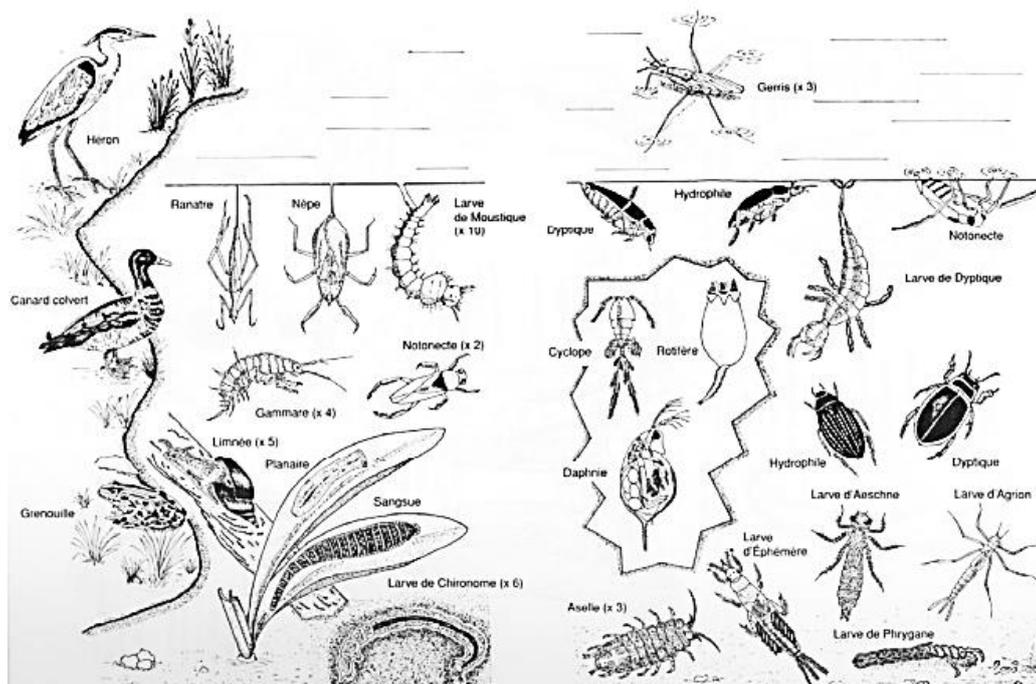


Figure 3. Diversité faunistique des eaux stagnante (Faurie et al., 2003).

### 1.2.2. La biodiversité lacustre et son organisation

La biodiversité y compris celle d'un milieu lacustre, désigne la variabilité entre les organismes vivants d'un écosystème et la complexité écologique dont ils font partie ; cela inclut la diversité au sein des espèces, des relations entre les espèces et les écosystèmes, à savoir l'abondances des espèces les unes par rapport aux autres : l'équitabilité ou à l'inverse la dominance d'une espèce au sein d'une communauté (Barbault, 2000 ; Science for environment policy, 2015). La biodiversité se mesure en général par le nombre total d'espèces vivantes que renferme un milieu donné, ce que l'on qualifie de richesse spécifique mais également de diversité spécifique. En complément, on différencie aussi la diversité génétique, taxonomique et fonctionnelle (Barbault 2000).

Quand on parle de biodiversité dans le langage courant, on pense souvent à des espèces remarquables ou à des espèces d'intérêt patrimonial, c'est-à-dire associées à des valeurs socio-culturelles et liées à l'affect et la sensibilité humaine, ou bien à des espèces « clés de voute »,

d'importance reconnue pour l'intégrité de l'écosystème lacustre. Cependant, l'ensemble des êtres vivants interviennent dans les processus qui assurent le fonctionnement d'un lac et permettent les usages (Pourriot et Meybeck 1995, Lods-Crozet et al., 2015).

Les espèces appartiennent à différents compartiments des réseaux trophiques, c'est-à-dire la structure générale des relations trophiques existant dans une biocénose. Ces relations trophiques régulent la circulation des nutriments, les dynamiques des populations de chaque espèce de l'écosystème et permettent la fourniture des fonctions écologiques. Au sein d'un lac, on trouve différents réseaux trophiques pélagique, benthique et littoral (Baulaz, 2020).

L'ensemble des processus biophysiques décrits ci-avant sont affectés par les pollutions et sont interdépendants. Cela est dû aux jeux d'interdépendances entre les différents compartiments biophysiques lacustres, ce qui signifie que les impacts d'une perturbation peuvent affecter successivement les différents processus biophysiques et altérer à terme l'ensemble des fonctions écosystémiques des lacs (Likens 1984).

### 1.2.3. Les réseaux trophiques

Le réseau trophique des lacs comprend quatre catégories fonctionnelles d'êtres vivants en général qui sont les producteurs primaires ; les consommateurs primaires ; les consommateurs secondaires et de rang supérieur et les décomposeurs (Carpenter & Kitchell, 1993 ; Barbault, 2000 ; Lods-Crozet et al., 2015) (Fig 4).

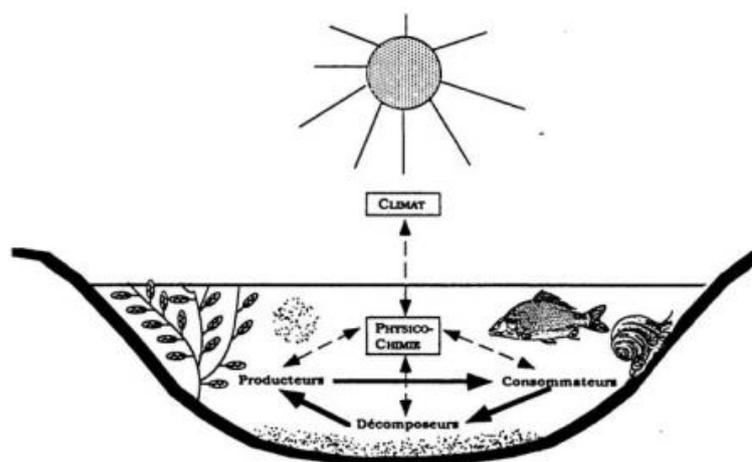


Figure 4. Schéma des influences des variables sur le système lacustre (Arrignon, 1976).

Une autre classification des groupes trophiques fonctionnels a été élaborée par Cummins (1973) et adoptée dans de nombreux projets écologiques. Parmi les fonctions écosystémiques où les macro-invertébrés jouent un rôle essentiel, mentionnons le contrôle de la production primaire, la décomposition des débris et la minéralisation des éléments nutritifs. Ils ont résumé le résultat de

deux aspects clés des macro-invertébrés : les caractéristiques morphologiques liées à l'acquisition de ressources alimentaires (par exemple, les parties buccales et les structures connexes) et les mécanismes comportementaux (par exemple, le comportement alimentaire). Il s'agit du même principe utilisé à l'origine par Cummins (1973) pour définir les groupes de travail et par Wallace et Webster (1996) dans leur examen du rôle des macro-invertébrés dans les écosystèmes aquatiques. Partant de ce concept, nous retrouvons :

- **Les racleurs (grattoirs) (Scrapers)** se sont des organismes qui consomment des ressources qui poussent sur les substrats en les enlevant avec leurs parties buccales, qui sont adaptées aux particules de culture étroitement attachées aux roches et autres substrats. Les racleurs consomment une diversité de ressources, y compris des algues attachées à des roches, des biofilms benthiques composés de bactéries, de champignons, d'algues et de leur matrice de polysaccharides, qui recouvrent des substrats durs dans les écosystèmes aquatiques (Lock et al., 1984). Il convient de noter que différentes densités de racleurs peuvent avoir des effets positifs ou négatifs sur la biomasse et la production d'algues (Feminella et Hawkins, 1995 ; Barbee, 2005).
- **Les perceurs (Piercers)** se sont des organismes qui se nourrissent de plantes vasculaires en coupant ou en perçant les tissus à l'aide de pièces buccales tranchantes ou à mâcher et qui consomment des liquides végétaux. On sait que de petites espèces d'éphémères. Cette catégorie n'a pas été incluse séparément dans les groupes initiaux proposés par Cummins, mais a été ajoutée plus tard dans la première édition du manuel des insectes aquatiques nord-américains (Merritt et Cummins, 1978). Peu d'études évaluent les rôles écologiques du perçage des macro-invertébrées.
- **Les déchiqueteuses (Shredders)** se sont des organismes qui mâchent des morceaux de végétaux vivants ou morts, y compris toutes les parties de végétaux comme les feuilles et le bois. La fonction principale des déchiqueteuses est la décomposition de grosses particules de matériel végétal en morceaux plus petits qui sont ensuite transportés en aval ou mis à la disposition d'autres consommateurs (Wallace et Webster, 1996). Les déchiqueteuses fournissent également des nutriments aux consommateurs microbiens (Diaz Villanueva et al., 2012). En général, nous les appelons les consommateurs de matières organiques particulières grossières (CPOM) et les producteurs de matières organiques particulières fines (FPOM). Les déchiqueteuses de matériel végétal vivant sont des herbivores et des mineurs. Les déchiqueteuses qui consomment des détritiques ont reçu beaucoup d'attention de la part des écologistes. Il existe une grande quantité de preuves démontrant l'importance des Macro-invertébrées en tant que décomposeurs de matières végétales mortes entrant dans les

écosystèmes aquatiques (Webster et Benfield, 1986 ; Gessner, 1999). Il est également prouvé que le déchiquetage des macro-invertébrées augmente la quantité de particules fines dans les milieux aquatiques, mais on ne sait toujours pas à quel point ces particules sont importantes pour les collecteurs d'insectes (Cuffney et al., 1990 et Usio, Konishi et Nakano, 2001).

- **Les collecteurs (collectors)** sont des organismes dont les parties buccales sont modifiées pour tamiser ou recueillir de petites particules (<1mm) accumulées sur le fond d'eau. Comme les déchiqueteuses, les collectionneurs peuvent consommer de petits morceaux de feuilles, mais leurs parties buccales ne sont pas équipées pour les couper en petits morceaux et ne consomment que ceux qui sont de petite taille. Fonctionnellement, les collecteurs jouent un rôle important dans le remblayage de FPOM en particules plus grosses après les avoir consommées. Les collecteurs sont souvent abondants dans les zones à débit lent où les particules fines sont abondantes. Plusieurs sous-familles de Chironomidae sont des collectionneurs et des proies importantes pour d'autres consommateurs (Hershey, 1987). Les collecteurs ont tendance à consommer de grandes quantités de particules pendant leur alimentation, ce qui a un impact important sur la taille et la qualité des particules (Heard et Richardson, 1995). La consommation de particules n'est qu'une partie de la fonction des collecteurs ; leur comportement d'alimentation entraîne souvent de petites perturbations et la réutilisation des particules dans la colonne d'eau, avec un potentiel de transport en aval (Cross et al., 2008).
- **Les filtres ou collecteurs-filtres (collector-filterers)** se sont des organismes dont les adaptations particulières permettent de capter les particules directement de la colonne d'eau. Les adaptations comprennent la construction de filets pour filtrer l'eau comme ceux utilisés par certaines larves de Trichoptères et d'Ephéméroptères ou la présence de structures modifiées de la partie buccale comme celles présentes dans les simuliidae. La fonction écosystémique de ce groupe consiste à retirer les particules de la colonne d'eau et, ce faisant, à réduire l'exportation des particules vers les tronçons en aval, ce qui rend l'écosystème plus efficace dans l'utilisation des ressources (Wotton et al., 1998). Les types de particules consommées par les filtres sont très divers en taille et en composition. Certaines larves de Trichoptère consomment des animaux à la dérive dans leur alimentation. Ce sont donc des prédateurs (car ils consomment des tissus animaux), mais ils le font en se nourrissant par filtre et sont considérés comme des filtreurs (Benke et Wallace, 1980).
- **Les prédateurs (Predators)** se sont des organismes qui consomment d'autres organismes en utilisant différentes stratégies pour les capturer. Les prédateurs utilisent une diversité de stratégies pour capturer les proies, y compris des parties de bouche modifiées et le comportement. Bien que de nombreux prédateurs aient des dents abondantes et solides pour la

consommation de proies, certains sont hautement spécialisés. Par exemple, le labium des Odonates est une structure très modifiée et unique chez les insectes aquatiques (Ramirez, 2010). De même, certains Hémiptères ont modifié les parties buccales sous forme de becs qu'ils utilisent pour injecter du poison dans leurs proies et consommer des tissus (Notonectidae). D'autres Hémiptère ont modifié leurs pattes pour capturer leurs proies (Nepidae) (Mazzucconi, 2009). Dans le contexte du groupe trophique, nous excluons de ce groupe les organismes qui capturent leurs proies par filtration. La fonction des prédateurs est très importante dans les écosystèmes, car ils déplacent de l'énergie et peuvent aussi contrôler les populations d'autres organismes (Oberndorfer, McArthur et Barnes, 1984 ; Cooper, Walde et Peckarsky, 1990).

Les relations trophiques et les flux énergétiques qui constituent la base du fonctionnement des écosystèmes aquatiques et leurs interactions (Fig. 5).

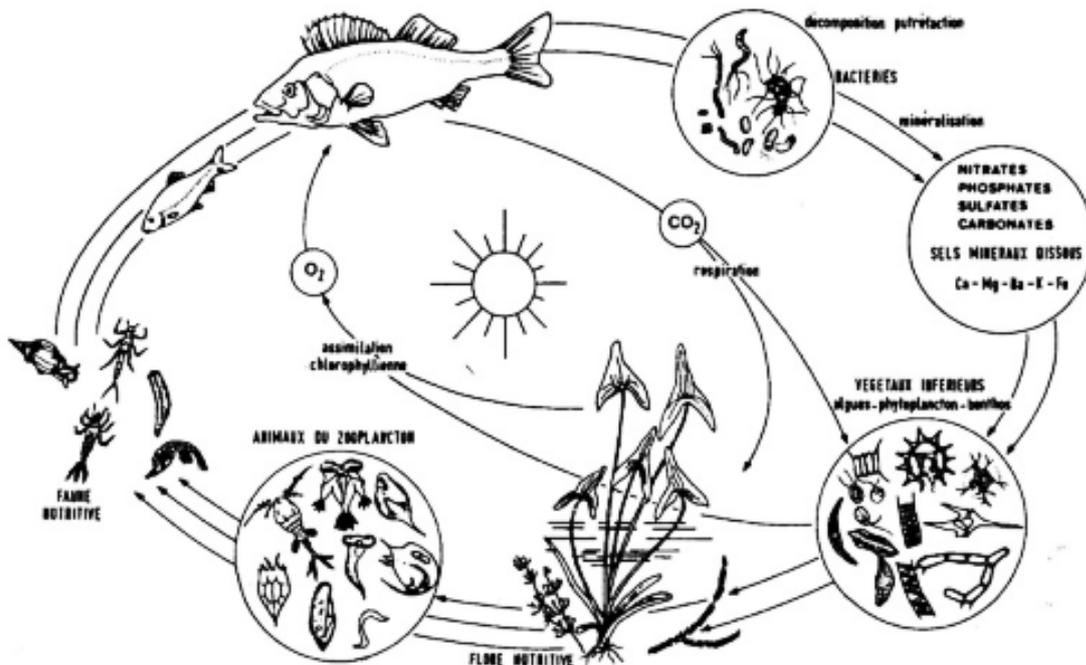


Figure 5. Fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Arrignon, 1976).

### 1.3. Les perturbations dans les écosystèmes lacustres

#### 1.3.1. Les différents types de perturbations anthropiques

Les lacs font partie des écosystèmes les plus sensibles aux perturbations anthropiques (nous utiliserons ce terme en synonyme de "pressions sur les écosystèmes"). 81% des populations suivies dans les écosystèmes d'eau douce entre 1970 et 2012 ont subi un déclin (soit une baisse moyenne de 3.9% par an), contre 58% de tous les écosystèmes confondus (WWF, 2016). L'ensemble des atteintes qui affectent les lacs peuvent être considérés comme des « perturbations », c'est-à-dire

des altérations provoquant des dysfonctionnements, voire l'effondrement des systèmes écologiques (Ramade 1993). Pour les écosystèmes lacustres, nous retrouvons cinq types de perturbations selon Dubois et al., (2018) (Tab. 3).

**Tableau 3. Les différents types de perturbations des écosystèmes lacustres (Dubois et al., 2018).**

	<b>Définitions</b>	<b>Impacts sur les lacs</b>
<i>L'érosion des sols du BV</i>	Phénomène résultant de l'action de l'eau ou des vents, qui provoque l'enlèvement des couches supérieures des sols (Ramade 1993)	L'érosion augmente la charge externe en sédiments, le transfert de contaminants et de nutriments ce qui favorise le processus d'eutrophisation. Les conséquences peuvent s'étendre à l'ensemble du réseau trophique et des usages
<i>Les Modifications d'habitats</i>	Actions anthropiques conduisant à une modification d'une partie ou de la totalité de la surface d'un habitat, qu'elle soit directe par des changements de la structure et l'état physico-chimique des habitats ou indirecte liée aux changements dans les flux d'eau et de la charge externe (Ramade 1993, Dubois et al., 2018).	Les modifications de la charge externe du lac (composition, débit, volume), les aménagements littoraux et l'urbanisation, la navigation et les activités portuaires, les pratiques de loisirs nautiques et de plage, les pollutions, l'agriculture littorale sont les principales sources de modifications d'habitats. Les changements d'habitats lacustres dépendent en partie des changements dans les modes d'usages des Sols du BV (Carpenter et Cottingham 1997).
<i>L'introduction d'espèces</i>	Désigne le fait d'amener une espèce végétale ou animale dans un lac, éloignée de son aire d'origine et dont elle est totalement étrangère. Celles-ci peuvent pulluler ou s'approprier l'habitat, la nourriture d'une autre espèce, jusqu'à porter atteinte à l'abondance et la diversité des espèces inféodées au milieu. (Alexandratos et Bruinsma 2012),	De nombreuses espèces ont été introduites dans les lacs du monde entier pour les activités de pêche, mais l'introduction d'espèces peut provoquer d'importants changements dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes d'eau douce sont considérés comme particulièrement vulnérables aux invasions biologiques (Gargominy et al., 1996)
<i>Les changements climatiques (Ramade 1993)</i>	Changements dans les caractéristiques météorologiques d'une région où se trouve un lac sur le long terme.	Les changements climatiques entraînent des modifications des flux hydriques avec le risque de crues et de sécheresses. Ils peuvent modifier (Jenny et al. 2020) : la température de l'eau ; la couverture de glace ; modifier l'abondance, la distribution des poissons et leur diversité ; diminuer la concentration en oxygène benthique ; changer le niveau de l'eau ...
<i>Les pollutions</i>	Il s'agit de l'ensemble des perturbations apportées à l'environnement par les déchets de la vie quotidienne et de l'activité productive (Brunet et al., 1992). Cela regroupe les effets des composés, de nature physique, chimique ou biologique susceptibles d'affecter le fonctionnement et les usages des écosystèmes aquatiques (mais aussi l'air, les sols, le sous-sol, les nappes profondes).	Les pollutions peuvent avoir des effets néfastes sur la santé des usagers, modifier le fonctionnement des milieux naturels, créer des conditions de vie néfastes et engendrer de la mortalité, des migrations, voire des mutations génétiques.

### 1.3.2. La pollution des eaux douces

La pollution est le sous-produit de l'action humaine au travers des effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux de l'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physicochimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes qui amènent une modification défavorable du milieu naturel (Ramade, 2000).

### 1.3.2.1. Types de pollution

Il se trouve plein de signes ou des types de pollution telle que la pollution biologique, chimique et physique, pour cela, la pollution chimique est détaillée parce qu'elle constitue un objectif dans la présente étude.

#### ➤ La pollution chimique

Elle peut être causées par des substances minérales synthétiques tels que les biocides, les détergents, les métaux lourds, les hydrocarbures, etc., qui peuvent être toxiques immédiatement ou à terme après s'être accumulés dans les tissus vivants et les réseaux trophiques. Comme, elle peut également être provoquée par des éléments minéraux naturels qui sont généralement présents en faibles quantités, comme les nitrates et les phosphates (Faurie et al., 2012), comme ils peuvent être d'origine organique (Rodier et al., 2009 et Ramade, 2012). Plusieurs activités humaines sont responsables des dépôts conséquents d'éléments chimiques dans les lacs engendrant ainsi des pollutions :

- Pollution des eaux par les engrais et les pesticides

De façon générale, l'agriculture est une grande consommatrice d'eau. Dans les conditions arides et semi arides, les exploitants agricoles sont amenés à utiliser différentes sources d'eaux pour l'arrosage de leurs cultures.

L'agriculture utilise également des quantités importantes de produits agrochimiques, comme des insecticides, des pesticides, des herbicides, des fongicides, des fertilisants et des produits vétérinaires (Corvaglia, 2006). Ces éléments chimiques entrant dans le milieu subissent plusieurs transformations, la figure 6 résume leur devenir et montre clairement l'ensemble des processus affectant non seulement le sol mais également l'air et l'eau.

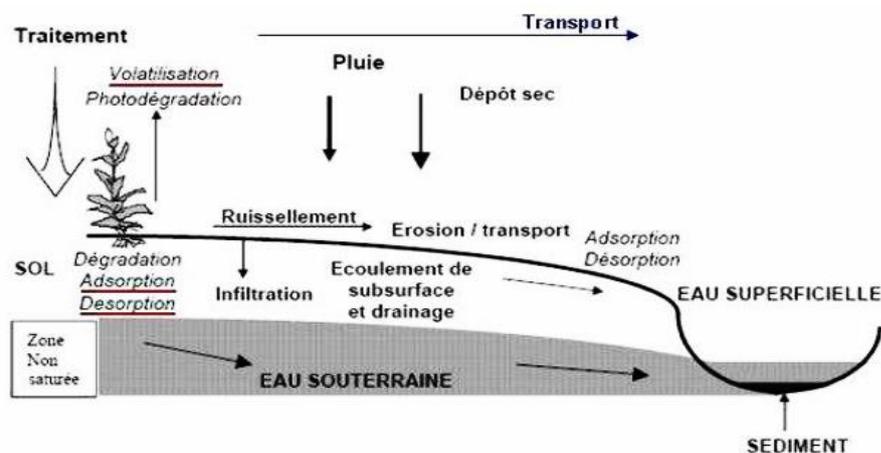


Figure 6. Mécanismes de transferts et transformations des pesticides dans les milieux de l'environnement (Merhi, 2008).

- **Pollution par les éléments traces métalliques (ETM)**

Les métaux sont répartis dans différents compartiments du milieu aquatique. Les métaux présents dans le milieu aquatique peuvent exister sous forme de complexes, de particules ou de solutions (Calamari et Naeve, 1994).

Certains métaux lourds tels que Zn, Cu, Mn et Fe sont essentiels à la croissance et à la santé des organismes. Cependant, l'exposition à des concentrations supérieures à celles normalement requises par les organismes devrait produire des effets toxiques. D'autres éléments tels que le plomb, le mercure et le cadmium ne sont pas essentiels à l'activité métabolique et sont toxiques (Calamari et Naeve, 1994). La contamination de l'environnement aquatique par des métaux de provenance localisée, peut avoir des effets délétères, c'est-à-dire des effets toxiques aigus ou chroniques, sur la vie aquatique à l'intérieur de la zone concernée (Calamari et Naeve, 1994).

Les ETM ne représentaient que 0,1% à 0,6% dans la lithosphère par rapport aux 10 éléments majeurs de la croûte terrestre (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti et P), qui en recouvrent 99% de la planète (Bradl, 2005). En utilisant plusieurs sources bibliographiques, la figure 7 laisse apparaître l'ensemble des processus à l'origine de la circulation des ETM alors que dans le tableau 4 sont regroupées l'ensemble des activités humaines qui engendre des quantités relativement importantes de ces métaux dans la nature.

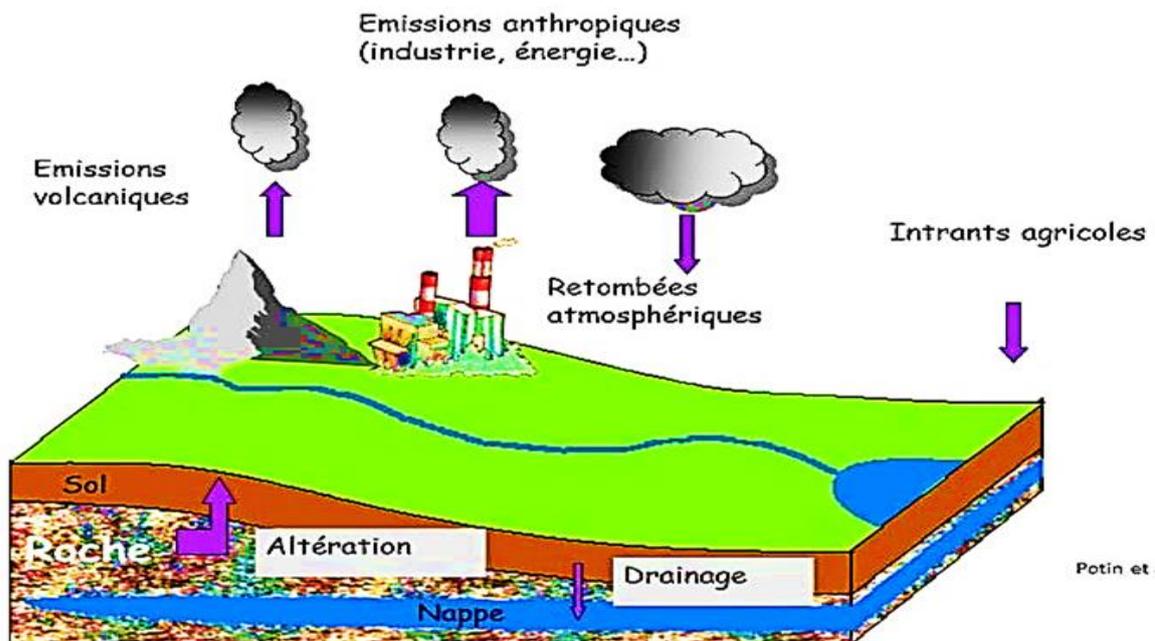


Figure 7. Les origines naturelles et anthropiques des ETM (Denaix et Nguyen, 2011).

Tableau 4. Sources anthropiques de ETM étudiés.

ETM	Origine anthropique
Cadmium (Cd)	Métallurgie, coloration, engrais phosphaté, céramique, incinération des déchets, usure des pneumatique, raffinage du pétrole.
Cuivre (Cu)	Métallurgie, pigments, fongicides, industrie textile, peinture antifouling pour bateaux, électricité, Photographie, traitement de surface
Fer (Fe)	Construction, fabrication de l'acier
Manganèse (Mn)	Batteries, pigments
Plomb (Pb)	Métallurgie, canalisation, pigmentation, batteries plomb-acide, imprimerie, raffinage, Intrants agricoles
Zinc (Zn)	Galvanisation, imprimerie, insecticides, teintures et pigments, usure des pneus, bâtiment et toitures, engrais phosphatés

(Geffard, 2001 ; Boucheseiche et al., 2002 ; Bradl, 2005 ; Miller et Orbock Miller, 2007 et Charriau, 2009).

• Contamination de l'eau par les ETM

Les ETM sont des facteurs polluants importants et très toxiques dû à leur capacité de s'accumuler dans le biotope. Ils pénètrent dans les écosystèmes avec les précipitations, les milieux aquatiques, les effluents et les rejets accidentels abandonnés comme sous-produits des industries, des mines ou s'échappant des bateaux (Fig. 8).

Les ETM dans l'eau subissent des cycles de transformation et de complexation comme réduction par processus biochimique, méthylation, déméthylation et oxydation d'espèces de métaux isolées des réactions redox peuvent aussi faciliter certaines transformations, cette pollution ajoutée à la charge polluante déversée dans l'écosystème aquatique, s'accompagne d'une altération de la qualité de la vie marine (Hejabi et al., 2011).



Figure 8. Sources et réaction des polluants dans l'environnement (Aarab, 2004 et Alterre., 2011).

### *1.3.2.2. Méthodes d'évaluation des eaux lacustres*

Les milieux d'eau stagnante représentent de précieux réservoirs d'eau disponibles et largement exploités par les hommes pour leurs besoins domestiques, industriels et récréatifs. Pourtant, ces milieux ne cessent de se dégrader sous les pressions anthropiques, ce qui remet en cause l'utilisation même de la ressource eau (ILEC, 1997) mentionne six risques majeurs susceptibles d'affecter les lacs et les réservoirs de la planète : la sédimentation, la diminution des volumes d'eau, la contamination par des substances toxiques (pesticides, substances chimiques d'origine industrielle, métaux lourds, etc.), l'eutrophisation, l'acidification et la destruction des écosystèmes et des espèces endémiques (Lévêque, 1991).

Dans l'optique d'une gestion à long terme de cette ressource, il s'est avéré nécessaire de développer des outils de diagnostic pour caractériser l'état de ces masses d'eau, afin de définir des priorités d'actions (protection, restauration). Pendant longtemps, les objectifs de qualité étaient de réduire le niveau de pollution des écosystèmes en fixant des normes de concentrations admissibles dans les eaux (Lévêque, 1991).

De nombreuses méthodes de biosurveillance de la qualité des eaux ont été validées et dans de nombreux cas elles ont fait l'objet d'une standardisation. Parmi eux l'évaluation de qualité de l'eau est basée sur les paramètres physico-chimiques et chimiques classiques. Sans oublier le programme de surveillance de la qualité des eaux prend en compte des paramètres biologiques, destinés à évaluer la qualité du fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Rodier et al., 2009).

L'étude in situ des communautés biologiques de l'écosystème aquatique conduit à l'établissement d'un « état des lieux » du fonctionnement de cet écosystème à un instant donné. L'assemblage des différentes communautés aquatiques (vertébrés, invertébrés, algues, etc.) est dynamique et susceptible de se modifier plus ou moins rapidement et plus ou moins irréversiblement suivant les variations de la qualité du milieu (Rodier et al., 2009).

Ces indices donnent un aperçu global de l'impact d'une modification du milieu sur les populations d'organismes, même après que le flux polluant est passé. En effet, les organismes aquatiques, à différents degrés, réagissent spécifiquement aux stress auxquels ils sont soumis, soit par une réaction aiguë, soit par une réaction chronique ou à moyen terme suivant leurs caractéristiques biologiques, leur position dans la chaîne alimentaire, ou encore de leur stade de développement (Rodier et al., 2009).

Le suivi de l'ensemble des différentes populations d'organismes dans le temps donnera des indications sur l'évolution de la qualité du milieu (dégradation ou restauration) (Rodier et al., 2009).

Les outils d'évaluation doivent dès lors intégrer le caractère hiérarchique et variable d'un écosystème lacustre en termes d'espace et de temps, et fournir une image globale et représentative de l'état du lac, comparable à celle d'un site considéré comme la référence. Trois grandes catégories de méthodes se sont ainsi succédé parallèlement à l'élargissement du niveau d'intégration considéré (Barbe et al., 1996) :

- Les méthodes d'évaluation de la qualité biologique à travers l'étude d'un peuplement particulier,
- Les méthodes d'évaluation de l'état écologique intégrant plusieurs éléments de l'écosystème (Barbe et al., 1996),
- Les méthodes d'évaluation de l'état trophique.

## **Chapitre 2 : Matériel & méthodes**

### **2.1. Sites d'étude**

#### **2.1.1. Présentation générale**

Les écosystèmes aquatiques représentent un capital nature qui est source de bénéfice pour la société (Décamps, 2006). Parmi ces écosystèmes, le milieu stagnant (Fermon, 2007). Deux grandes origines du lac sont à retenir, le naturel et artificiel ; la première origine est le résultat des processus géologiques et de l'histoire des climats, la deuxième est la résultante de la mise en place d'un barrage sur un cours d'eau (Temporetti et al., 2001 ; Irz et al., 2002), les dimensions du lac ou des réservoirs sont variables (Mwaura et al., 2002).

En Afrique, certains lacs artificiels comme le lac Sélingué créé en 1980, situé dans la région Sikasso (Laë et Weigel, 1995a) ou le lac artificiel de Manantali construit en 1987, situé au Mali, (Laë et Weigel, 1995b) sont bien connus de tous.

Les lacs naturels et artificiels en Algérie sont relativement nombreux, nous citerons que les plus importants : lac Reghaïa, lac Tonga, lac Oubeïra, lac des oiseaux, lac Noir, lac de Béni Bélaid, lac Fetzar, lac Mellah, lac Ain Benkhelil ou Haoudh Edaira (Boumezebeur, 2004). Parmi les lacs artificiels il y a :

- lac artificiel au jardin public d'Oran,
- lac artificiel Bouhamdane à Guelma,
- lac artificiel à Bordj Bou Arreridj,
- lac artificiel de Mezaya
- lac artificiel Boukourdane Sidi Amari à Tipaza,
- lac artificiel à Mostaganem « Mosta Land »,
- lac artificiel à Sétif,
- lac artificiel Lala Setti à Tlemcen,
- lac Sidi M'hamed Benali à Bel Abbès.

Ces deux derniers ont été choisis pour mener la présente étude sur la biodiversité et les liens trophiques, ils constituent de ce fait nos sites d'étude.

##### **2.1.1.1. Présentation du lac Lala Setti**

La cuvette est une zone touristique qui attire les gens par son paysage magnifique et en plus par sa forme spéciale de huit (8), donc il prend le nom du huit, le but de la création est essentiellement touristique. La profondeur du lac est de 8m au maximum et sa superficie d'environ 2ha.

L'aménagement du plateau de Lala Setti a été effectué selon des ordonnances, des décrets, des arrêtés dans un but purement touristique. En 1985 l'APC a proposé l'aménagement totale de plateau Lala Setti, dont il fait l'intervention de 134 entreprise étatique et privée. L'APC du Tlemcen a proposé l'arrangement du plateau de Lala Setti en 1985 (A.P.C, 2016).

L'idée d'initial de faire ce projet vient d'une équipe du DRE de la Wilaya Tlemcen. Elle a été approuvée par délibération de l'APC n° 118 du 3 mai 1988 ; la même année le 3 aout, à débute la réalisation du projet sur terrain, selon le plan fait par la société URBAT. En 1990, ils ont placé la géomembrane pour la première fois, cette dernière est restée longtemps sans être remplie d'eau, ce qui a causé des endommagements et la détérioration de la qualité de celle-ci (D.E.R, et A.P.C, 2016). En 1993, les travaux étaient en arrêt en raison des conditions d'insécurité qui ne permettaient pas de continuer les travaux (période de la décennie noire). En 2000, le relancement du projet, en plus la DRE a raccordé le lac Lala Setti par une conduite qui vient du barrage Maffrouche. En 2005, le lac a connu un sérieux problème d'eutrophisation qui a nécessité une intervention de la part du DRE, qui a procédé à l'installation des canalisations, qui permis d'aérer le lac (brassage) ce qui a permis d'atténuer à ce problème. La baisse rapide du niveau.de l'eau due à une fuite à travers la géomembrane de la mauvaise qualité. Pour cela une construction un forage pour capter le l'eau dispersée et le retourner au lac, maintient le niveau de plan d'eau permanent (D.E.R, 2016). Selon des témoignages verbaux venant des personnes vivantes dans la région et ceux travaillant dans la réalisation du projet, le lac existait déjà à l'état naturel, les deux petites cuvettes l'une à côté de l'autre se collaient et formaient un huit en période de fortes précipitations (A.P.C, 2016)

Le plateau Lala est situé à l'extérieur des limites urbaines à 2.50Km environ au sud de la ville de Tlemcen à partir du CW.55. Le plateau domine l'ensemble de la ville de Tlemcen et sa compagne jusqu'à perte de la vue. Il est situé à 1027m d'altitude. La superficie du plateau en entier est d'environ 160 hectares. Le plateau est délimité par les falaises au Nord et par les terres agricoles à l'Est et l'ouest et au Sud par le foret de Tlemcen. Le site d'étude est situé au sud central de Lala Setti (Fig.8). Elle est délimitée au sud par les terres agricoles au nord par des falaises et du coté Est et Ouest par des voies goudronnées qui pénètrent le cœur du plateau. La superficie de la cuvette est de 2hectars, 21ares et 03centiares Ses coordonnées géographiques sont 34° 51' 46.67 " N de latitude et -1° 19' 02. 93" W de longitude et 1027 mètres d'altitude. L'origine propriétaire de 60h56a90ca du plateau appartient à l'APC, par expropriation dans le cadre de l'utilisation publique (APC, 2016). Après quelques années, l'APC de Tlemcen a loué le centre du plateau, plus exactement la zone de la cuvette à un promoteur privé dans un but de la création des activités touristiques (A.P.C, Tlemcen, 2016 ; Top centre, 2002).

### 2.1.1.2. Présentation du lac Sidi M'hamed Benali

Le lac Sidi M'hamed Benali est un barrage de décantation, construit en 1945 afin d'atténuer la force du courant due à la montée des eaux pendant la saison pluviale, pour éviter les inondations au centre urbain et décanter l'eau des crues pour alimenter à travers un canal souterrain de 2.5Km, le barrage d'Oued Sarno en eau plus au moins limpide, utilisée directement pour l'irrigation et indirectement (après traitement) en eau potable. Le lac est entouré par une très riche végétation et présente une importante richesse en écosystèmes aquatiques (poissons, planctons, canards, etc.). Par ailleurs, il est entouré de champs de céréalicultures présentant une source de contamination par des produits phytosanitaires. Il reçoit aussi divers polluants du bassin versant et particulièrement de l'Oued Mekerra qui est devenu un égout à ciel ouvert (Photo.1) (Boudiffa, 1993 ; Bendjelloul et al., 2005, Kerfouf et al., 2006, Bouzidi et al., 2010 et APC d'Ain Trid, 2012).

Pendant la première année (1945-1946), le sol du fond de la cuvette absorbait toute l'eau des crues. Les particules fines de l'eau de drainage tombent et s'accumulent au fond de la cuvette pour former une couche de vase imperméable. Ce qui permettait au lac de se remplir d'eau. Le niveau de ce dernier augmentait après chaque hiver. Quelque temps plus tard, le lac a pris sa grandeur et portait le nom de « Sidi M'hamed Benali », le marabout qui est situé au milieu du cimetière du côté nord du lac (El Badaoui, 2016). D'autre part toute l'année, et notamment durant la saison estivale, il est un espace de détente (baignade, pêche, camping). Les activités anthropiques sur le lac sont nombreuses et diverses : l'agriculture, le pompage illicite de l'eau du lac à des fins agricoles, la pêche anarchique et abusive et non règlementée (le nombre croissant de pêcheurs), lavage des voitures et le nombre élevé de visiteurs entraînant automatiquement des tas d'immondices et déchets de bivouac. À cet écosystème est soumis à deux influences, l'une urbaine et l'autre rurale (Boudiffa, 1993 ; Bouzidi et al., 2010).

Ce lac de décantation est situé à 4km au nord de la ville de Sidi Bel Abbès. Il appartient administrativement à la daïra de Tessala, commune d'Ain Trid. Il s'étend sur une superficie plate de 40 ha. À une contenance voisine de 3 millions m<sup>3</sup> et une profondeur de 30m. Situé à une altitude minimale de 460m et 34°14' Nord et 0°38' Ouest (Boudiffa et al., 1993, Bendjelloul et al., 2005, Kerfouf et al., 2006, APC d'Ain Trid, 2012).

### 2.1.2. Caractéristiques de lac

#### 2.1.2.1. Caractéristiques morphométriques des deux lacs.

On résume les caractéristiques de deux lacs dans le tableau 5 ce qui permet de maitre en avant facilement les différences entre les deux sites.

Tableau 5. Caractéristiques morphométriques du deux lacs (Senouci, 2024).

Caractéristiques	Lac Lala Setti	Lac Sidi M'hamed Benali
Superficie (Ha)	21ha,21 Are 3centiare	45Ha
Longueur (m)	329.41	748
Largeur (m)	77.8	729
Périmètre (m)	807.07	2399.38
Zone (m <sup>2</sup> )	19945.83	370412.55
Profondeur maximum (m)	10	30
Profondeur minimal (m)	3	15
Volume (m <sup>3</sup> )	1590772,5	3 000 000
Développement de la rive	Rive en peton dernier année repoussement des Roseau d'eau	Rive développer de diffèrent strate herbacée
L'origine de l'eau	Barrage Maffrouche et sondage d'eau	Déviation d'une partie des eaux de crues de l'Oued Mekerra vers le barrage Sarno.



Photos 1. Vue générale des deux sites d'étude (LST à gauche et LSMB à droite).

### 2.1.2.2. Caractéristiques physiographiques

Les caractéristiques physiographiques deux lacs sont fournies comme suit :

#### ✓ Géologie

La formation du territoire du Parc National de Tlemcen est constituée essentiellement d'Age jurassique supérieur au quaternaire, représentant deux grandes séries litho stratigraphiques (Gaouar, 1980 et P.N.T, 2009), Les alluvions anciennes des Vallées et des Cuvettes des Plateaux, ces alluvions de ruissellement des plateaux, varient de 15 à 20m. Ces alluvions affleurent en amont d'Aïn-Fezza, et en amont du plateau de Lalla-Setti sur la partie Sud.

Les Travertins anciens et récents forment de puissants dépôts s'étalant en terrasses, et s'avancant en hautes falaises aux abords des grandes sources existantes ou ayant disparues liées au massif Jurassique. Ces travertins s'étalent sur le plateau de Lalla-Setti, et les falaises d'El-Ourit. L'épaisseur peut dépasser 40m (P.N.T, 2009 et Gaouar, 1980).

Selon Faraoun (2013), le lac Sidi M'hamed Benali est de type quaternaire. La plaine de Sidi Bel Abbas par sa position géographique, donne un aspect d'une dépression remblayée par des formations quaternaires et plio-quaternaires, limitée au Nord et à l'Est par des terrains post-crétacés et au Sud par des terrains jurassiques et crétacés. Le centre de la plaine est une large cuvette à substratums uniformes argilo-marneux, datés du miocène ou du pliocène. Le remplissage argilo-sableux plio-quaternaire contient une nappe exploitable dont le débit des eaux est proportionnel aux pourcentages d'éléments sableux et argileux présents. Les chenaux conglomératiques situés le long des oueds Tissef et Mekerra constituent la zone la plus importante de la nappe aquifère. L'épaisseur des conglomérats peut atteindre 38m dans l'axe des chenaux (Sourisseau, 1973)

### ✓ Pédologie

Situé à différentes altitudes, les deux sites présentent des sols de différents types :

Dans le site où s'insère le lac de Lala Setti, le sol est dit fersiallitique rouge à caractère vertique, il s'agit d'un sol rouge méditerranéen anciennement appelé terra-rosa. Il se caractérise par sa richesse en argile et en fer qui lui confère une couleur rouge à brun. C'est un sol lourd c.-à-d. riche en argile gonflantes qui a une capacité très bonne de retenir l'eau. C'est un sol difficile à mettre en culture. La source des roches mères est calcaire (Karst) dépourvue d'horizon B et très poreux malgré l'absence des structures qui sont généralement très sacrées (Gaouar, 1980).

Selon Faraoun, (2013), la région de Sidi Bel Abbès repose sur des sols d'apport colluvial ce qui signifie des sols peu profonds mais fertiles, dotés d'un important taux de carbone organique. La présence de croûte ou de dalle calcaire, associées parfois à un important taux de pierre peut présenter un inconvénient pouvant limiter le choix des cultures. Le lac occupe une zone dépressionnaire d'apport où le sol est imperméable, formé de roches sédimentaires argileuses et calcaires. Il sert d'exutoire aux eaux déversant de l'oued Mekkara.

### ✓ Géomorphologie

Le profil des monts de Tlemcen présente des lignes de crêtes aiguës, parfois plus atténuées et arrondies, entrecoupées par des vallées et des plateaux (P.N.T, 2009). Ces terrains plats sont très localisés dans le plateau de Lalla-Setti (P.N.T, 2004). Il présente une légère pente de 0,3 %. Les

expositions les plus dominantes sont le nord-ouest et le sud-est ceci s'explique par l'orientation de la majorité des monts de Tlemcen qui s'étendent de l'ouest vers l'est.

La caractérisation du plateau de Lalla Setti est une couverture végétale qui diffère d'une zone à une autre, représentée d'une part par des espèces forestières et ornementales telles que le genévrier oxycèdre, le palmier nain, l'asphodèle, le calycotome épineux, le pin d'Alep, l'érable (planté), le peuplier, le cèdre, et le faux poivrier (planté), et d'autre part par des cultures qui consistent essentiellement à des cultures essentiellement céréalières, d'autre cultures maraichères et arbres fruitiers (des cerisiers) (P.N.T, 2009).

### **2.1.3. Étude climatique**

Dans région méditerranéenne, le climat constitue un facteur déterminant en raison de son importance dans l'établissement, l'organisation et le maintien des communautés animales. Il se définit par l'action combinée de plusieurs facteurs, la température, les précipitations, l'humidité, l'évaporation, le vent, la lumière et la pression atmosphérique. Il varie en fonction du relief (altitude) et l'éloignement par rapport à la mer (Claude et al., 1998 ; Ramade, 2003). La température et la pluviosité sont les deux éléments principaux du climat (Dajoz, 2006).

Le climat de l'Ouest Algérien s'apparente à un climat méditerranéen qui se caractérise par des saisons estivales chaudes et sèches et des saisons hivernales froides et pluvieuses (Emberger, 1955). Le régime hydrique des lacs est influencé par trois facteurs importants qui sont la température, les précipitations et les vents.

#### **2.1.3.1. Analyse des paramètres climatiques**

Les données climatiques des sites étudiés nous sont fournies par station météorologique de ZENATA : 605310 (DAON), pour le lac Lala Setti et pour le lac Sidi M'hamed Benali de la station météorologique de Sidi Bel Abbes Indicatifs : 60520, DAOS. L'examen des données recueillies entre 2013 et 2018 nous permet de retenir les paramètres climatiques suivants : les précipitations, les températures, l'humidité relative et le vent (Annexe 1 et 2).

Selon Ramulifho (2020), le changement climatique, les fluctuations de la température et du régime de précipitations sont considérées parmi les facteurs critiques qui pouvant affecter la condition des écosystèmes d'eau douce et par conséquent la diversité biologique et les effets relatifs variant dans de ces milieux. Par exemple, la température influence fortement la physiologie et la santé physique de poisson dans les régions d'élévation tempérées et hautes (Whitney et al., 2016).

2.1.3.1.1. Les températures

La température est un élément vital (Estienne et Godard, 1970). Elle influe sur la densité de l'eau et joue un rôle primordial dans les phénomènes de stratification, des lacs et des mers (Gaujous, 1995). Selon Daget (1976), un mois est considéré comme chaud quand la température est supérieure à 20°C. Ce facteur climatique a été défini par Peguy (1970) comme une qualité de l'atmosphère et non une grandeur physique mesurable (Fig 9).

Facteur température sont distingués l'épilimnion, le métalimnion, la thermocline, l'hypolimnion, Ces dénominations varient en fonction de la saison, la zone la plus profonde, la plus froide, étant celle qui varie le moins. Dans les petits lacs, l'épaisseur de l'épilimnion est plus grande car la transparence du lac permet de réchauffer la colonne d'eau. En effet, les rayons du soleil peuvent pénétrer plus profondément l'eau (OFEP, 1994).

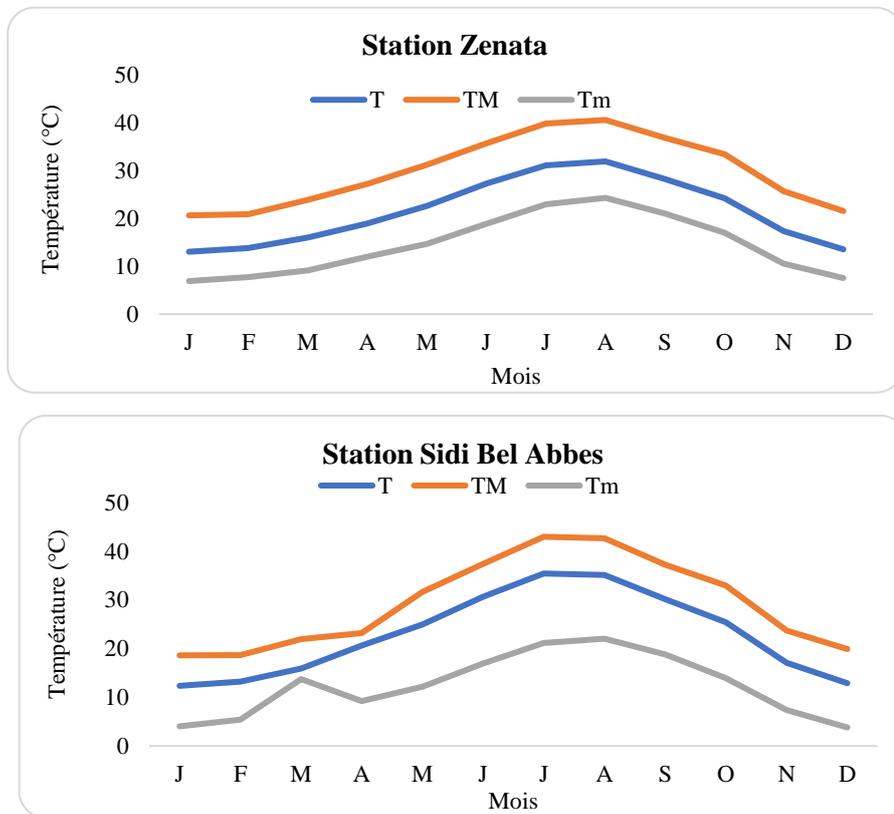


Figure 9. Variation mensuelle des températures (°C) des deux sites.

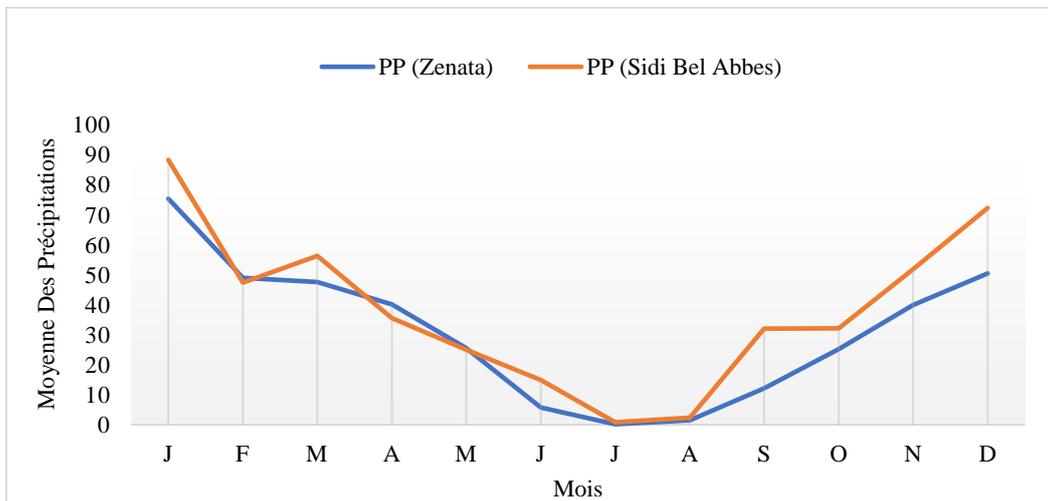
(T : température moyenne, TM : les moyennes des maximums et Tm les moyennes des minimums)

Pour la station de Zenata, la figure 9 montre les oscillations des trois types de température durant la période (2013 - 2008), ils semblent suivre le même tracé avec un maximum au mois d'août avec une valeur de 40.66 °C et un minimum de 6.92 °C au mois de janvier. Tandis que, la température moyenne est de 32 °C. Notant que les variations indiquent que la saison la plus chaude (T dépassant 20 C°) s'étale sur une période de six mois (mai -Octobre).

Pour la station de Sidi Bel Abbès, il ressort que la température atteint son maximum en juillet avec 42.96°C et un minimum de 3.82°C enregistré en décembre. Par ailleurs la saison la plus chaude s'observe à partir du mois d'avril et se poursuit jusqu'à octobre. En suite la température moyenne annuelle à Zenata est de 21.54 °C et à Sidi Bel Abbès est de 24°C. Néanmoins, la période chaude s'étale de juin à octobre la température dépasse 20°C, les mois les plus froids sont décembre, janvier, février, sont entre 4 et 5°C ne sont pas inférieurs au zéro (Fig. 9).

### **2.1.3.1.2. Les précipitations**

La pluviométrie constitue un facteur écologique fondamental, non seulement pour le fonctionnement et la répartition des écosystèmes terrestres mais aussi pour certains écosystèmes aquatiques (Ramade, 2003). Elle est considérée comme un facteur bénéfique pour l'abaissement des niveaux de la pollution (Chovin et Roussel, 1973).



**Figure 10. Variations mensuelles moyennes des précipitations exprimées en (mm) des deux stations.**

À travers la figure 10, il ressort que l'irrégularité pluviométrique est mensuelle dans les deux stations. Les plus fortes précipitations enregistrées en janvier et décembre sont respectivement de 75.284 mm et 50.45 mm dans la station de Zenata. Le même constat a été signalé pour la station de Sidi Bel Abbès avec (88.23mm et 72.23mm). Néanmoins, les mois de juillet et août restent plus secs dans les deux stations (Fig. 10).

### **2.1.3.1.3. L'humidité relative**

L'humidité relative ou déficit de saturation est un des paramètres climatiques qui joue un rôle important dans le processus d'évaporation (Aldomany, 2017).

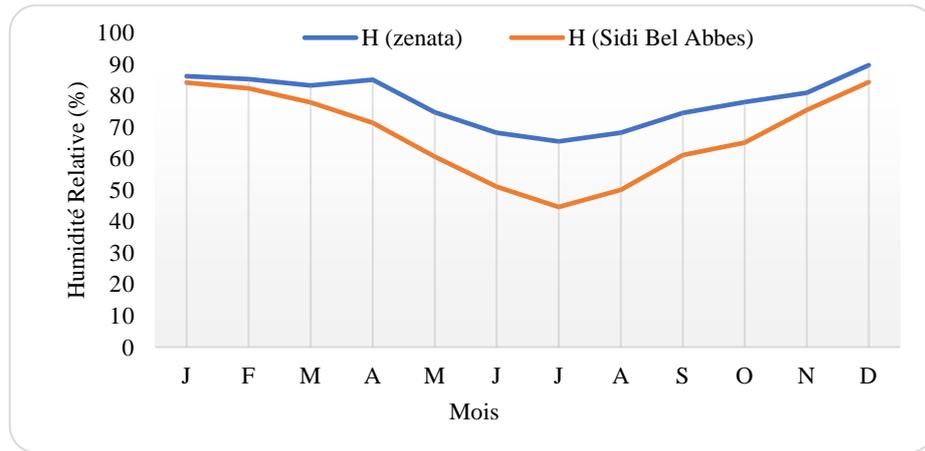


Figure 11. Variations mensuelles de l'humidité relative moyenne des deux stations (Zenata et Sidi Bel Abbès).

L'analyse de la figure 11 montre que les variations mensuelles de l'humidité relative présentent la même allure dans l'ensemble des stations où les valeurs les plus élevées ont été enregistrées entre décembre et avril, puis elles diminuent pour atteindre la plus faible valeur en mois de juillet dans les deux lacs (Fig. 11).

#### 2.1.3.1.4. Les vents

La figure 12 illustre clairement le régime des vents qui est analogue dans les deux stations. On remarque que la plus forte amplitude caractérise le mois de janvier avec presque 30Km/h à Zenata et 18Km/h à Sidi Bel Abbès. Par contre durant le reste de la période, cette amplitude fluctue légèrement d'un mois à l'autre et elle accuse son minimum en mois de décembre avec 7.88Km/h à Zenata et 8.86Km/h à Sidi Bel Abbès.

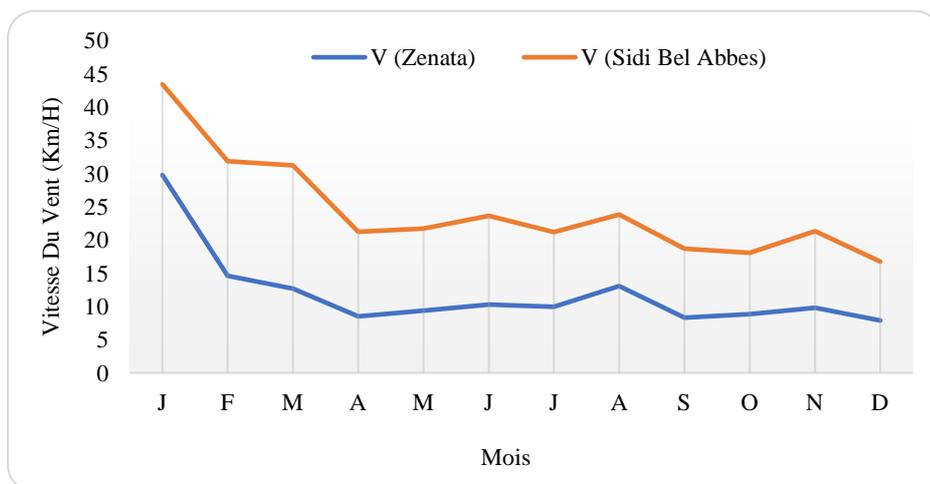


Figure 12. Variations mensuelles de la vitesse du vent exprimée en (Km/h) des deux stations.

2.1.3.2. Synthèse bioclimatique

2.1.3.2.1. Diagramme ombrothermique de Bagnouls & Gaussen

Le diagramme ombrothermique de Bagnouls & Gaussen (1953) est également la combinaison de deux paramètres climatiques principaux : température et précipitations. Pour ces deux auteurs, un mois sec est celui où le total moyen des précipitations exprimé en mm est inférieur ou égal au double de la température moyenne ( $P > 2T$ ). Cette relation permet d'établir un graphique sur lequel les précipitations sont portées à l'échelle double des températures. La durée de la période sèche est en relation directe avec la durée de submersion et la dynamique du plan d'eau (Ramade, 2003).

Les diagrammes ombrothermiques de Bagnouls et Gaussen (1953), établis à partir des données météorologiques représentatives des deux sites (Fig. 13) permet de représenter la durée de la période sèche en s'appuyant sur la comparaison des moyennes mensuelles des températures en ( $^{\circ}\text{C}$ ) avec celles des précipitations en (mm) ; en admettant que le mois est biologiquement sec lorsque  $2T \geq P$  (Dajoz, 1996).

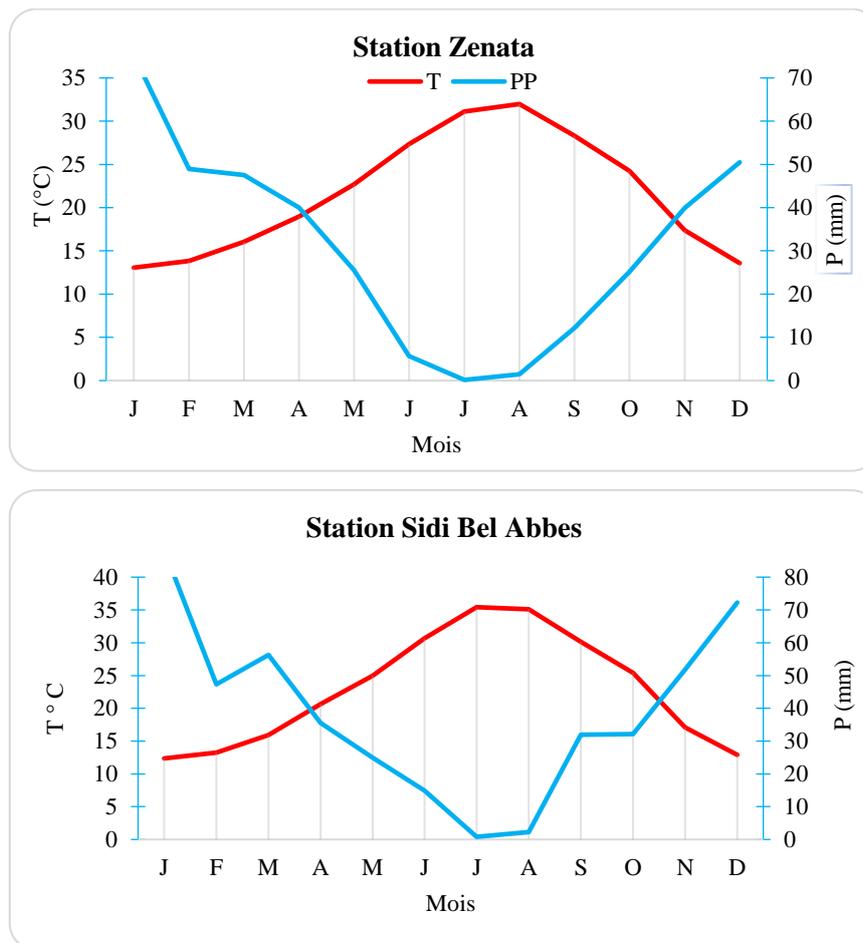


Figure 13. Diagramme ombrothermique de Bagnouls & Gaussen (1953) de deux stations (période 2013-2018).

Quand la courbe des précipitations passe au-dessous de celle des températures, la période qui s'étend entre les points d'intersection des deux courbes correspond à la durée de la saison sèche. Sa durée est traduite par la surface comprise entre les deux courbes pendant cette période.

Ainsi, les deux diagrammes de la figure révèlent la présence d'une période sèche qui s'étend sur sept mois allant du mois d'avril jusqu'au mois d'octobre pour les deux sites. Ceci démontre les conditions d'aridité dans ces régions et par voie de conséquences le manque d'eau.

### 2.1.3.2.2. Étage bioclimatique d'Emberger

La caractérisation des méso-climats méditerranéens passent par le calcul du quotient d'Emberger et la température moyenne minimale du mois le froid ce qui permet de déterminer. Ce quotient prend en compte les précipitations moyennes annuelles, la température moyenne mensuelle et l'écart thermique (M-m). Estimé à partir des données climatiques des deux stations (Tab. 6) pour une période 2013-2018, en utilisant la formule  $Q2 = 3.43P / (M-m)$  (Dajoz, 1985), les stations sont situées en étage bioclimatique semi-aride à hiver tempéré [La valeur 3,43 étant une constante k propre à l'Algérie et au Maroc, attribuée lorsque la moyenne  $(M+m/2)$  est égale ou supérieure 16,1°C. Ceci témoigne de l'aridité qui règne dans la région (Tab.6).

Tableau 6. Considération bioclimatique selon le quotient d'Emberger (1952).

Station	Moyenne des températures minimales du mois le plus froid (m°C)	Moyenne mensuelle des températures maximales (M°C)	Moyenne mensuelle des températures minimales (m°C)	Précipitations moyennes annuelles (P(mm))	Q2	Étage bioclimatique
Zenata	6.92	40.66	372.256	37.84	6.92	Semi-aride inférieur à hiver tempéré
S. Bel Abbès	3.82	42.96	458.316	40.16	3.82	Semi-aride à hiver tempéré

## 2.2. Méthodologie

### 2.2.1. Choix des points de prélèvements

#### ➤ Enquête préliminaire sur terrain

Avant d'entamer notre échantillonnage, nous avons d'abord opté pour une enquête préliminaire sur terrain. Cette approche nous a permis de récolter des données qualitatives sur le site d'étude.

Selon Bessedik (2003), l'enquête se résume en deux phases principales : Observation et entretien. La première phase a pour objet d'identifier les éléments les plus intéressants et les plus significatifs à observer et de bien définir les stations de prélèvement dans les deux lacs. Durant cette

prospection préliminaire, les observations ont été effectuées pendant deux mois de mars et avril 2017. Et ont permis de repérer les points où les prélèvements vont être réalisés.

Deuxième phase consiste à s'adresser directement aux interrogés afin que les réponses soient spontanées, prises sur les vifs, improvisées dans le cadre d'étude, par exemple les pêcheurs sont interrogés sur certains constats sur des êtres vivants présents sur les lieux et les moments d'observations.

### ➤ Choix des points de prélèvements

Les stations ont été choisies en fonction de leur répartition et accessibilité sur l'ensemble du lac, de la variabilité du leur substrat et de l'absence ou la présence de la végétation aquatique.

Nous avons réalisé des prélèvements qualitatifs bimensuels dans les deux lacs, durant une année. Globalement on a pu effectuer 14 prélèvements dans six stations pour le lac LST et huit stations au lac LSMB). Enfin, Une fréquence bimensuelle des relevés (Annexe 3) permet de suivre l'évolution des communautés, et l'état de l'écosystème. Au cours de ce travail, les points de prélèvement ou stations sont identifiés et illustrés par figure 14 et le tableau 7 laisse apparaitre les coordonnées GPS définies par système SIG.

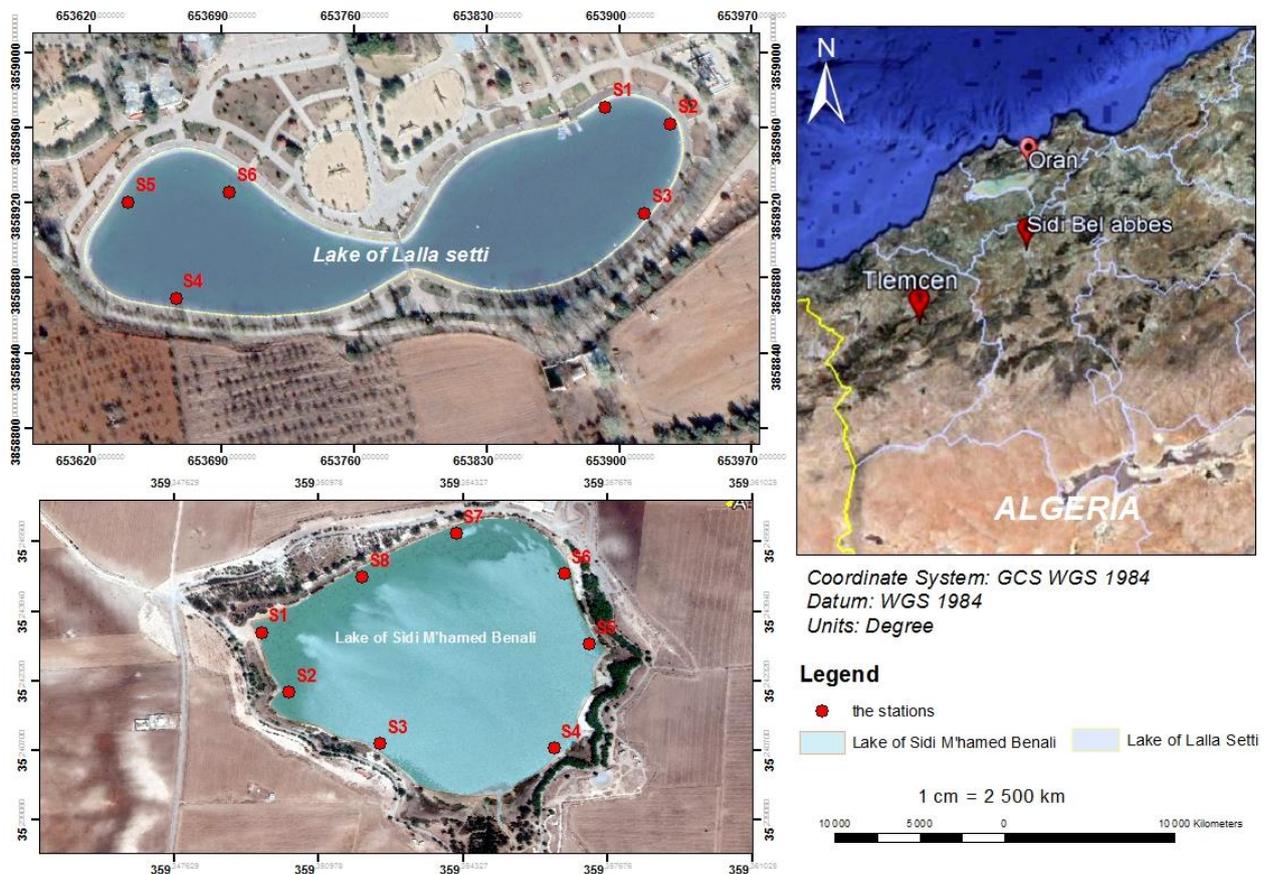


Figure 14. Géopositionnement des points de prélèvement sur les sites d'étude (Senouci, 2024).

Tableau 7. Coordonnées géographiques des points de prélèvements (Senouci, 2024).

		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
<b>LST</b>	Latitude (°)	34,86396	34,86392	34,86341	34,86298	34,86348	34,86359	/	/
	Longitude (°)	-1,31635	-1,31589	-1,31613	-1,31892	-1,31924	-1,31846	/	/
	Altitude (m)	1025	1025	1025	1025	1025	1025	/	/
<b>LSMB</b>	Latitude (°)	35,24363	35,2423	35,24107	35,24042	35,24344	35,24565	35,24591	35,24461
	Longitude (°)	-0,65302	-0,65233	-0,65081	-0,64528	-0,64412	-0,64538	-0,64824	-0,65133
	Altitude (m)	457	457	457	456	457	457	456	456

Les coordonnées internationales B.S.04

### 2.2.2. Échantillonnage

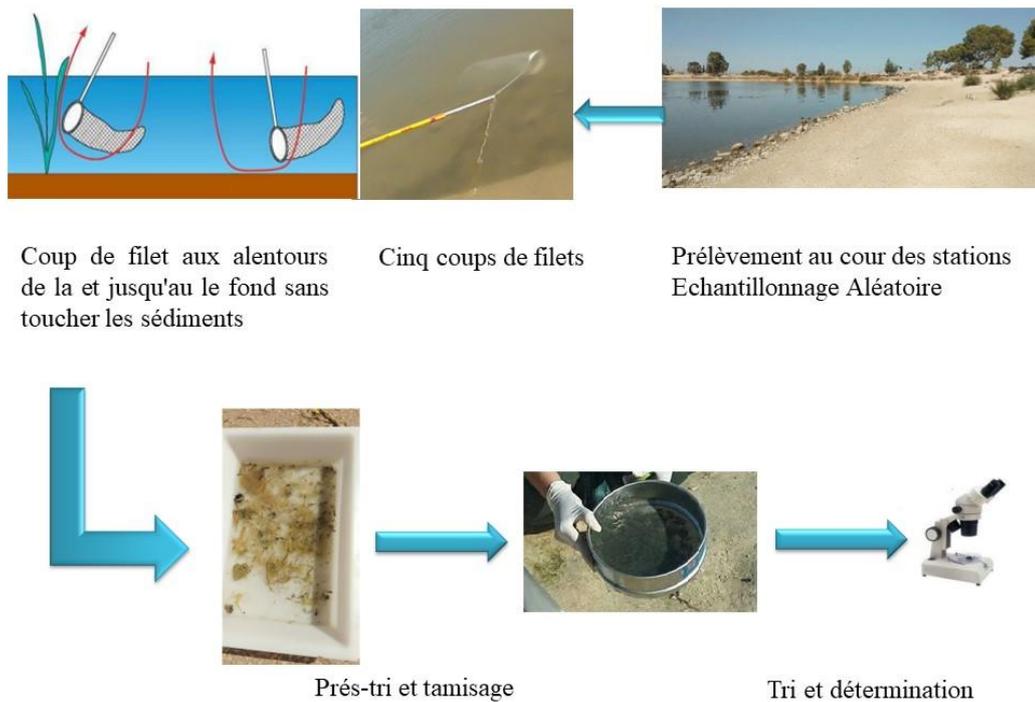
L'acquisition des données sur la faune nécessite une série de procédés qui s'est déroulée selon les étapes suivantes.

#### ➤ Techniques de prélèvements de la faune benthique

Les prélèvements du macro-benthos ont été réalisés à l'aide d'un filet troubleau mais également en utilisant la pince entomologique pour certains spécimens fixés sur substrat ou sur végétation. Ils ont été effectués deux fois par mois durant la période allant de mai 2017 à mai 2018. Dans chaque point de prélèvements prospecté, un échantillon correspondant à cinq coups de filets effectués à plusieurs niveaux du plan d'eau afin de couvrir presque tous les micro-habitats. Chaque coup est équivalent à une colonne d'eau balayée par le filet sur une distance d'environ 50cm et une profondeur ne dépassant pas les 1.50m (Photo. 2), le filet utilisé étant d'un diamètre de 22cm et d'un maillage de 250µm.

#### ➤ Conservation et tri

Les échantillons prélevés transvasés dans une bassine en plastique (bac blanc) ont subi un prés tri pour débarrasser des gros débris de végétaux, cailloux, gravier. Ensuite, ils sont conservés dans l'alcool à 70°, dans le but de fixation des spécimens. Au laboratoire, les contenus des bocaux sont d'abord triés à l'œil nu puis sous loupe binoculaire afin de séparer les spécimens dans des tubes individualisés en fonction de leur ressemblance morphologique avant d'entamer la phase d'identification, chaque tube est étiqueté en précisant le lieu, la date, le point de prélèvement. Les tubes sont maintenus dans des boîtes et placés dans le réfrigérateur pour éviter la dégradation des spécimens.



*Photo 2. Synoptique de collecte des spécimens sur sites d'étude (Senouci, 2024).*

### ➤ Identification

La détermination des spécimens récoltés a été réalisée en faisant appel à des ouvrages spécialisés dans l'identification des macro invertébrés d'eaux douces (Tachet et al, 2000 ; Tachet et al., 2010) et se renseignait sur des sites web [www.INPN.fr](http://www.INPN.fr) et [www.aquaculteurs.com](http://www.aquaculteurs.com) pour avoir plus de certitude. Le groupe des Coléoptère ont été utilisés les clés suivantes : Bedel, 1895 ; Perrier 1927 ; Perrier 1930 ; Guignot, 1947 ; Force, 1971 ; Tachet et al., 1980 ; Duchatenet, 2005 ; Bament et al, 2006 ; Moisan 2006 ; sans oublier l'aide précieuse apportée par les collègues de notre laboratoire (voir remerciements).

### 2.2.3. Techniques d'analyses et de dosages dans l'eau

#### 2.2.3.1. Mesures des paramètres physicochimiques

Vingt paramètres ont été mesurés deux fois par mois pendant une période de 12 mois, de mai 2017 à avril 2018, pour chaque site d'étude, afin de bien déterminer les conditions physicochimiques de l'eau.

Une étude des paramètres physico-chimiques de l'eau a été menée dans chaque lac, dans le but de connaître les modifications de sa qualité en fonction de son origine. Cette étude a été réalisée pour évaluer l'impact de l'activité humaine sur la qualité des eaux des lacs. Les résultats ont montré que la qualité de l'eau est affectée par la pollution, notamment par les métaux lourds.

Pour les analyses physicochimiques et métalliques, un volume total d'eau de 1,8 L a été prélevé à chaque station à une profondeur de 1,0m. Ces échantillons d'eau de surface ont été collectés dans des bouteilles stériles en polyéthylène et conservés dans une glacière, isothermiques pour garder la température constante jusqu'à leur arrivée au laboratoire pour les analysés. Au laboratoire, 1,5 L ont été utilisés pour mesurer les nutriments et les métaux lourds et 300 ml pour les paramètres physiques. La méthode adoptée pour mesurer les différents paramètres physicochimiques et évaluer les teneurs en métaux lourds pour chaque station est celle de l'ISO 14001 suites les normes 5667. Les analyses effectuées au niveau de notre laboratoire sauf les analyses par le SAA effectuées au niveau de laboratoire de catalyse (Uni Tlemcen).

- **Les paramètres physicochimiques**

Les paramètres Température, pH, oxygène dissous (O<sub>2</sub>), conductivité (CDT), salinité (S) et potentiel redox ont été mesurés in situ avec un multiparamétrique WWT P4 et la couleur (Cl) Turbidité (TRBT) par spectroPhotométrie (spectroPhotomètre WTW 340i, Wagtech WTD 7100).

- **Les nutriments**

Les paramètres Calcium (Ca), dureté calcique (CaCO<sub>3</sub>), nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), magnésium (Mg) ont été quantifiés par spectroPhotométrie (spectroPhotomètre WTW 340i, Wagtech WTD 7100), Les mesures des Orthophosphates (PO<sub>4</sub><sup>-</sup>) ont été prises avec un Photomètre (instrument HANNA HI 83214).

- **Les métaux lourds**

Le manganèse (Mn), cuivre total (Cu) et zinc (Zn), et a été quantifié par spectroPhotométrie (spectroPhotomètre WTW 340i, Wagtech WTD 7100). Le fer (Fe), cadmium (Cd) et Plomb (Pb) déterminés par SpectroPhotométrie Absorption Atomique avec Flamme (SAAF Perkin Elmer Analyst Atomic Absorption spectrometer 300. Logiciel AA Win Lab.).

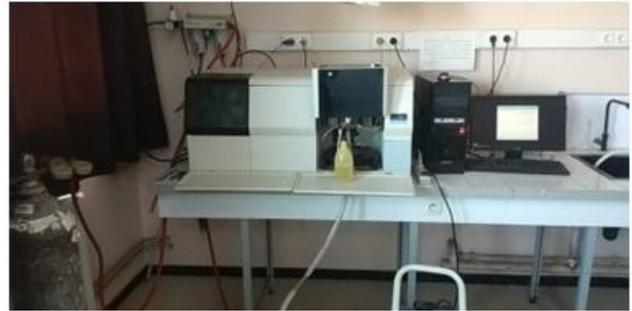
### 2.2.3.2. Dosage des métaux lourds

Globalement, nous avons dosé sept métaux lourds dans l'eau dont quatre ont été évalués par le multi-paramètre WTW 340i et un Photomètre Wagtech WTD 7100,

- Cuivre « méthode Photométrique sélection automatique des longueurs d'ondes 0-5mg/l Cu »,
- Zinc, méthode Photométrique sélection automatique des longueurs d'ondes de 0-4mg/l Zn »,
- Magnésium méthode Photométrique sélection automatique des longueurs d'ondes 0-100mg/l.

- Manganèse Mn méthode Photométrique sélection automatique des longueurs d'ondes de 0-0.030mg/l Mn ».

Les ondes l'appareil SAAF sont à 240nm pour le Fer et 540 nm pour le Cadmium et 283 nm pour le Plomb.



*Photo 3. Spectromètre d'absorption atomique à flamme (SAAF) (Senouci, 2024).*

### 2.3. Traitements des données

#### 2.3.1. Descripteurs de la structure des communautés

Pour d'étudier la structure des peuplements, par l'utilisation des différents indices de diversité. La première étape consiste à évaluer la structure générale des peuplements à partir des deux variables la richesse spécifique et l'abondance. Ils permettent d'avoir rapidement, en un seul chiffre, une évaluation de la biodiversité du peuplement. Toutefois, leur caractère synthétique peut s'avérer être un handicap dans la mesure où il masque une grande partie de l'information (Grall et Hily, 2003).

##### 2.3.1.1. Indices de diversité

Pour la détermination de la diversité des communautés, deux paramètres essentiels sont à prendre en compte : l'abondance des taxons et la richesse taxonomique (Ramade, 2003).

##### ➤ Abondance relative

L'abondance brute est le nombre d'individus collecté dans une station d'échantillonnage. L'abondance relative représente le quotient du nombre d'individus de l'espèce (i) présent par rapport au nombre total d'individus (Ramade, 2003). L'abondance relative traduit l'importance numérique d'une espèce dans une communauté. Elle est aussi bien variable dans l'espace que dans le temps et sa formule est la suivante :

$$P_i = (n_i / N) \times 100$$

$P_i$  = abondance relative de l'espèce i ;  $n_i$  = nombre d'individus de l'espèce i ;  $N$  = nombre total d'individus.

##### ➤ Richesse spécifique

C'est un paramètre fondamental et une caractéristique d'un peuplement (Ramade, 1984). Elle représente le nombre total d'espèces ou de taxons que comporte le peuplement considéré effectivement présentes sur un site d'étude et d'un moment donné (Boulinier et al, 1998). La richesse spécifique est fréquemment utilisée comme une variable reflétant l'état d'un système et intervient souvent dans les efforts de gestion et de conservation de la biodiversité ainsi que dans l'évaluation de l'impact des activités anthropiques sur la biodiversité (Nicholas et al, 1998).

### ➤ **Indice de Simpson**

L'indice de Simpson D mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce :

$$D = \sum Ni (Ni-1) / N (N-1)$$

Ni : nombre d'individus de l'espèce donnée

N : nombre total d'individus.

Cet indice aura une valeur de 0 pour indiquer le maximum de diversité, et une valeur de 1 pour indiquer le minimum de diversité.

Dans le but d'obtenir des valeurs « plus intuitives », on peut préférer l'indice de diversité de Simpson représenté par 1-D, le maximum de diversité étant représenté par la valeur 1, et le minimum de diversité par la valeur 0 (Grall & Hily, 2003), Ou encore 1/D.

Il faut noter que cet indice de diversité donne plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares. Le fait d'ajouter des espèces rares à un échantillon, ne modifie pratiquement pas la valeur de l'indice de diversité (Grall & Hily, 2003).

### ➤ **L'indice de diversité de Shannon-Wiener**

Il permet de quantifier l'hétérogénéité de la biodiversité d'un milieu et d'observer son évolution au cours du temps (Daget, 1976 ; Blondel, 1979 ; Legendre et Legendre, 1979 ; Barbault, 1992). Cet indice a l'avantage de n'être subordonné à aucune hypothèse préalable sur la distribution des espèces et des individus (Chardy & Glemarc, 1977).

L'indice de diversité considéré ici est celui qui est le plus couramment utilisé dans la littérature, il est basé sur la formule :

$$H' = -\sum (Pi \times \log_2 Pi) \text{ où } Pi = ni / N$$

ni : nombre d'individus d'une espèce donnée, i allant de 1 à S (nombre total d'espèces).

N : nombre total d'individus.

H' est minimal (=0) si tous les individus du peuplement appartiennent à une seule et même espèce,

H' est également minimal si, dans un peuplement chaque espèce est représentée par un seul individu, excepté une espèce qui est représentée par tous les autres individus du peuplement. L'indice est maximal quand tous les individus sont répartis d'une façon égale sur toutes les espèces (Frontier, 1983).

### ➤ **Indice de Menhinick**

Il a pour formule :  $Dm = S/\sqrt{N}$  Où :

N = nombre d'individus

S = richesse spécifique.

En travaillant sur des communautés d'insectes, Menhinick (1964) a proposé un nouvel indice pour remplacer ceux de Gleason et de Margalef. Il pensait fournir un indice qui serait indépendant de la taille de l'échantillon mais Whilm (1967) a démontré que cet indice était plus erroné que ceux de Gleason et Margalef. Néanmoins, Karydis et Tsirtsis (1996) ont démontré que cet indice s'avère être efficace pour évaluer l'eutrophisation.

### ➤ **Indice de Margalef**

Il est défini par la formule :  $Mg = (S-1) / \text{Log}N$

Il ajuste le nombre d'espèces au nombre total des individus échantillonnés. Élaboré à partir de l'indice de Gleason (1922) et ne diffère que par la valeur  $-1$ . Cet indice est basé sur l'hypothèse d'une relation linéaire entre le nombre d'espèces S et le logarithme du nombre de personnes N. La base des logarithmes (népérien ou en base 10) est choisie arbitrairement. Cet indice dépend de la taille des échantillons et ne peut donc pas être utilisé pour comparer des échantillons de tailles différentes. En outre, il ne tient pas compte de l'abondance des individus dans chaque espèce. Ainsi, par exemple, pour une communauté de 100 individus répartis dans 10 espèces, d sera égal à 1,95, indépendamment de la répartition des individus entre les 10 espèces. Travers (1971) a montré, à partir de considérations théoriques et expérimentales, que cet indice ne doit pas être utilisé avec  $N < 20$ . Travers (1971) et Whilm (1967) ont montré que cet indice était un bon indicateur de la diversité spécifique de la communauté. Washington (1984) a affirmé que cet indice n'a aucun fondement théorique permettant de le relier au déterminisme biologique. Magurran (1988) a observé que les indices de Margalef (Mg) et de richesse spécifique (S) sont des indices dont la pondération de la richesse spécifique est plus importante et de ce fait sont plus utiles pour déceler les différences entre les sites que les indices accordant davantage d'importance à la dominance ou à la régularité de la diversité. Plus l'indice Mg est élevé, plus la diversité spécifique est grande.

Récemment, des simulations numériques réalisées par Boyle et al., (1990) ont montré que l'indice de Margalef était sensible à la structure de la communauté, en particulier à de faibles variations du nombre d'espèces conduisant à une réponse erratique de cet indice.

➤ **L'indice d'équitabilité J'**

L'indice d'équitabilité J' de Pielou (1966) accompagne souvent l'indice de Shannon-Wiener, appelé également indice d'équi-répartition (Blondel, 1979), qui représente le rapport de H' à l'indice maximal théorique dans le peuplement (Hmax). Cet indice peut varier de 0 à 1, il est maximal quand les espèces ont des abondances identiques dans le peuplement et il est minimal quand une seule espèce domine tout le peuplement. Il est très utilisé pour comparer les dominances potentielles entre stations ou entre dates d'échantillonnage. Il s'écrit :

$$J' = H' / \log_2 S \text{ (Pielou, 1966)} \quad \text{où } \log_2 S = H_{\max}$$

➤ **Paramètre alpha de Fisher**

Le modèle de série logarithmique de Fisher (Fisher et al., 1943) a représenté la première tentative de décrire mathématiquement la relation entre le nombre d'espèces et le nombre d'individus dans ces espèces. Bien qu'utilisé à l'origine comme un ajustement approprié aux données empiriques, sa large application, en particulier dans la recherche entomologique, a conduit à un examen approfondi de ses propriétés (Taylor, 1978). Le petit nombre d'espèces abondantes et la forte proportion d'espèces « rares » (la classe contenant un individu est toujours la plus grande) prédits par le modèle des séries logarithmiques suggèrent que, comme la série géométrique, il sera le plus applicable dans les situations où un ou quelques facteurs dominent l'écologie d'une communauté. La série log prend comme suit :

$$x, x^2/2, x^3/3, \dots, x^n/n$$

x étant le nombre d'espèces prédites pour avoir un individu, x<sup>2</sup>/2 celles avec deux et ainsi de suite (Fisher et al., 1943 ; Poole, 1974).

Le nombre total d'espèces, S, est obtenu en additionnant tous les termes de la série qui se réduit à l'équation suivante

$$S = [-\ln(1-x)]$$

x est estimé à partir de la solution itérative de

$$S/N = (1-x)/x[-\ln(1-x)]$$

où N est le nombre total d'individus.

En pratique,  $x$  est presque toujours  $> 0,9$  et jamais  $> 1,0$ . Si le rapport  $N/S > 20$  alors  $x > 0,99$  (Poole, 1974). Deux paramètres,  $S$ , l'indice de série logarithmique et  $N$ , résument complètement la distribution et sont liés par

$$S = \ln(1 + N/x)$$

cet indice de diversité a été largement utilisé et reste populaire, malgré les légères de la mode index. L'indice peut être obtenu à partir de l'équation  $S = N(1-x)/x$

Résumé des performances et caractéristiques de l'indice de diversité de Fisher

Capacité discriminante = Bonne

Sensibilité à l'échantillon = Faible

Dominance de la richesse ou de l'uniformité = Richesse.

### ➤ **Indice de Berger-Parker Dominance**

L'indice de dominance de Berger- Parker ( $d$ ), est calculé par l'équation :

$$d = N_{\max} / N$$

Où  $N_{\max}$  est le nombre d'individus de l'espèce la plus abondante, et  $N$  est le nombre total d'individus dans l'échantillon. Cet indice étonnamment simple a été considéré par May (1975) pour être l'un des meilleurs. Il est simple et il mesure l'importance numérique des espèces les plus abondantes. Son inverse ( $1/d$ ) désigne l'indice de diversité selon Berger-Parker. Lorsque la valeur de la réciproque  $d$  croît, la diversité aussi croît mais la dominance est réduite.

### ➤ **Indice de Chao 1**

Cet indice est utilisé pour estimer l'exhaustivité de l'échantillonnage. Le nombre d'espèces observées pour un site est en général inférieur au nombre d'espèces attendues (Peterson et al., 1998 ; Longino et al., 2002 ; Walther et Moore 2005). Connaître le nombre d'espèces réellement présentes sur un site particulier n'est pas facile compte tenu du coût, du temps et de la surface nécessaire pour faire un inventaire exhaustif (Gardner et al., 2008).

Les courbes d'accumulation de la richesse spécifique et de la richesse spécifique estimée sont utilisées pour évaluer l'échantillonnage d'une zone géographique et sa diversité (Colwell et Coddington 1994 ; Gotelli et Colwell 2001 ; Sørensen et al., 2002 ; Melo 2004 ; Hortal et al., 2006 ; Kaeser et Katherine 2009 ; Alfonso et El monte 2011). L'observation d'une asymptote après d'intenses activités d'échantillonnage permet d'estimer l'exhaustivité de l'échantillonnage. Elles représentent donc le nombre de nouvelles espèces cumulées au fur et à mesure que le nombre d'unité d'échantillonnage augmente.

Pour cette raison, nos données ont été analysées pour montrer si de nouveaux inventaires étaient nécessaires pour décrire de nouvelles espèces. Parmi les différents estimateurs utilisant les

méthodes non paramétriques, l'estimateur de Chao1 a été choisi bien que le Chao 2 est préféré et est plus performant (Herzog et al., 2002 ; Walther et Moore 2005 ; Soberón et al., 2007 ; Cicuzza et al., 2010 ; Rivadeneira 2010). Le Chao 2 peut être utilisé que si aucune espèce n'est observée deux fois (Chao, 1987).

Le nombre d'espèces estimées est calculé en utilisant la formule décrite dans Colwell et Coddington (1994), Magurran (2004) et Melo (2004). L'estimateur Chao 1 permet de prédire le nombre d'espèces non observées à partir de celles trouvées 1 ou 2 fois dans une unité d'échantillonnage. L'indice de Chao1 est calculé de la manière suivante :

$$\text{Chao 1} = S \text{ obs} + (F1)2/2 F2$$

F1 est le nombre de singletons (F1 nombre d'espèces avec une seule occurrence dans l'échantillon) et F2 est le nombre de doubletons (le nombre d'espèces avec exactement deux occurrences dans l'échantillon).

### **2.3.1.2. Indices Biotiques**

La biosurveillance constitue un outil essentiel dans les programmes de surveillance de la qualité de l'eau. Les indices d'intégrité biotique basés sur les macro-invertébrés benthiques (benthos), servent à évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques. En effet, les organismes vivants reflètent dans le temps et l'espace, l'ensemble des caractéristiques de leur habitat, Au cours de notre étude, six indicateurs d'intégrité biotique sont utilisés afin de démontrer la qualité de l'eau et l'état de santé des deux lacs.

#### **➤ Indice NLBI**

C'est un score de tolérance des taxons, calcul du NLBI et classe de qualité de l'eau du lac (LWQC) détermination.

Un système d'index a été développé sur la base d'une revue de la littérature, d'une analyse des données, observation professionnelle et jugement d'expert. Le score de tolérance des taxons (TTS) était préparé en référence à GRSbios (Nesemann, 2006), qui comprend 169 taxons. Ce TTS est basé sur un système de notation en dix points allant des taxons très sensibles à la pollution (score de tolérance 10) à des taxons très tolérants à la pollution (score de tolérance 1). Dans méthode, le NLBI est calculé comme suit :

$$NLBI = \frac{\sum_{i=1}^n TTS_i}{n}$$

où TTS<sub>i</sub> est le score de tolérance des taxons du taxon i et n est le nombre total de taxons notés.

NLBI en cinq classes de condition écologique (par exemple, haute, bonne, moyenne, mauvaise et très mauvaise) (Tab. 8). Une fois les valeurs NLBI calculées, la qualité de l'eau du lac peut être décrite en se référant aux échelles de transformation (Shah et al., 2011).

**Tableau 8 : L'échelle de transformation du NLBI en LWQC, degré de pollution et code couleur (Shah et al., 2011).**

NLBI	LWQC	Degré de pollution	Code de couleur
6.10-10.00	Fort	Atteindre son minimum	Bleue
4.91-6.09	Bonne	Légère	Vert
4.00-4.90	Équitable	Moyenne	Jaune
2.00-3.99	Pauvre	Fort	Orange
0.00-1.99	Mauvaise	Très fort	Rouge

➤ **L'indice d'Hilsenhoff ou Indice biotique des Familles (FBI)**

L'indice d'Hilsenhoff est largement utilisé pour évaluer l'intégrité biotique des communautés d'invertébrés benthiques (Hilsenhoff, 1982). La variante utilisée se base sur l'identification à la famille (FBI). Chaque famille est associée à un indice de tolérance à la pollution (Annexe 4). Pour chacune des familles, le nombre d'individus échantillonnés est multiplié par son indice de tolérance. Les résultats par famille sont additionnés. Ce nombre est ensuite divisé par le nombre total d'organismes dans l'échantillon. La cote finale de l'indice (une par station) est alors rapportée à l'échelle d'Hilsenhoff (Tab. 9) pour l'associer à une qualité d'eau.

$$FBI = (\sum xi * ti) / n$$

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

ti= tolérance de ce même taxon.

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

**Tableau 9. 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

➤ **L'indice anglais BMWP (Biological Monitoring Working Party)**

Il a été développé en Angleterre dans les années 1970 (Gonçalves, 2011). Il fournit des valeurs uniques, au niveau de la famille, représentatives de la tolérance de l'organisme à la pollution. Plus leur tolérance à la pollution est grande, plus le score BMWP est bas. Mackie en 2001 a modifié cet indice pour refléter les conditions en Amérique du Nord. Le BMWP a été calculé en additionnant les scores individuels de toutes les familles et de l'ordre Oligochète (Friedrich et al., 1996), représentés au sein de la communauté (Annexe 4).

➤ **L'indice multimérique ASPT (Average score per taxon).**

Le score moyen par taxon (ASPT) représente le score de tolérance moyen de tous les taxons de la communauté. Il est calculé en divisant le BMWP par le nombre de familles représentées dans l'échantillon, à partir de cette valeur, la qualité de l'eau de chaque lac a été évaluée (Tab. 10) (Mandaville, 2002).

*Tableau 10. Qualité de l'eau associée à l'indice ASPT.*

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

**2.3.1.3. Indices d'intégrité biotique**

Les indices métriques pris en compte sont l'indice Chironomidae, l'indice Éphéméroptères-Trichoptères (ET), le pourcentage en Éphéméroptères-Trichoptères (ET) et l'indice de tolérance à la pollution (Compin, 2006 ; Nyamsi et al., 2014 ; Mary, 2015 ; Koumba, et al 2017). Ainsi, selon l'espèce ou le groupe d'espèces analysées (Éphéméroptères, Trichoptères et Chironomidae), une forte proportion peut être interprétée positivement ou non. Par exemple, une densité relative élevée d'espèces Éphéméroptères et Trichoptères (ET) est généralement un signe du bon état écologique des milieux humides. Ils montrent une réponse variable face à divers types de dégradations d'origine anthropique ou naturelle. En revanche, une forte proportion des Chironomidae peut indiquer une pollution chimique et organique des milieux aquatiques (Mary, 1999 ; Hesse & Mangot, 2014).

➤ **Indice Chironomidae**

L'indice Chironomidae représente le quotient de l'abondance en Chironomidae sur l'abondance totale des organismes présents dans une station (Cayrou et al., 2000 ; Rosa et al., 2014). Il est déterminé à l'aide de la formule suivante :

$$\text{Indice Chironomidae} = \frac{\text{Abondance en chironomidae}}{\text{Abondance totale}} \times 100$$

Mary (1999), propose la classification suivante en fonction de l'abondance relative en Chironomidae : - % Chironomidae > 75 % : Eau très polluée ;

- 20 % < % Chironomidae ≤ 75 % : Eau moyennement polluée ;

- 5 % < % Chironomidae ≤ 20 % : Eau faiblement polluée ;

- % Chironomidae ≤ 5 % : Eau de très bonne qualité.

### ➤ **Indice ET et pourcentage en ET**

L'indice Éphéméroptères-Trichoptères (ET) est le nombre d'espèces appartenant aux ordres du complexe Éphéméroptères (E) et Trichoptères (T) dans une station. Il est déterminé à l'aide de la formule suivante :

$$\text{Indice ET} = \sum_{i=1}^{i=n} \text{Taxons (E + T)}$$

Quant au pourcentage en Éphéméroptères-Trichoptères (ET), il représente le quotient de l'abondance des espèces du complexe Éphéméroptères et Trichoptères sur l'abondance totale des organismes présents dans un station (Koumba et al., 2017). Il est déterminé à l'aide de la formule suivante :

$$\text{Pourcentage en ET} = \frac{\text{Abondance en ET}}{\text{Abondance totale}} \times 100$$

Une valeur de l'indice ET compris entre 15 et 20 et un pourcentage en Éphéméroptères-Trichoptères (ET) supérieure à 30 % indique une eau de très bonne qualité (Mary, 2015). Cependant, la qualité de l'eau se dégrade progressivement avec la baisse des valeurs de ces deux indices.

### ➤ **Indice de tolérance à la pollution (ET/C)**

L'indice de tolérance à la pollution des eaux est basé sur le rapport entre l'abondance des Éphéméroptères et Trichoptères (ET) sur celle des Chironomidae (C) (Koumba et al., 2017). Lorsque ce rapport est proche de 0, il indique que les eaux sont de mauvaise qualité et lorsqu'il est supérieur à 10, les eaux sont de bonne qualité (Cayrou et al., 2000). Cet indice est déterminé à l'aide de la formule suivante :

$$\text{Indice } \frac{ET}{C} = \frac{\text{Abondance en ET}}{\text{Abondance en Chironomidae}}$$

### 2.3.1.4. Indices de stress écologique

Nous avons également employé les bases de données expérimentales pour étudier l'indice de différence de surface en pourcentage (DAP) et la proportion d'équitabilité de Shannon-Weiner (SEP) pour comparer de façon objective les données sur l'équitabilité de la biomasse et de l'abondance (McManus et Pauly 1990). Ces sont les indices dérivés de l'indice de comparaison d'abondance-biomasse (ABC). L'indice ABC a été initialement utilisé par Warwick (1986), Warwick et al., (1987) puis par Meire et Dereu (1990) au sujet des macro-invertébrés benthiques pour mettre en évidence les caractéristiques de ces assemblages pouvant provenir d'un stress (pollution) subi par l'écosystème. Coeck et al., (1993), tout comme Penczak & Kruk (1999), ont utilisé la même méthode sur des poissons de rivières. Cet indice se calcule comme la moyenne de la différence entre les proportions cumulées en termes de biomasse et d'abondance :

$$\text{Indice d'ABC} = \frac{B_i - A_i}{N}$$

où  $B_i$  est la proportion en biomasse ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) de l'espèce  $i$  (rangée par ordre décroissant de proportion),  $A_i$  est la proportion en abondance (nombre d'individus) de l'espèce  $i$  (rangée par ordre décroissant de proportion) et  $N$  est le nombre total d'espèces observées. L'indice est négatif dans un milieu fortement stressé, proche de zéro si le milieu est en équilibre ou modérément stressé et positif dans un milieu non stressé.

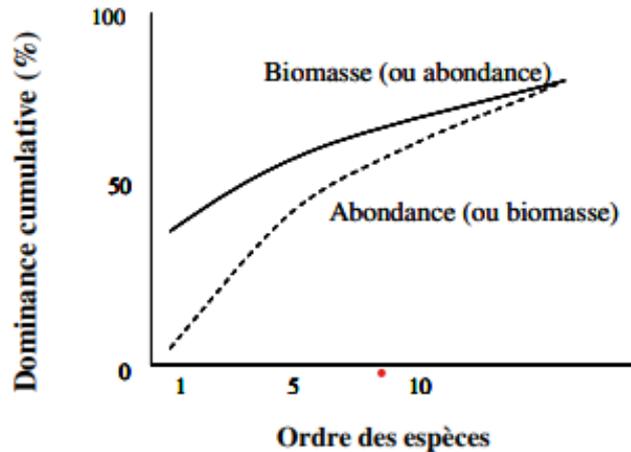


Figure 15. Courbe schématique d'indice ABC (Warwick 1986 ; McManus et Pauly 1990).

McManus et Pauly (1990) ont testé cette méthode et ont élaboré un autre indice appelé dans la suite DAP. Ils ont proposé de caractériser de façon objective, par un nombre, la zone située entre 2 courbes. Il est alors possible de suivre les variations de ce nombre dans le temps et l'espace et donc de diagnostiquer des variations de l'état du milieu : dégradation ou amélioration.

Chaque point d'une courbe est traité comme une variable discrète connectée au point suivant par un segment de droite et l'on obtient de proche en proche une forme d'arc. Il est possible de calculer la différence de surface entre les deux courbes. Cette différence DAP est alors exprimée comme une proportion de la surface totale du graphique lorsqu'on la divise par le log du nombre total d'espèces. Ainsi dans le cas de la figure 15 :

$$\text{Aire biomasse} = \sum_1^{s-1} [C_i + (0,5 \cdot Y_{i+1})] \cdot [\ln(i+1) - \ln i],$$

S est le nombre total d'espèce ;

C<sub>i</sub> est la biomasse cumulée (kg.ha<sup>-1</sup>) jusqu'à l'espèce de range i.

Y<sub>i</sub> est la biomasse de l'espèce i+1.

L'aire d'abondance se calcule de la même façon :

$$\text{DAP} = (\text{Aire Abondance} - \text{Aire Biomasse}) / \ln s$$

L'indice DAP est compris entre -1 et +1. Les valeurs élevées indiquant des conditions de stress.

En considérant les deux courbes de Warwick (1986), McManus et Pauly (1990) ont proposé d'introduire un paramètre que nous appellerons « Shannon equitability parameter » (SEP) pour estimer la proportion des diversités en abondance et biomasse qui s'écrit de 2 façons :

- SEP = E biomasse / E nombres
- SEP = H' biomasse / H' nombres

Le nombre d'espèces dans un échantillon est le même que l'on considère les abondances ou les biomasses. L'influence d'une sous-estimation du nombre d'espèces sur cet indice est moindre que celle encourue avec l'indice de Shannon-Weiner ( $H'$ ) de Pielou (1977).

Pour le calcul de cet indice, les abondances sont traitées comme les biomasses et il est possible de comparer des indices de diversité et d'équitabilité calculés avec des abondances et/ou des biomasses. Il existe une corrélation très étroite, bien montrée par McManus et Pauly (1990) entre DAP et  $\log_e$  SEP.

L'indice le plus utilisé pour calculer la régularité  $E$  (on parle d'équitabilité) de la biodiversité spécifique s'exprime de la manière suivante :  $E = H' / \log s$ ,

$$\text{où } S \qquad H' = - \sum_{i=1}^S P_i \log P_i$$

$$i = 1 \qquad \text{avec } P_i = X_i/N$$

Dans ces équations,  $S$  est le nombre d'espèces de l'assemblage considéré,  $P_i$  est la proportion de l'effectif de l'espèce  $i$  dans l'assemblage.  $H'$  est une quantité positive prenant une valeur nulle lorsqu'une seule espèce est présente et une valeur maximale ( $H'_{\max} = \log S$ ) lorsque toutes les espèces ont la même abondance. L'équitabilité (ou régularité) d'un assemblage multi-spécifique est le rapport entre cette quantité  $H'$  et le logarithme de la richesse spécifique.  $X_i$  est l'abondance de l'espèce  $i$  et  $N$  est le nombre total d'individus présents dans l'échantillon toutes espèces confondues.

### 2.3.1.5. Indices de lien trophique

#### ➤ Structuration trophique des communautés de macro-invertébrés

En identifiant le mode d'alimentation prédominant pour les principaux groupes zoologiques, des renseignements sur les qualités des liens trophiques du milieu sont ainsi obtenus. À cet effet, les liens trophiques au sein des communautés de macro-invertébrés aquatiques récoltées sont établis en considérant les régimes alimentaires prédéfinis et cités dans la littérature (Pointier & McCulloch, 1989 ; Pointier et al., 1989 ; Brown, 2005 ; Tachet et al., 2010).

#### ➤ Rapport production / respiration (P/R)

La caractérisation de l'état ou du fonctionnement des écosystèmes aquatiques est actuellement l'objet de nombreux débats, suscités par la mise en œuvre de la nouvelle Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Sous l'angle de la biogéochimie, le fonctionnement d'un écosystème, et la qualité de l'eau qui en résulte, dépend très largement de l'équilibre entre les deux fonctions essentielles de production de matière organique vivante à partir d'éléments inorganiques

(production primaire nette, autotrophie), et de reminéralisation de cette matière organique en éléments minéraux (respiration, hétérotrophie). Le rapport Production/Respiration (P/R) est ainsi un bon critère, très général, du mode de fonctionnement de tout écosystème (Garnier et al., 1998 ; Garnier et al., 2001).

En milieu fermé, les deux fonctions d'autotrophie et d'hétérotrophie ont tendance à s'équilibrer sur une certaine durée. Le rapport P/R est de 1, tandis que l'intensité de la production caractérise elle-même la dynamique du milieu, sa capacité à faire circuler la matière entre les constituants de l'écosystème (Garnier et al., 1998 ; Garnier et al., 2001).

Un milieu recevant de l'extérieur des apports de matière organique, pourra soutenir une respiration plus intense que la production. Le rapport  $P/R < 1$  traduit alors l'hétérotrophie dominante du système, qui consomme plus de matière organique (et donc plus d'oxygène) qu'il n'en produit. Un tel système est donc en déficit d'oxygène. Il exporte ou accumule des éléments biogènes inorganiques, en fonction des apports extérieurs de matière organique qu'il reçoit (Garnier et al., 1998 ; Garnier et al., 2001).

A l'inverse, un milieu recevant de l'extérieur des éléments biogènes inorganiques, peut développer une production primaire plus intense que celle qui peut être soutenue par la reminéralisation de la matière organique produite. Le rapport  $P/R > 1$  d'un tel milieu traduit son autotrophie dominante. Un tel milieu produit plus de matière organique (et d'oxygène) qu'il n'en consomme par la respiration. Cette matière organique peut être exportée, mais aussi s'accumuler et à terme devenir consommatrice d'oxygène (c'est par exemple le cas de l'eutrophisation), (Garnier et al., 1998 ; Garnier et al., 2001).

### **2.3.2. Analyses statistiques**

Le traitement statistique des données a été réalisé à l'aide du logiciel Minitable (version 2016) et Microsoft Excel (2016) en utilisant les différents tests comme : l'ANOVA à un facteur, le test T, le Test de Student, le test statistique non paramétrique de Kruskal-Wallis et la corrélation de Pearson. Les méthodes statistiques utilisées se sont : l'Analyse en composantes principales (ACP) et la classification ascendante hiérarchique (CAH), Les tests statistiques ont été réalisés au niveau du laboratoire.

## **Chapitre 3 : Résultats et Discussion**

### **3.1. Étude de la biodiversité des deux lacs**

L'étude de la biodiversité d'un écosystème est importante pour connaître son fonctionnement. La composition des communautés macrobenthiques est très variable et dépend de divers environnementaux. Les inventaires restent des outils d'information puissants et couramment utilisés pour la gestion de la ressource faunique mais également pour la conservation de l'espèce et la gestion de son milieu.

Les vertébrés observés au cours de notre étude se répartissent entre le groupe des oiseaux représentés par deux individus seulement à LST et 515 individus à LSMB. Les poissons sont de l'ordre de 2448 individus à LST et 19137 alevins à LSMB. Quant aux amphibiens, 21 individus ont été recensés à LST et un seul individu à LSMB. Les tourtous récoltés sont au nombre de deux individus à LST et 15 individus à LSMB. Le reptile Saurosida est totalement absent à LST contrairement à LSMB où 15 individus ont été observés.

#### **3.1.1. Composition taxonomique des communautés d'invertébrés récoltés**

##### ***3.1.1.1. Analyse en nombre des communautés***

La diversité des communautés aquatiques dans un écosystème donné reflète souvent les conditions environnementales. Les espèces sensibles peuplant ces habitats en raison des conditions environnementales défavorables, sont progressivement éliminées et les espèces tolérantes établissent leurs colonies et se développent en abondance. Partant de ce concept, l'analyse vise à mettre en évidence les taxons remarquables pouvant servir de bioindicateurs de la qualité des eaux.

L'analyse de la composition générale des communautés d'invertébrés dans les deux lacs des résultats obtenus (Tab. 11) permet de faire une description détaillée aussi bien d'un point de vue taxonomique que quantitative. La majorité des spécimens récoltés a été pratiquement déterminée jusqu'au genre à l'exception des ordres des Copepoda, Cladocera et Ostracoda. L'identification s'est limitée au rang de la famille pour certains groupes alors que quelques noms d'espèces sont confirmés grâce à la contribution des spécialistes de notre laboratoire que nous remercions au passage (Tab. 11).

La taille des communautés récoltées, exprimée selon différents groupes zoologiques et par site d'étude, est représentée sous forme de spectres réalisés par rapport aux nombres d'individus récoltés par embranchement, Classe, ordre, famille et genre, dans un but de comparaison entre la composition des communautés des deux sites d'étude (Tab. 11).

Tableau 11. Liste taxonomique globale des peuplements de macro-invertébrés récoltés.

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Genre / espèces	
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	DugesIIDae	<i>Dugesia</i> sp (Girard, 1850)	
Mollusca	Bivalvia	Unionoida	Unionidae	<i>Anodonta</i> sp (Lamarck, 1799)	
		Gasteropoda	Basommatophora	Physidae	<i>Physella</i> sp (Haldeman, 1842)
			Lymnaeidae	<i>Galba</i> sp (Schrank, 1803)	
		Caenogastropoda	Planorbidae		
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Ancylidae	<i>Ancylus fluviatilis</i> (Müller, 1774)	
			Asellidae	<i>Assellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	
	Crustacea	Copepoda			
		Copepoda	Daphniidae	<i>Daphnia</i> sp (Straus, 1820)	
		Cladocera			
		Ostracoda			
	Entognatha	Collembola	Poduridae	<i>Podura aquatica</i> (Linné, 1758)	
	Hexapoda	Ephemeroptera	Caenidia	Caenidae	<i>Caenis</i> sp (Stephens, 1835)
					<i>Caenis luctuosa</i> (Bürmeister, 1839)
				Baetidae	<i>Proclleon</i> sp (Bengtsson, 1915)
					<i>Cloeon</i> sp (Leach, 1815)
					<i>Baetis sinespinosus</i> (Soldán & Thomas, 1983)
Odonata			Coenagrionidae	<i>Coenagrion</i> sp (Kirby, 1890)	
				<i>Smatocholora</i> sp (Selys, 1871)	
				<i>Enallagma</i> sp (Charpentier, 1840)	
				<i>Nehalennia</i> sp (Selys, 1850)	
				<i>Erythromma</i> sp (Charpentier, 1840)	
		<i>Ischnura</i> sp (Charpentier, 1840)			
		Platycnemididae	<i>Platycnemis</i> sp (Burmeister, 1839)		
		Aeshnidae	<i>Aeshna</i> sp (Fabricius, 1775)		
		Libellulidae	<i>Orthetrum</i> sp (Newman, 1833)		
			<i>Sympetrum</i> sp (Newman, 1833)		
			<i>Brachytron</i> sp (Evans, 1845)		
	Heteroptera	Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp (Linné, 1758)		
		Naucoridae			
		Nepidae	<i>Nepa</i> sp (Linnaeus, 1758)		
		Pleidae	<i>Plea</i> sp (Leach, 1817)		
		Corixidae	<i>Paracorixa</i> sp (Fieber, 1848)		
			<i>Corixa</i> sp (Geoffroy, 1762)		
			<i>Cymatia</i> sp (Flor, 1860)		
			<i>Micronecta</i> sp (Kirkaldy, 1897)		
		Mesoveliidae			
		Veliidae			
		Gerridae	<i>Gerris</i> sp (Fabricius, 1794)		
		Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp (Linnaeus, 1758)		
	Megaloptera	Sialidae	<i>Sialis</i> sp (Latreille, 1802)		
	Coleoptera	Noteridae	<i>Noterus laevis</i> (Sturm, 1834)		
		Dytiscidae	<i>Acilius</i> sp (Leach, 1817)		
			<i>Hydrovatus</i> (Motschulsky, 1853)		
			<i>Hygrotus inaequalis</i> (Fabricius, 1777)		
			<i>Laccophilus hyalinus</i> (De Geer, 1774)		
			<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus, 1758)		
			<i>Agabus nebulosus</i> (Forster, 1771)		
			<i>Anacaena</i> sp (Thomson, 1859)		
			<i>Helochaeres</i> sp (Mulsant, 1844)		
			<i>Helochaeres lividus</i> (Forster, 1771)		
		<i>Berosus lineat collus</i> (Leach, 1817)			
		<i>Coelostoma hispanicum</i> (Küster, 1848)			
		Hydraenidae	<i>Ochthebius</i> sp (Leach, 1817)		
			<i>Hydreana</i> sp (Orchimont, 1931)		
		Hydrophilinae	<i>Laccobius</i> (Erichson, 1837)		
		Dryopidae	<i>Dryops algiricus</i> (Lucas, 1846)		
			<i>Dryops gracilis</i> (Karsch, 1881)		
		Trichoptera	Ecnomidae	<i>Ecnomus deceptor</i> (McLachlan, 1884)	
		Diptera	Chironomidae		
Arachnida	Araneae	Araneae	Dictynidae	<i>Argyroneta aquatica</i> (clerk, 1758)	

La liste globale répertoriée au cours de la présente étude (Tab. 11) comprend au total 22013ind., avec 2859ind. à LST et 19154ind. à LSMB, représentée par 64 taxons englobant les 41 présents à LST et 53 à LSMB ; le degré de similarité entre les deux peuplements est de l'ordre de 0.38% seulement. Remarquons que les deux peuplements sont différents aussi bien en nombre d'individus, nombre de taxons ; le lac LSMB apparait nettement plus riche. Ceci peut s'expliquer par le temps de mise en place des peuplements de LSMB nettement plus long que celui de LST construit plus récemment et où les peuplements restent juvéniles.

En comparant ces effectifs avec ceux trouvés dans la littérature, il apparait que nos valeurs sont parfois inférieures cas de la recherche établie par Odountan et Abou, (2016) qui ont inventoriés 3892ind de macro-invertébrés dans la lagune de l'extrême sud du Congo, et d'autres fois nettement supérieurs (Zougaghe, 2020) avec 76344ind. dans le lac de Nokoue, Mbete et al. (2021) signale tout de même des valeurs plutôt similaires avec 2899ind.

Dans les communautés récoltées, les individus appartiennent à trois embranchements : les Plathelminthes, les Mollusques et les Arthropodes ; répartis entre quatre classes à LST et sept classes à LSMB, dont quatre sont en commun « Trepaxonemata, Gasteropoda, Crustacea, Hexapoda » (Tab. 11). Les effectifs sont variables d'un groupe à une autre et d'un site à un autre ; la figure 16 affiche clairement une richesse en nombre d'individus nettement supérieure au niveau du site LSMB que celle de LST. Les Arthropodes sont dominants dans l'ordre des 80% comparés aux Plathelminthes (10 à 11%) et aux mollusques (un peu plus de 3%) où ils restent toujours en minoritaires.

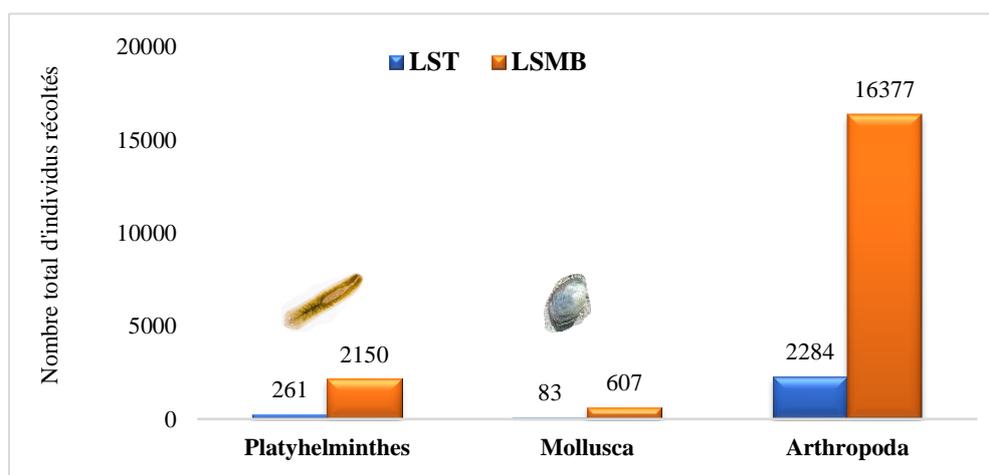


Figure 16. Importance relative en nombre d'individus des embranchements.

Les communautés d'Arthropodes au niveau du site LST sont représentées par quatre classes, 13 ordres, 24 familles et 29 genres. En l'occurrence, celles du site LSMB affichent une richesse taxonomique plus importante, marquée par sept classes, 17 ordres, 29 familles et 40 genres. Les

peuplements des deux lacs laissent apparaître une similarité inférieure à 50%, où 13 ordres, 19 familles et 20 genres en commun ont été recensés (Tab. 11).

Les communautés sont caractérisées par la prédominance classique des Insectes avec un total de 11020ind réparti entre 1452ind à LST et 9568ind à LSMB. Concernent la classe des Hexapodes, Sept ordres, 14 familles et 16 genres sont des taxas en commun. Les communautés du site LST, se caractérisent par une composition de sept ordres, 19 familles et 25 genres alors que celle du site LSMB, toujours plus riche, est composé de huit ordres. 20 familles et 32 genres.

Le groupe des Hexapodes est numériquement supérieur, représentant plus de la moitié soit un pourcentage élevé de 55% à LST et de 52% à LSMB, suivi par la classe des Crustacea avec 32% à LST et 33% à LSMB. Les autres classes sont proportionnellement moindre : les Trepaxonemata avec 10% et 11%, les Gasteropoda dans l'ordre des 3% et en dernier les Bivalvia et les Malacostraca avec moins de 1% (Fig.17).

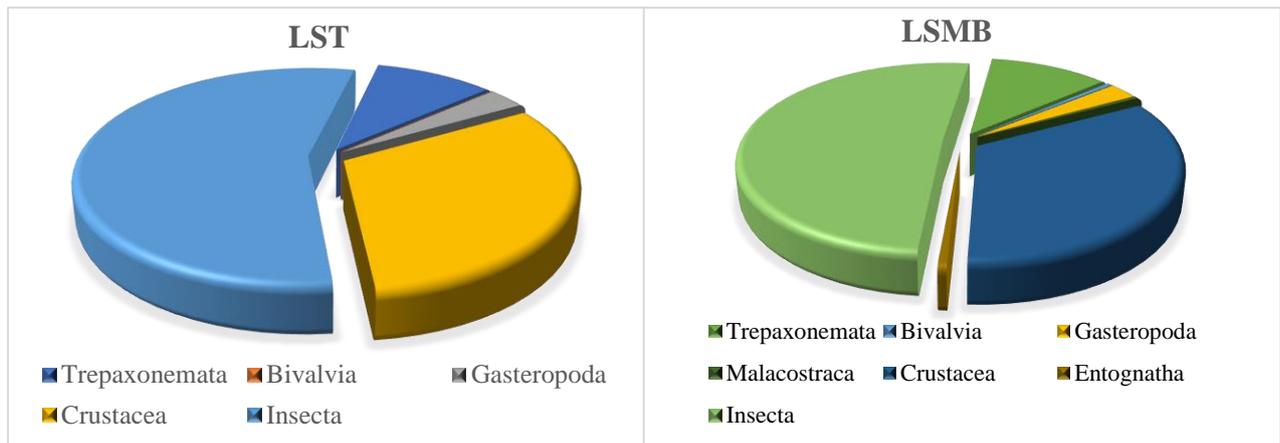


Figure 17. Importance relative en nombre d'individus des Classes.

Au niveau du site LST, la faune récoltée est représentée par treize ordres dont le groupe le plus dominant est celui des Copépodes avec 30%, vient en deuxième position les Diptera avec 22%, suivis par les Heteroptera (18%), Ephemeroptera (12%), les Tricladida (10%), en suite les Basomatophora (3%) et en dernier avec des effectifs faibles, les Ostracoda et les Odonata (2%), les Coleoptra et les Megaloptera (1%). Les Cladocera et les Tricoptera et Caenocastroptoda représentés par moins de sept individus en totalité (Fig. 17). Représenté par dix-sept ordres, la faune du site LSMB est de composition différente. Ainsi, les groupes les plus abondants sont ceux des Ephemeroptera (35%), des Copepoda (32%), suivis par les Tricladida (11%), les Diptera (10%), les Basomatophora (3%), les Coleoptera (2%) et en dernier les Ostracoda, Collembola, Odonata, Heminoptera avec 1%. Les groupes restants Unionoida, Isopoda, Cladocera, Tricoptera, Megaloptera, Trombidiforma (0%) (Fig 17).

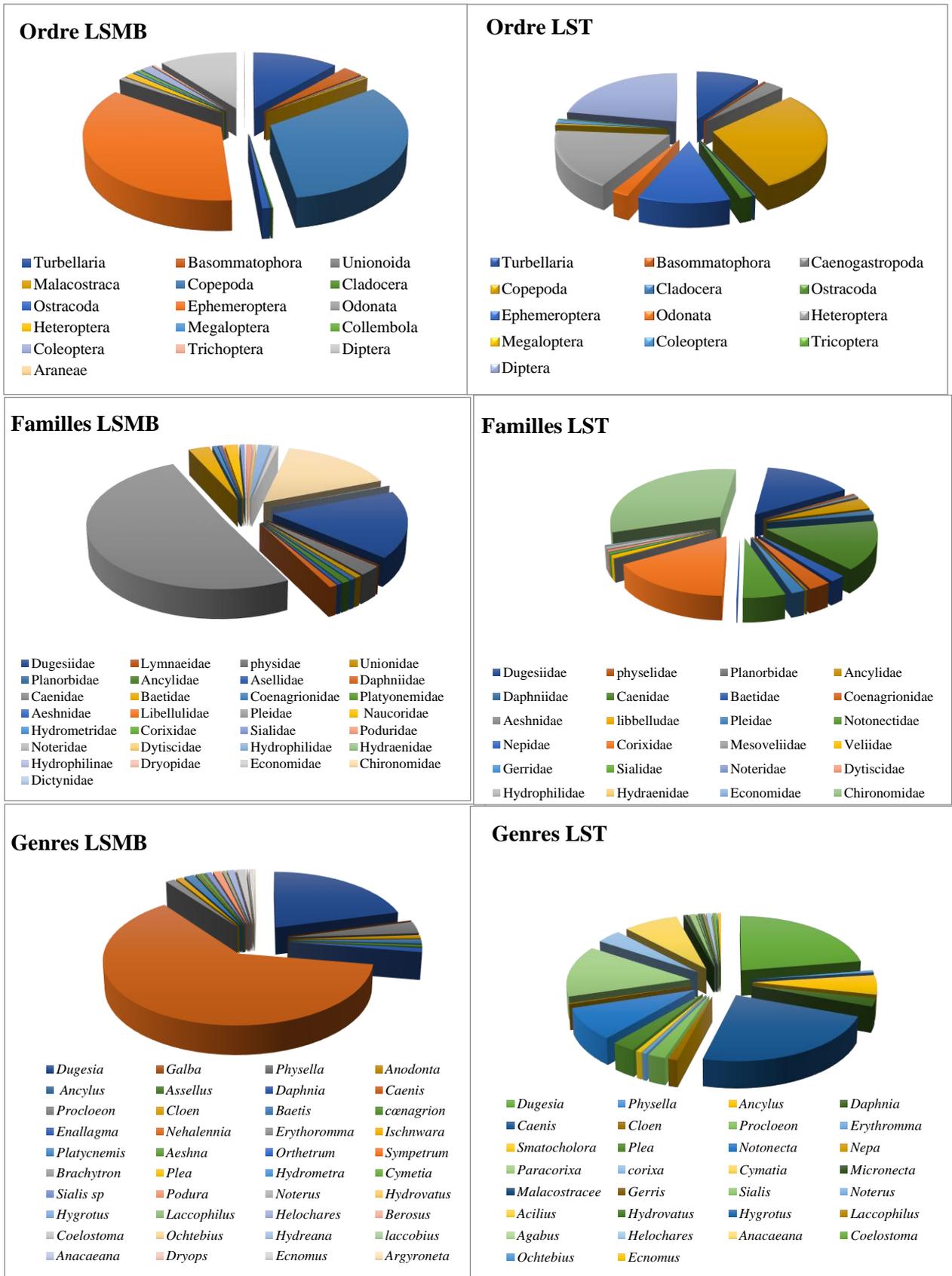


Figure 18. Importance relative en nombre des groupes zoologiques établis pour les communautés macro-benthiques des deux lacs étudiés.

Dans les sites étudiés, les familles dominantes dans les deux lacs sont DugesIIDae et Caenidae et Chironomidae. Le lac LST se caractérise par 32% pour Chironomidae, 16% pour Corixidae ; 15% pour Caenidae et en dernier lieu 14% DugesIIDae (Fig. 18). Pour le lac LSMB, la famille la plus dominante est celle de Caenidae avec 50 % suivie par *Dugesia sp* avec 17 % et enfin par Chironomidae 15% (Fig. 18).

Pour les familles, 15 familles ont été également retrouvées par Sellam et al., (2019), onze familles en commun avec les travaux de Mbete et al. (2021) et douze familles de ceux de Kabagale et al., (2019). Nos résultats restent similaires à ceux de Djitli et al. (2021) qui a aussi montré la présence de 22 familles dans le lac de Reghaia, où l'ordre des Diptères est le plus abondant et cinq familles en commun (Physidae, Baetidae, Coenagrionidae, Dyticidae, Chironomidae).

Les groupes riches en termes d'espèces sont Coleoptera, Odonata, Hemiptera, Ephemeroptera :

- Coleoptera dans les deux lacs avec une richesse de 11 espèces à LST et 15 espèces à LSMB,
- Hemiptera avec richesse taxonomique de 10 espèces à LST et 4 espèces à LSMB,
- Taxa de Odonata est de cinq genres à LST et 12 espèces à LSMB,
- Ephemeroptera avec une richesse de 4 à LST et 5 espèces à LSMB.

Néanmoins, nos résultats restent supérieurs à ceux révélés par Kabagale et al., (2019), a inventorié un effectif de 1635 individus avec 26 genres et 20 familles et 10 ordres plus abondant *Radix* et *Stagnicole* dans le lac Vert. L'abondance de ces derniers sont contraire au nos résultats qui sont rare (*Radix*)

Les quatre familles précédant sont déjà signalées aussi au lac Tonga par Djamaï (2019), avec 19 familles sont collectés, dont 15 familles ont été trouvées dans notre travail (Lymnaeidae, Planoridae, Naucoridae, Pleidae, Notonectidae, Hydrophilidae, Hydraenidae, Aeshnidae, Ceanidae).

Une autre étude sur la contribution à la connaissance des macroinvertébrés de l'écosystème lacustre (Lac Tonga, Algérie), avec 42 familles dont dix familles ont été signalé dans notre travail (Notonectidae « *Notonecta* », Corixidae « *Corixa* », Pleidae « *Plea* », Nepidae « *Nepa* » Valiidae, Hydrophilidae « *Laccophilus minutus*, *Laccobius sp* » Libellulidae, Aeshnidae « *Aeshna* », Ancyliida, Asselidae) ... ect (Khedimallah et Tadjine, 2016). Cela laisse supposer que le lac Tonga a presque la même composition faunistique que nos résultats.

Les résultats obtenus par Sellam et al. (2019) lors d'une étude hydrobiologique portant sur la qualité des eaux de la surface montrent la présence de 37 familles, dont les ordres les plus dominants sont Diptera et Ephemeroptera. La même remarque a été constatée dans ce travail avec la domination de

DugesIIDae. Parmi les 37 familles, on a 10 familles correspondant à nos résultats ; avec 12 genres (*Baetis*, *Caenis*, *Ischnura*, *Platycnemis*, *Hydrometra*, *Dryops*, *Coelostoma*, *Helochares*, *Laccobius*, *Hydrovatus* *Laccophilus*, *Ochthebius*).

Les plus abondant au niveau de lac LST sont *Caenais* (23.55%) ; *Dugesia* (22.44%) ; *Paracorixa* (14%) ; *Notonecta* (9%) ; *Cymatia* (8%) ; *Ancylus* (5%) ; *Plea* (3%) *Daphnia* et *Proclouon* (2%). Les genres les plus rares représentent par un seul individu (0%) sont : *Gerris*, *Noterus*, *Acilius*, *Hygrotus*, *Agabus*, *Anacaeana* et *Ochtebius* (Fig. 18).

Le genre *Caenais* (62%) et *Dugesia* (21%) sont aussi les plus abondant au niveau du lac LSMB, en ajoutant *Physella* (3%), les genres trouvent avec un seul individu (0%) sont : *Galba*, *Platycnemis*, *Brachytron*, *Hydrometra*, *Ochtebius*, *Laccobius* (Fig. 18).

Pour une importance relative du genre, on note qu'il existe une différence entre les deux lacs, avec 29 genres au niveau de lac Lala Setti et 40 genres au niveau de lac Sidi M'hamed Benali.

Dans le lac Benin, il a été signalé aussi l'existence de « *Orthetrum*, *Coenagrion*, *Enallagma*, *Proclouon*, *Cloen*, *Hydraenidae*, *Hydrophilidae* *Micronecta*, ordre *Colombola* » signalé par Odountan et Abou, (2016). Par conséquent, la faune macroinvertébré du lac Büyük Akgöl n'est pas diversifiée, avec 30 espèces (10 espèces de *Gastropoda*, deux espèces de *Bivalvia*, neuf espèces d'Oligochète et neuf espèces de *Chironomidae*) ont été identifiées dans le lac Büyük Akgöl (Arslan et al., 2018). Les résultats du lac Büyük restent presque identiques à nos résultats indiquant la présence de ces familles (*Physidae*, genre *Physella*, ; *Planorbidae* ; *Chironomidae*) avec d'autres ordres celle d'Ephemeroptera ; *Odonata* et *Trichoptera*.

### 3.1.1.2. Principaux groupes d'invertébrés rencontrés

Pour une description détaillée de la composition de la faune macro-benthique récoltée dans les deux sites, les principaux groupes retenus sont les suivants.

#### ➤ Les Plathelminthes

Ce groupe compte 261 individus au niveau de lac LST et 2150 individus dans le lac LSMB, représenté par une seule classe des *Trepaxonemata* et un seul ordre des *Tricladida* et une seule famille les *DugesIIDae* et espèce *Dugesia sp* (Photo. 4). Leur présence est parfaitement compréhensible.

Les Plathelminthes ou vers plats, constituent un phylum composé d'environ 25 000 espèces décrites de « turbellariés » (Nielsen, 2011). Les turbellariés d'eau douce se trouvent dans les écosystèmes aquatiques douces où ils font partie de la surface du fond et du benthos interstitiel (Noreña-Janssen

et Faubel, 1996 ; Noreña et al., 2005). Les Dugesiiidae sont des vers aplatis et allongés qui affichent simultanément des stratégies de prédateurs et de charognards (Reynoldson & Young, 2000). Ils sont très répandus principalement dans les lacs, généralement en eau peu profonde sur rivages pierreux abrités en raison de leur sensibilité Photo-négative (Reynoldson et Young, 2000). Généralement, ces individus se tiennent sous les pierres, dans la végétation, les graviers où la vase. Ce sont des carnivores, consommant des Gammare et larves d'insectes (Ball, 1974). Les espèces de ce groupe sont répandues en Asie et en Afrique ; elles sont caractérisées par l'existence de la reproduction scissipare qui, pour certaines races ou populations, peut constituer le seul mode de multiplication (Ball, 1974).



**Photo 4. Spécimen du genre *Dugesia* (Originale).**

Comparé aux données de la littérature, Les Plathelminthes ont été retrouvés dans le barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah (Rabat, Maroc) représentant 28% de la faune benthique totale récoltée, et appartenant tous au genre *Dugesia* (Dugesiiidae) (Arifi et al., 2019). La présence en grand nombre de ce groupe confirme une perturbation du milieu et signe de pollution car il est considéré comme étant un polluant-résistant (Afnor, 1992).

### ➤ Les Mollusques

Cet Embranchement a un total de 690 individus avec 83 individus récoltés à LST et 607 individus à LSMB. La diversité totale des mollusques semble possible pour près de 200 000 espèces (Strong et al., 2008), est l'une des phyles brillantes des invertébrés aquatiques (Dame, 1996 ; Strayer, 1999), soit environ 4 998 espèces de mollusques vivant dans des écosystèmes d'eau douce (Balian et al., 2008). Dans les eaux douces, deux classes de mollusques (Bivalvia et Gastropodes) ont réussi à coloniser ces écosystèmes continentaux (Balian et al., 2008).

Les Mollusques sont présente dans le barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah (Rabat, Maroc) seulement par 104 individus appartenant à trois familles et trois genres (Arifi et al., 2019), cependant notre étude signale plus de diversité de la malacofaune avec l'ordre des Unionoida et quatre familles.

### ○ Les Unionoides

Les mollusques récoltés appartiennent à la Classe des Bivalvia, l'ordre des Unionoida, la famille Unionidae et le genre *Anodonta sp* avec 88 individus, présents uniquement à LSMB (Photo. 5).

Les Unionoïda (les Unionoïdes), sont un ordre de mollusques bivalves d'eau douce, souvent nommés collectivement « moules d'eau douce » ou « naïades ». Parmi les Unionidae, les anodontes se rencontrent plutôt dans les eaux calmes alors que les unios résistent aux eaux plus vives (Vincent, 2017).



Photo 5. Genre *Anodonta* (Originale).

Les moules d'eau douce appartenant aux Unionidés (Mollusca) sont bien connues pour leur importance écologique et de conservation (Bogan, 2008). Sur le plan écologique, ils sont responsables d'importantes fonctions et services écosystémiques tels que la fourniture de ressources alimentaires aux niveaux trophiques supérieurs, le nettoyage de l'eau, le contrôle de la concentration et de la composition des particules en suspension, le cycle des éléments nutritifs et la fourniture d'un habitat à d'autres organismes (Mcivor, 2004 ; Vaughn, 2010 ; Sousa et al., 2012).

Les Anodontes dont *Anodonta sp* (charnière sans dents), vivent plus souvent dans les fonds vaseux et les eaux calmes (Paquet et al., 2005).

Les Unionoïdes sont des moules d'eau douce communes et répandues qui habitent tous les continents, sauf l'Antarctique (Graf et Cummings, 2006). Ils constituent 90 % de la biomasse des invertébrés benthiques et ils sont utiles, car leur capacité d'alimentation par filtre diminue la biomasse phytoplanctonique (Jerrin et al., 2005 ; Marlene et al., 2005).

Tous les Unioidea servent des filtreurs (Bauer et Wächtler, 2000), la moule d'eau douce est considérée comme une espèce ingénieuse grâce à ses capacités d'enfouissement, provoquant la bioturbation (Boeker et al., 2016). Elle participe au remaniement écologique du substrat et des sédiments avec de nombreux autres organismes aquatiques (Meysman et al., 2006).

Le processus de bioturbation entraîne une augmentation de l'oxygène et de l'eau dans les sédiments et libèrent des nutriments piégés dans le substrat, qui rejoignent alors la colonne d'eau (Vaughn & Hakenkamp, 2001).

Comme de nombreux autres Unionoïdes, la moule d'eau douce joue un rôle dans la purification de l'eau grâce à la biofiltration (Cuttelod et al., 2011 ; Zieritz et al., 2016). Ce phénomène engendre alors un nettoyage et une dépollution de l'eau (Binkowski et al., 2019). Leurs capacités de filtration rendent l'espèce sensible à la pollution des sédiments fins, lui conférant alors un rôle de bioindicateur (Farris & Hassel, 2006 ; Lydeard et al., 2004). Le genre *Anodonta* est signalé dans de multiples lacs des régions tempérées (Bichain et al., 2019 ; Pfarrer et al., 2022).

- **Les Physidae**

Les peuplements récoltés au cours de la présente étude renferment également des Gastéropodes représentés par l'ordre des Basommatophora et la famille des Physidae avec sept individus au niveau du lac LST et 312 individus à LSMB. Les Physidae peuvent vivre dans toutes sortes d'environnements, bien qu'ils préfèrent les zones avec des substrats de graviers. Ils tolèrent des environnements à température et salinité relativement élevées. Leur régime alimentaire comprend à la fois des détritiques et des algues (Larraz et al., 2007). En outre, le genre *Physella sp* a été signalé dans les travaux de Guézo et al. (2019) et Khedimallah et Tadjine, (2016).

- **Les Lymnaeidae**

Cette famille est présente qu'à LSMB avec 12 individus. Le test est mince et translucide, de couleur jaunâtre, orné de fines stries d'accroissement. La spire est courte et le dernier tour très important et ventru (Lévêque, 1967). La famille Lymnaeidae est bien connue dans les milieux lacustres, en général en milieu aquatique de surface mais avec des effectifs limités (Khedimallah et Tadjine, 2016 ; Benzina et Bachir, 2018 ; Guézo et al., 2019 ; Kabagale et al., 2019 et Sellam et al., 2019).

- **Les Planorbidae**

La famille Planorbidae appartient à l'ordre de Caenogastropoda, Cette famille est présente dans les deux lacs, avec 15 individus à LST et 78 individus à LSMB (Photo 6). La coquille de cette famille est senestre, s'élargissant régulièrement et séparées par des sutures profondes. Elle ne présente pas de carène bien que le dernier tour soit légèrement aplati (Lévêque, 1967).

La majorité des pulmonates d'eau douce a montré des tolérances environnementales à l'échelle mondiale (Strong et al., 2008).



**Photo 6. Spécimen de la famille des Planorbidae (Originale).**

- **Les Ancyliidae**

La famille des Ancyliidae est présente avec un seul représentant *Ancylus fluviatilis* retrouvé aussi bien dans le site LST (61ind) que dans le site LSMB (117ind) (Photo 7). Cette espèce correspond à une petite patelle d'eau douce à respiration aérienne, ce qui explique sa forte tolérance à la pollution métallique (Fanton et al., 2023). *Ancylus fluviatilis* a été signalé dans les milieux lacustres par Khedimallah et Tadjine, (2016), Bichain et al., (2019) et Guézo et al., (2019).



**Photo 7. Spécimen de la famille des Ancyliidae Ancylus fluviatilis (Originale).**

➤ **Les Arthropodes**

Il constitue l'embranchement le plus riche avec un total de 18661 individus récoltés dans les deux lacs. Il est représenté par quatre classes les Malacostraca, les Crustacea, les Entognatha et les Insecta. Les Malacostraca et les Entognatha ne sont présentes que dans le lac LSMB. Entognatha est représenté par le seul ordre des Collembola et la seule famille des Poduridae.

○ **Les Isopodes**

Retrouvé uniquement dans le site LSMB, l'isopode correspond à l'espèce *Assellus aquaticus* avec 63 individus (Photo 8).

Les Isopodes parasites se distinguent facilement des autres Crustacés par la segmentation de leur corps. Il existe trois grands groupes (Smit & Davis, 2004). Le genre *Assellus* est largement répandu dans toute l'Europe (Sket, 1994).

Ils sont considérés comme indicateurs de pollution organique (MacNeil et al., 2002). On considère que la large distribution environnementale d'*Assellus aquaticus* découle de sa capacité à faire face à des conditions environnementales stressantes (Aston et Milner, 1980 ; Maltby, 1995). Cette espèce est un composant important des réseaux trophiques aquatiques (Murphy et Learner, 1982 ; Hart et Ison, 1991 ; Graça et al., 1994 ; Persson et Eklöv, 1995) parce qu'il s'agit d'une espèce proie de différents invertébrés (Thompson, 1978 ; Cockrell, 1984 ; Brooks et al., 2009) et vertébrés prédateurs (Rask et Hiisivuori, 1985 ; Hart et Gill, 1992 ; Salvanes et Hart, 1998 ; Harris et al., 2011). Localement, les isopodes peuvent constituer une très grande proportion du régime alimentaire d'un prédateur (jusqu'à 70 %) (Rask et Hiisivuori, 1985) et peuvent donc être un facteur principal dans la détermination de la présence et de l'abondance des espèces de prédateurs (Herrmann, 1984) (Photo 8). En Algérie, cette espèce a été ainsi signalée dans des milieux lacustres par Khedimallah et Tadjine (2016).



*Photo 8. Spécimen du genre Assellus (Originale).*

○ **Les Copépodes**

Les Copepodes ont été retrouvés en grand nombre et dans les deux sites et principalement dans le site LSMB où le nombre total d'individus récoltés excédé les 6025 (Photo. 9). Ce sont de petits Crustacés segmentés présents dans presque tous les habitats d'eau douce. Environ 2 814 espèces de Copépodes vivent en milieu aquatique (Huys et Boxshall, 1991).



*Photo 9. Spécimen de Copépode (Originale).*

Boxshall & Defaye (2008) ont répertorié 1138 espèces de Copépodes cyclopoïdes dans le monde. La région paléarctique est la plus riche avec 1204 espèces (Dussart & Defaye, 2006).

### ➤ Les Cladocères

Cladocera est représenté par sept individus à LST et 37 individus à LSMB (Photo. 10)

Environ 620 espèces de Cladocères (Crustacea : Branchiopoda) ont été signalées par Forró et al. (2008) pour la faune mondiale. Parmi elles, 250 espèces de 60 genres sont présentes dans la région paléarctique (Forró et al., 2008).

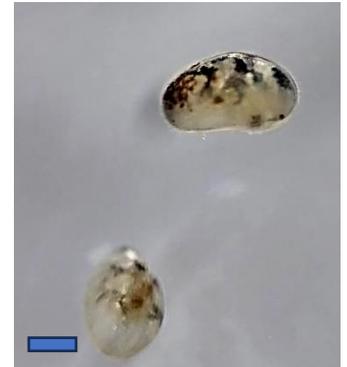


Photo 10. Cladocères (Originale).

### ○ Les Ostracodes

Les prélèvements effectués ont révélé la présence d'Ostracodes en nombre relativement conséquent de 43 individus dans le LST et 159 individus dans le LSMB (Photo. 11).

Les ostracodes actuels vivent en des milieux très divers, ils peuvent être benthoniques ou pélagiques (Grekoff, 1966).

La faune carcinologique en milieu d'eau douce présente un assez grand nombre de formes dont l'inventaire est loin d'être effectué, surtout qu'en Algérie, les informations sur la faune carcinologique sont très peu nombreuses.



Photo 11. Ostracode (Originale).

Les premiers résultats ont été rapportés par Lucas (1849) et l'étude la plus récente réalisée par Ghaouaci (2018) a dénombré 25 nouvelles espèces pour l'Algérie. Il a inventorié dans l'ordre Copepoda une seule famille, avec neuf genres, et onze espèces et l'ordre des Cladocera est connu par famille parmi eux la famille des Daphniidae (*Daphnia sp*) avec 38 espèces, tandis que l'ordre des Ostracoda avec 4 familles et 15 genres et 28 espèces.

### ○ Les Collemboles

Cet ordre est représenté par la seule famille des Poduridae et le seul genre *Podura*. Il s'agit de l'espèce *Podura aquatica*, avec 114 individus récoltés exclusivement dans le site LSMB.

Ce groupe d'Arthropodes aptérygotes, sont les plus anciens Hexapodes connus et ils ont été décrits la première fois par Lubbock en 1862 (Hamra Kroua, 2005). *Podura aquatica* (Linnaeus, 1758) est un collembole holarctique commun qui vit en surface d'eau douce stagnante. Surtout pendant l'été, il peut être vu dans les grandes étendues d'eau, dans les coins abrités des fossés et des étangs. L'habitat de couleur et de taille relativement grande (1,5 mm) en font un animal plutôt remarquable.

Sa vaste distribution peut s'expliquer en partie par sa grande tolérance à l'égard de la température et du pH de l'eau (Von Heyner, 1972). Cette espèce est positivement photo-tactile, elle vit sur les plantes ou à la surface de l'eau (Shaller, 1972). Elle se nourrit de bactéries et d'algues qu'elle broute à la surface de l'eau (Moen & Ellis, 1984).

### ❖ Les insectes (Hexapodes)

Ils constituent aussi par le nombre d'individus et la diversité des taxons la classe la plus importante des Arthropodes et même de l'ensemble du règne animal (Beaumont et Cassier, 1983). Dans notre cas, la classe Hexapoda est la plus riche qui contient la plupart des faunes récoltées dans les stations prospectées avec neuf ordres en total dont les sept ordres suivants : Ephemeroptera, Odonata, Hemiptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera et Diptera.

En revanche, le nombre d'insectes récoltés au cours de cette étude est de 1452ind à LST et 9568ind à LSMB. Ces chiffres sont inférieurs à celui signalé dans le lac Tonga (Djamai, 2020).

#### ○ Les Ephéméroptères

Les Ephemeroptera sont représentés par deux familles celle de Caenidae et celle des Baetidae. Cette étude relève 7085 individus d'éphémères avec 312 ind à LST et 6773 ind à LSMB. Diverses études ont montré que ce groupe est un matériel favorable dans les études écologiques, notamment dans l'estimation de la qualité biologique des eaux (Bebba, 2015). Les Éphéméroptères d'Algérie et d'Afrique du Nord ont déjà fait l'objet d'un nombre assez élevé de travaux. Les données des différents auteurs se sont succédé depuis la fin du 19<sup>ème</sup> siècle. Eaton (1899) est l'auteur de la première liste d'Ephéméroptères d'Afrique du Nord, elle comptait déjà 11 espèces puis furent les travaux de Seurat (1922), Lestage (1925) et Gauthier (1928). Une étude est menée sur les Éphéméroptères à Tlemcen dans 12 sites pour une collection totale de 16605 spécimens par Benhadji (2020), appartenant à trois familles dont une seule famille Baetidae a été signalé dans notre étude.

#### ○ Les Caenidae

Ce taxon est plus abondant à LSMB où il atteint un total d'individus relativement élevé de 6403 individus. En revanche, moins bien représenté dans les communautés récoltées de LST, il laisse apparaître un effectif total de 274 individus (Photo. 12).



Photo 12. Spécimen du genre *Caenis* (Originale).

### ○ Les Baetidae

La famille des Baetidae est bien présente avec 38 individus à LST et 370 individus à LSMB. Cette dernière se caractérise par l'existence de deux genres en commun *Procloeon* 25 individus à LST et 129 individus à LSMB (Photo. 13) et *Cloeon* avec 13 individus à LST et 96 à LSMB. En revanche, le genre *Baetis* avec 145 individus (*Baetis sinespinosus*) n'est présent qu'à LSMB.



Photo 13. Spécimen du genre *Procloeon* (Originale).

Les Ephéméroptères représentaient 8 % de la faune totale récoltée dans le lac Tonga appartenant à trois familles : Baetidae Caenidae et Siphonuridae (Djamai et al., 2019), la famille Siphonuridae est complètement absente dans notre aire d'étude. Les Baetidae et les Caenidae semblent avoir une large valence écologique (Djamai et al., 2019). En effet, Sowa (1975) et Lounaci (2005) ont noté le caractère eurytopye de *Baetis* et de *Caenis*. Verneaux (1973) a souligné leur résistance à la pollution précisant que les dépôts organiques fins à la base des mousses ou des algues favorisent le développement de leurs populations. *Caenis*, *Cloeon* et *Procloeon* sont connus au niveau des lacs artificiels (Vilenica et al., 2019). Les Caenidae sont peu abondants dans le lac Reghaia (Djitli et al., 2021) mais signalés en grand nombre par Benzina et Bachir, (2018) et Sellam et al., (2019) dans les lacs barrages. Les Baetidae sont connus en milieu lacustre avec des proportions importantes (Khedimallah et Tadjine, 2016 et Benzina et Bachir, 2018).

L'espèce *Caenis luctuosa* (Burmeister, 1839) est très fréquente aussi bien en eau courante qu'en eau stagnante (Bouzidi, 1989 ; EL Agbani et al., 1992 ; Berrahou et al., 2001). Le *Procloeon sp* rencontré appartenant au groupe *bifidum* a été signalé la première fois à Constantine par Soldán & Thomas (1983a). *Baetis sinespinosus* (Soldán & Thomas, 1983) est endémique du Nord d'Afrique avec une large distribution en Algérie (El Alami et al., 2000 ; Soldán et al., 2005 ; Zrelli et al., 2011a, 2011b, 2016 Benhadji et al., 2019).

### ○ Les Odonates

Cet ordre est présent par deux familles en commun aux deux sites d'étude : les Coenagrionidae 45 individus au lac LST, et 82 individus à LSMB. Un seul genre en commun *Erythromma* à LST (6 individus) et à LSMB (2 individus), quatre genres uniquement déterminés à LSMB *Cænagrion* (25 ind.) ; *Enallagma* (4 ind.) ; *Nehalennia* (2 ind.) et *Ischnura* (10 ind.). Le dernier genre *Smatocholora* présent seulement à LST. Pour l'Aeshnidae (3 ind.) à LST et (55 ind.) à LSMB ; Libellulidae avec un seul individu à LST et 24 individus à LSMB. La famille des Platycnemididae n'est présente qu'à LSMB, avec une seule espèce *Platycnemis sp*.

Les Odonates communément appelés libellules, renferment des insectes prédateurs qui associent des caractères de structure archaïque à d'autres d'un développement très poussé et très original (Robert, 1958 ; Aguesse, 1968 ; Rietschel, 1975 et Dejoux et al., 1983). Les odonates sont devenus des outils essentiels pour l'évaluation écologique des écosystèmes aquatiques et la biosurveillance des zones humides (Bouchelouche et al., 2015). La pollution et d'autres impacts anthropiques affectent négativement les communautés d'odonates en réduisant la biodiversité des zones humides (Clark et Samways, 1996). Selon Aguesse (1968), les Odonates ne sont pas seulement des indicateurs de la nature d'un milieu aquatique mais aussi un indicateur de sa richesse en faune aquatique. Leur diversité est fonction du régime thermique et de l'ombrage qui joueraient un rôle de facteurs limitants.

Les espèces d'Odonates sont en général très peu abondantes et elles ont été trouvées accidentellement dans le lac Tonga par Djamai et al., 2019 qui signalent trois familles. En revanche Korichi et al., (2021) décèlent la présence de 21 espèces dont 14 Anisoptères et sept Zygoptères. Les 11 genres déterminés appartiennent à trois familles où la famille Libellulidae contenant six genres, Coenagrionidae qui comprend 5 genres dont *Ischnura*, *Enallagma* et *Erythromma*. La famille Aeshnidae est représentée uniquement par le genre *Anax*, et le genre *Orthetrum* et *Sympetrum*. Cependant on a signalé 11 espèces dont quatre Anisoptères et sept Zygoptères.

La famille Libellulidae est connue pour être résiliente aux changements des conditions de l'environnement (Van Huyssteen et Samways, 2009). Aeshnidae et Libellulidae regroupent un grand nombre d'espèces qui sont très répandues et généralistes, ils montrent une colonisation d'un large spectre d'habitats et microhabitats (Haritonov et Popov, 2011 ; May, 2013). La famille plus abondante parmi les Zygoptères et la plus diversifiée dans le monde est celle des Coenagrionidae (Schorr et Paulson, 2019 & Silva-Hurtado et al., 2020).



**Photo 14. Spécimen de la famille des Coenagrionidae (Originale).**

Parmi les 11 familles d'odonate méditerranéennes, 19% des espèces sont menacées, 3% sont en danger critique d'extinction, 8% en danger et 8% vulnérables. Un total de 58% est dit de



Photo 15. Spécimen de la famille des *Platycnemididae* (Originale).

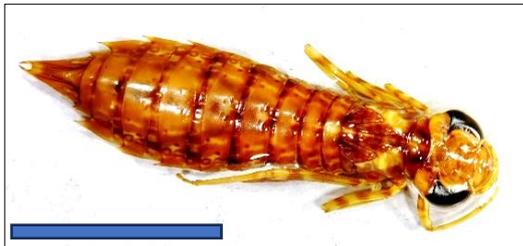


Photo 16. Spécimen de la famille des *Aeshnidae* (Originale).

préoccupation mineure, tandis que 16% sont quasi-menacées (Riservato et al., 2009). En outre, la partie sud du bassin méditerranéen (Afrique du Nord) abrite 83 espèces qui représentent 50,3% de l'odonatofaune méditerranéenne où 14,3% de Zygoptera et 4,2% d'Anisoptera sont endémiques (Samraoui et al., 2010).

Les travaux menés par Senouci et Bounaceur, (2018) ; Sellam et al., (2019) et Mbete et al., (2021) ont mis en évidence la présence de la famille des Coanagrionidae représentée par trois genres dans le lac vert où les *Platycnemididae* sont également retrouvés. La famille est également présente dans le Lac des Bruyères (Iorio, 2019) (Photo. 15).

Des *Aeshnidae* (Photo. 16) et des *Libellulidae* ont été retrouvés dans de nombreux milieux lacustres (Khedimallah & Tadjine, 2016 ; Senouci & Bounaceur, 2018 ; Kabagale et al., 2019 et Mbete et al., 2021). Sept familles d'Odonates ont été révélés à Tiaret dont quatre familles trouvent à notre station qui sont (*Coanagrionidae* ; *Platynimyidae* et *Aeshnidae* *Libellulidae*) (Photos. 14, 15 et 16) (Senouci & Benaceur, 2018).

### o Les Hémiptères

Les résultats obtenus montrent que LST possède une faune d'Hémiptères plus riche comparée à celle de LSMB, elle comprend sept familles dont deux familles communes (les *Pleidae* et les *Corixidae*) (Photos. 17 et 18).

La famille *Pleidae* est présente avec 33 individus à LST et deux individus de *Corixidae* représentant par un seul genre en commun celui de *Cymatia* avec 91 individus à LST et deux individus à LSMB. Les trois genres retrouvés uniquement à LST sont *Paracorixa* avec 161 individus et *Corixa* avec 42 individus et *Micronecta* avec cinq individus.

Les familles retrouvées qu'à LST se sont *Notonectidae* avec 103 individus par un seul genre *Notonecta* et *Nepidae* par le genre *Nepa* avec deux individus et *Mesoveliidae* et *Gerridae* (*Gerris*) avec un seul individu dans les deux familles et *Veliidae* avec 18 individus.

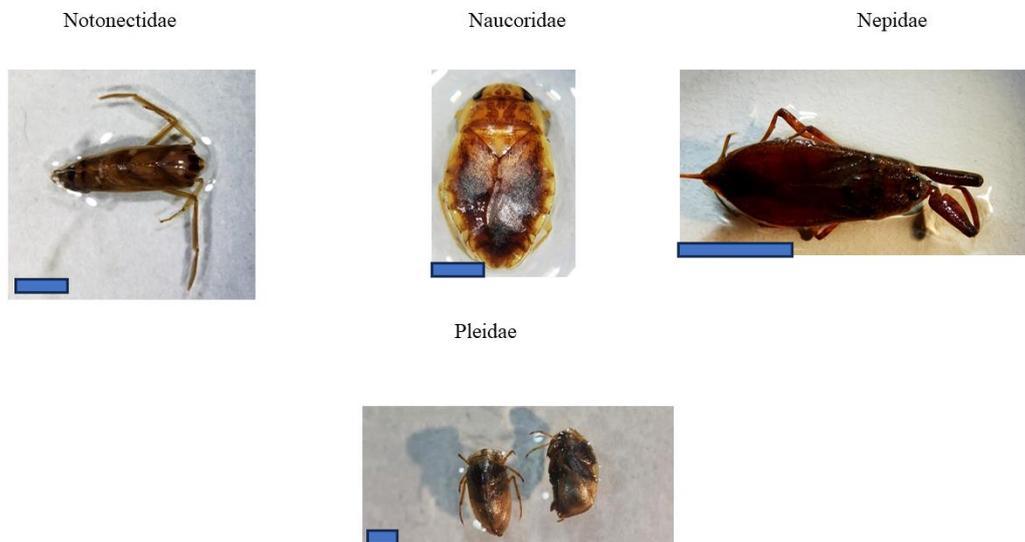
Les familles présentent qu'à LSMB, Hydrometridae avec un seul individu par le genre *Hydrometra* et Naucoridae avec 227 individus. Bien que les formes les plus communes dans l'ordre Hemiptera soient la vie terrestre, plusieurs familles du sous-ordre des Heteroptera sont formellement associées



*Photo 17. Spécimens de la famille des Corixidae (Originale).*

aux habitats d'eau douce ; elles ont probablement évolué d'un mode de vie aquatique à cinq infra-ordres (Carver et al., 1991).

Les Hémiptère représentent un groupe très diversifié, contrairement aux Ephéméroptères et aux Plécoptères. Ils colonisent divers habitats (Tachet et al., 1980).



*Photo 18. Spécimens de l'ordre des Hemiptera (Originale).*

De nombreuses recherches ont été consacrées sur les Hémiptères-Hétéroptères aquatiques de d'Afrique du Nord et plus particulièrement en Algérie, notamment les travaux de Poisson (1926, 1928, 1929a, 1933a, 1938, 1939 et 1940). Dans le nord-est de l'Algérie, 44 espèces d'Hemiptera ont été dénombrées à ce jour (Poisson et Gauthier, 1926 ; Tebibel, 1992 et Annani, 2013). Par

conséquent, sur un nombre total probable de 80 espèces pour l'Algérie (Poisson et Gauthier, 1926 ; Tebibel, 1992), 35 espèces d'Hémiptères aquatiques pour la zone d'intervention du Nord-Est de l'Algérie sont connues. Les Hémiptères comptant parmi les taxons les plus abondants à la fin de l'hydro-période (Florencio et al., 2009 ; Karaouzas et al., 2015 ; Saoudi et al., 2018), sont les moins abondants à LSMB mais significatifs à LST. Selon Duarte et Kalff (1986) et Rasmussen (1988), Elder et al., (2019) recensent 35 espèces d'hétéroptères aquatiques et semi-aquatiques pour la Communauté autonome d'Aragon (Elder et al., 2019) parmi eux celui ceci qui est signalé dans nos résultat *Gerris* ; *Veliidae* ; Genre *Hydrometra* par un seul espèce *Hydrometra stagnorum* ; *Corixa* ; Genre *Paracorixa* par une seul espèce *Paracorixa concinna* ; *Cymatia* ; *Micronecta* ; *Naucoridae* ; *Nepa* ; *Notonecta* ; *Plea* sont recensé aussi en Espagne (Elder et al., 2019). La famille des *Notonectidae* a été retrouvée au Moyen Atlas (Aguesse et al., 1982) comme elle a été signalée aussi au niveau des écosystèmes aquatiques dans le nord-est de l'Algérie (Khedimallah et Tadjine, 2016 ; Sellam et al., 2019 et Mbete et al., 2021). Dans la région paléarctique, le genre *Notonecta* se retrouve de l'Irlande et les Iles Canaris jusqu'au Japon et dans les régions adjacentes d'Afrique du Nord (Hutchinson, 1993).

Les familles des *Naucoridae* et des *Pleidae* sont communes dans les zones méditerranéennes, y compris l'Afrique du Nord (Aukema & Rieger, 1995). Elles ont été remarquées dans les milieux lacustres par Khedimallah et Tadjine, (2016) et une espèce abondante dans les mares temporaire en Maroc (Zoubdai et al., 2021). Les *Nepidae* et les *Corixidae* ont été signalés dans les milieux lacustres (Khedimallah et Tadjine, 2016), en surface aquatique (Sellam et al., 2019) et dans le lac Vert (Kabagale et al., 2019).

La famille des *Veliidae* est un taxa endémique ibéro-maghrébin (Aukema & Rieger, 1995), elle est connue au Maroc, en Algérie et au sud de l'Espagne (Nieser et al., 1994). Cette famille a été signalée dans les écosystèmes lacustres (Khedimallah Et Tadjine, 2016) et dans le lac vert (Kabagale et al., 2019). D'après Gauthier (1928), les *Mesoveliidae* se rencontrent dans les biotopes, rivulaires riches en végétation bordière et le plus souvent sur les feuilles flottantes des plantes aquatiques.

La famille *Gerridae* est présente dans le milieu lagunaire de Loya (Mbete et al., 2021) et dans le lac vert (Kabagale et al., 2019) (Photo. 19). D'après Dethier (1985-1986), les *Gerridae* sont peu exigeants, ils se rencontrent dans divers types d'eaux stagnantes : lacs ; étang mares temporaires, marécages, certains fréquentent les faciès lentiques de toutes les eaux courantes.

Les *Hydrometridae* (Photo. 19) se retrouvent dans les biotopes à courant faible, parfois bordés de végétation au niveau des bords des cours d'eau, sur les rives et parmi la végétation flottante (Moubayed, 1986 ; Tebibel, 1991 et Mebarki, 2001). La famille *Hydrometridae* est observée à la surface de l'eau (Kabagale et al., 2019 et Sellam et al., 2019).



Photo 19. Spécimens de l'Infra-ordre des Gerromorpha (Originale).

➤ **Les Mégaloptères : Sialidae**

L'ordre des Megaloptères est représenté dans les communautés récoltées par la seule famille des Sialidae et le genre *Sialis* avec 10 individus à LST et 81 Individus à LSMB (Photo. 20).

Les Mégaloptères sont des insectes aquatiques à métamorphoses complètes. Dans les mares temporaires de la région d'Oum El-Bouaghi (Nord-est algérien), Lounis (2019) retrouve cette famille avec des effectifs similaires (78 ind). Les larves du genre *Sialis* ont été également signalées dans le lac des Piles (Laurent et al., 2021). La larve aquatique (essentiellement benthique) de cette espèce, là et quand elle est présente en grande quantité peut être bioindicatrice d'une forte pollution organique (Lounis, 2019).



Photo 20. Spécimen de la famille des Sialidae (Originale)

○ **Les Coléoptères**

La faune de Coléoptères récoltée comprend 317 individus au total, représentée par sept familles dont 28 individus à LST et 289 individus à LSMB ; les familles en commun sont celle de Noteridae avec l'espèce *Noterus laevis* avec un seul individu à LST et 21 individus à LSMB ; la famille des Dytiscidae par 6 genres en total, dont 3 genres en commun sont *Hydrovatus* (5 ind. à LST et 14 ind à LSMB). Le genre *Hygrotus* est également commun (un seul ind.) à LST et (2 ind.) à LSMB) ; genre *Laccophilus* par deux espèces *L. hyalinus* (1 ind.) à LST et (7 ind.) à LSMB et *L. minutus* avec deux individus à LST et un seul individu à LSMB. Deux genres rencontrent seulement à LST sont *Acilius* un seul individu et aussi *Agabus nebulosus* (Photo. 21).

*Anacaena sp* est le seul représentant de la famille des Hydrophilidae avec un seul individu retrouvé à LST et 5 individus à LSMB. La famille Hydrophilidae avec 246 individus en total (15 ind) à LST et (231 ind) à LSMB une dominance de *Coelostoma hispanicum* (128 ind.) et après *Helochaeres*

*lividus* (82 ind.), et *Helochaeres sp* (15 ind.) au niveau du LSMB. En revanche *Coelostoma hispanicum* (6 ind.) et *Helochaeres sp* (8 ind.) à LST. *Berosus lineat collus* se trouve uniquement à LSMB (un seul ind). (Photo. 18). La famille Hydraenidae présente par deux genres *Ochthebius* (1 ind.) dans les deux lacs, et *Hydreana* qu'à LSMB (1 ind.). Hydrophilinae avec le genre *Laccobius* (1 ind.). Dryopidae avec deux espèces *Dryops algericus* (2 ind.) et *Dryops gracilis* (2 ind.) se trouve uniquement à LSMB.

Les Coléoptères sont les premiers de l'ordre dominant des insectes, avec une estimation de 40 % du nombre total d'insectes (Nielsen & Mound, 2000). Environ 25106 espèces aquatiques dans le monde (Arnett & Thomas, 2000 ; Arnett et al., 2002).

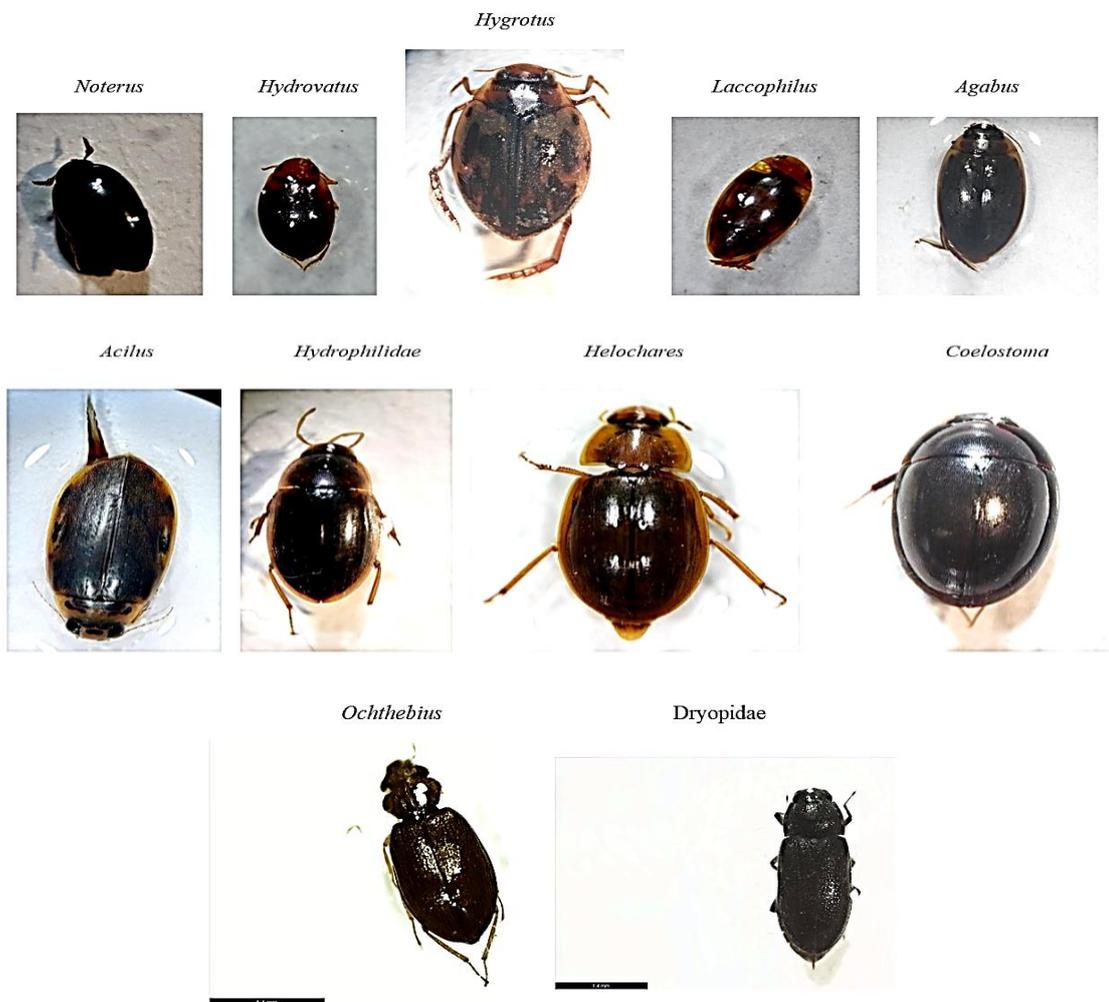


Photo 21. Spécimens de l'ordre des Coléoptères (Originale).

La région méditerranéenne se caractérise par une richesse très importante des Coléoptères, elle est ainsi considérée comme un des hotspot de la biodiversité des Coléoptères aquatiques (Jäch & Balke, 2008). Les Coléoptères sont abondants au niveau des écosystèmes lacustres (Khedimallah et Tadjine, 2016 ; Slimani et al., 2019 et Djitli et al., 2021).

Des études sur les Coléoptères de la région ont été réalisées au cours de cette dernière décennie, celle menée dans le marais salé de l'embouchure de la Tafna (Boukli Hacene, et al., 2011 ; Boukli hacene ; 2012) a permis le recensement de 140 espèces appartenant à 31 familles et 113 genres, en plus de celle de la zone humide de Dayet El Ferd (Tlemcen) avec 221 taxons et 29 familles (Matallah et al., 2016 et Maallah, 2018).

La famille des Hydrophilidae est particulièrement bien connue en raison de ses espèces aquatiques qui habitent un large éventail d'habitats, y compris les bords des lacs, les ruisseaux et les marais ouverts (Fikáček et al., 2014). Les Dytiscidae est la famille des Coléoptères la plus diversifiée dans laquelle les adultes et les larves sont aquatiques avec des extrêmes adaptations morphologiques et écologiques (Ribera et al., 2008), c'est le cas dans notre étude, elle est bien représentée avec six espèces. Selon Lounaci (2005), les espèces du genre *Hydraena* sont eurythermes et à large valence écologique. Tous comme les *Ochthebius*, les *Hydraena* étaient moins fréquents et moins abondants dans le lac Tonga (Djamai, 2020), ce qui est vrai pour les deux lacs étudiés. Les Hydraenidae comptent environ 1420 espèces appartenant à pas moins de 40 genres (Löbl & Smetana, 2004), dont *Hydraena* et *Ochthebius* (Ribera & Volger, 2000), présents dans les deux sites d'étude. Les Dytiscidae et les Hydrophilidae sont généralement inventoriés dans les écosystèmes lacustres (Khedimallah et Tadjine, 2016 et Sellam et al., 2019) mais les Hydrophilidae sont complètement absents dans le lac vert (Mbeté et al., 2021). Les Dryopidae ont été retrouvés dans diverses surfaces aquatiques (Sellam et al., 2019) et *Agabus nebulosus* est signalé dans les marées temporaires (Zouaidia et al., 2021).

### ○ **Ordre : Trichoptera**

Les Trichoptères se représentent par une seule famille Economidae et un seul genre Ecnomus (*Ecnomus deceptor*) avec cinq individus à LST et 73 à LSMB.

Les larves de Trichoptera ont utilisé la surveillance biologique des écosystèmes d'eau douce et de nombreuses espèces ont servi d'indicateurs de la qualité de l'eau (Morse, 2009 ; Morse et al., 2019). De nombreux travaux (Verneaux, 1973 ; Echaubard & Neveu, 1975 ; Giudicelli et al., 1986) ont montré qu'en général, la régression des densités des Trichoptères, à la suite des actions anthropiques, peu apparaître city une assez longue durée pour la plupart des espèces (Photo. 22).



**Photo 22. Spécimen de la famille des Economidae (Originale).**

Lors d'une étude portant sur les Trichoptères les cours d'eau de la région, 32 taxons représentés par 16 espèces et 16 genres, ont été rapportés par Dekkak- Bemoussat et al., 2021 et

Dekkak\_Bemoussat. 2022). En revanche dans notre étude, les Trichoptères sont quasi-absents à l'exception du seul représentant de la famille des Economidae, genre *Ecnomus*.

Les larves d'*Ecnomus* européens sont des prédatrices, comme le sont d'ailleurs celles de la plupart des *Ecnomus* africains (Vaillant, 1953 ; Barnard & Clark, 1986). Elles se rencontrent typiquement dans les milieux stagnants, les canaux et les zones lentes des grands cours d'eau naturels (Edington & Hildrew, 1981). Elle occupe aussi le milieu d'eaux courantes (Mauch, 1963 ; Terra, 1978 ; Moretti & Cianficconi, 1984 ; Ziese, 1985 ; Meurisse-Genin et al., 1987). Le genre *Ecnomus* est signalé en amont de la Tafna (Dekkak- Bemoussat et al, 2021). Absents au niveau de nos deux sites, les Trichoptère sont signalés par la famille des Hydropsychidae par Khedimallah et Tadjine, (2016) et Benzina et Bachir (2018).

La répartition d'*Ecnomus deceptor* est restreinte et semble particulièrement limitée au bassin méditerranéen occidental., En Afrique du Nord, elle a également été signalée dans trois régions du Maroc : les montagnes du Moyen Atlas (Dakki, 1979- 1980, 1982), le Rif (Giudicelli & Dakki, 1984) et le plateau central marocain (EL Acbani, 1984). Cependant, le genre est généralement tolérant à la pollution (Stroot et al., 1988).

### ➤ Les Diptera : Chironomiidae

Quarante-six mille espèces de Diptères, "presque 1/3 du total", ont leur développement attaché au milieu aquatique, considéré comme le groupe le plus dominant des macro-invertébrés en eau douce (Wiegmann & Yeates, 2015). De plus, les Diptères possèdent la diversité et la flexibilité écologiques les plus remarquables de tous les ordres aquatiques, tandis qu'il est le seul insecte qui a colonisé l'eau douce sur tous les continents (Allegrucci et al., 2006).

Les Diptères constituaient l'ordre d'insectes le plus abondant dans les écosystèmes aquatiques (Dilti, 2020) représentés par une seule famille qui est les Chironomidés. Le même résultat est signalé dans milieux humides côtiers (Correia et al., 2012 ; Pérez-Bilbao et al., 2013).

La famille des Chironomidae est présente au sein des peuplements par 582 individus à LST et 1944 individus à LSMB (Photo. 23).



Photo 23. Spécimen de la famille des Chironomiidae (Originale).

La Famille Chironomidae a été considérée dans les écosystèmes aquatiques comme les organismes les plus abondants en nombre et en biomasse ; elle peut être particulièrement importante dans le fonctionnement des écosystèmes (Armitage et al., 2012). Avec 7090 espèces aquatiques (Adler & Courtney., 2019), les Chironomidés ont colonisé tous les types d'écosystèmes d'eau douce, y

compris les marais estuariens et les bassins intertidaux dans l'environnement salin (Courtney et Cranston, 2015) et les zones souterraines (Courtney et al., 2017).

Selon Tourenq (1975), Moubayed (1986) et Ait- Mouloud (1988), les Chironomiidae se caractérisent par leur grande diversité écologique et biogéographique. Ces éléments sont les invertébrés macro-benthiques les plus représentatifs en termes d'espèces et de nombre d'individus. Ils ont la capacité de s'installer dans les environnements les plus divers. Ils peuvent être relativement abondants dans les eaux calmes, atteignant des proportions considérables dans les milieux très riches en matière organique. Cela explique sa présence en grand nombre au niveau de LSMB comparé à LST. Les Chironomiidae sont quasi-présents dans les milieux aquatiques lacustres, signalés par de nombreux auteurs il reste parmi les taxons les plus dominants (Guézo et al., 2019 ; Kabagale et al., 2019 et Mbeté et al., 2021).

### ➤ Les Aranea

Il est présent uniquement à LSMB (14ind.) représentant une seule famille « Dictynidae » et une espèce *Argyroneta aquatica*. Dictynidae constitue une famille d'araignées en particulier, les Dictynidae, compte plusieurs membres associés aux habitats aquatiques. Cette famille est distribuée dans le monde entier, avec 469 espèces dans 52 genres (World Spider Catalog, 2019). Les Dictynides comprennent les araignées entièrement aquatiques mais également les semi-aquatiques, des bords de mer, d'eau douce et des milieux salé (Sarah - Crews et al., 2019).

*Argyroneta aquatica* est la seule espèce d'araignée entièrement aquatique dite l'araignée cloche de plongée, Elle vit entièrement immergée dans l'eau douce. et correspond à est la seule araignée connue à vivre toute sa vie sous l'eau. Souvent écartée de la liste taxonomique, sa présence a été mentionnée dans le lac Shkodra (Pešić et al., 2018).

### 3.1.1.3. Qualité de la composition de la faune de macro-invertébrés

La faune récoltée dans les deux lacs est composée de taxons à tolérance variable à la pollution, elle varie entre tolérant moyen à résistant aux polluants selon les seuils de tolérance indiqués par Mandaville (2002). Partant de la présence ou de l'absence des groupes indicateurs de pollution, il est possible de retenir les caractéristiques des taxons pour dégager l'état de dégradation écologique des deux milieux :

- ✓ L'absence totale de taxa de Plécoptères, d'Ephémères, Trichoptères ou d'Odonates sensibles à la pollution,

- ✓ Les Unionidae sont considérés comme polluo-sensibles car c'est été les premiers mollusques éliminés par la pollution. Les pulmonés, capables de respirer l'air atmosphérique, sont plus tolérants que les prosobranches à respiration branchiale, de ce fait c'est chez les Physidae que l'on trouve les espèces les plus tolérantes (Mouthon, 2001),
- ✓ La reproduction sexuée des Cladocères est associée à la formation d'œufs dormants résistants collés dits ephippia qui permettent aux organismes de résister aux conditions défavorables dont les fortes pollutions (Dumont & Negrea 2002),
- ✓ Certains taxons du genre *Caenis* sont connus pour leur résistance assez prononcée à la pollution de type organique (Chovet, 2007), *Caenis luctuosa* est considéré comme la plus tolérante et la plus robuste de tous les Ephéméroptères (Boumaïza, 1994 ; Benhadji et al., 2019). Il se caractérise par une grande plasticité phénotypique, on lui attribue un caractère euryèce. Les constatations de Korbaa et al. (2009) vont dans le même sens. Ils précisent qu'il s'agit de l'espèce la plus prolifique, la plus abondante et la plus fréquente de tout le peuplement recensé, Il est qualifié d'espèce eurytope et eurytherme. Il est très fréquent aussi bien en eau courante qu'en eau stagnante (Dakki & EL Agbani, 1983),
- ✓ Les trois taxons du genre *Baetis* rencontrés sont souvent les plus tolérantes à la pollution (Brittain & Sartori, 2003, Benhadji et al., 2019),
- ✓ La famille Mesoveliidae occasionnellement trouve abri dans des habitats très pollués (Tebibel, 1992), Certains Hémiptères sont également de bons bioindicateurs, notamment pour les métaux lourds comme le mercure (Elder, 2012).
- ✓ Les Sialidae sont bioindicateurs d'une forte pollution organique (Lounis, 2019),
- ✓ Les araignées sont très sensibles aux petits changements des variables environnementales et la structure de l'habitat. Par conséquent, elles constituent de bons indicateurs écologiques des contaminants, des perturbations, de la complexité de la végétation et de la diversité des autres taxons (Seyyar et al., 2010),

De par leur composition, les deux lacs laissent apparaître un état écologique relativement dégradé.

### 3.1.2. Étude de la structure et l'organisation des communautés d'Invertébrés

L'étude de la structure et l'organisation des communautés de macro-invertébrés récoltées dans les deux sites et dans un but de comparaison, est basée sur l'usage les descripteurs écologiques et les modèles appliqués à l'évaluation de la biodiversité (Magurran, 1984). En plus de la richesse spécifique et l'abondance, multiples indices de diversité et de régularité des peuplements sont utilisés afin de donner un descriptif détaillé des communautés.

### 3.1.2.1. Richesse taxonomique et abondance

#### 3.1.2.1.1. Distribution semi-logarithmique des abondances selon le modèle de Motomura

Classer selon un ordre décroissant d'abondance, le diagramme semi-logarithmique de Motomura fait ressortir les taxa les plus abondants selon une succession de segments indiquant ainsi l'importance relative de chaque taxa. La distance du premier segment renseigne sur la présence d'un seul taxa responsable du déséquilibre de la structure des communautés. Appliqué à l'ensemble des Communautés des macro-invertébrés récoltés durant la période d'échantillonnage, le diagramme (Fig. 19) est établi dans le but de visualiser la structure des peuplements.

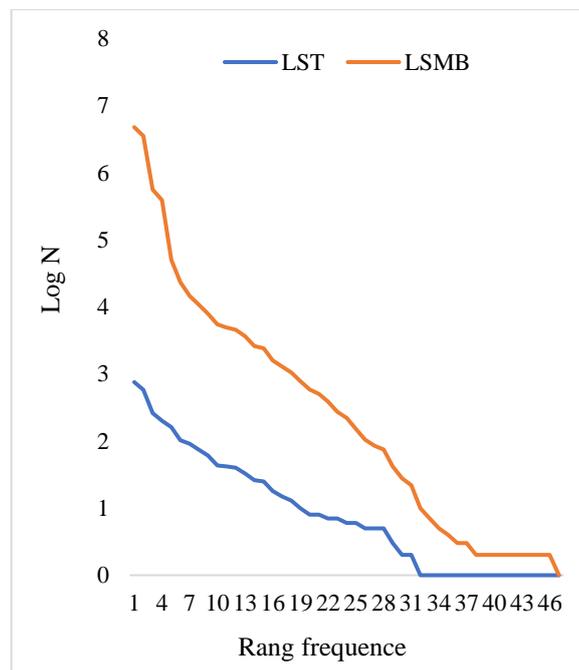


Figure 19. Diagramme semi-logarithmique rang fréquence de Motomura appliqué aux communautés récoltées dans les deux lacs.

Après transformation logarithmique permettant la normalisation des distributions des abondances des différents taxa, les deux courbes obtenues sur le même panel, montre une différence nette dans la structure des deux communautés. Certes, les courbes diminuent progressivement avec un alignement continu formant des lignes convexes et le premier segment reste réduit ce qui témoigne d'une certaine régularité des peuplements globaux des macro-invertébrés récoltés dans les deux sites d'étude, ainsi plusieurs taxons dominant à la fois. Toutefois, en s'éloignant de l'axe des ordonnées, la courbe relative aux communautés retrouvées à LSMB laisse apparaître une richesse taxonomique, une diversité et une structure des communautés plus régulière.

Les communautés récoltées dans LST semblent moins riches, moins diversifiées et moins bien structurées, toutefois d'une régularité globale relativement appréciable en raison de la succession progression des segments traduisant ainsi l'absence de taxa dominant dans l'ensemble.

3.1.2.1.2. *Variation temporelle*

Partant du nombre total d'individus et du nombre de taxons récoltés par mois et par saison, la figure 20 laisse apparaître des fluctuations plutôt irrégulières. Ainsi, la richesse taxonomique et la taille des collections changent d'un mois à un autre et ne laissent pas apparaître une éventuelle corrélation (Fig. 20), une taille de l'échantillon plus grande ne signifie en aucun cas un plus grand nombre de taxa. Les communautés récoltées durant les mois d'hiver au niveau du site LST, sont plus riches en nombre d'individus et en taxa à l'exception du mois de décembre. Le maximum de taxons récoltés est noté au cours du mois de mai ce qui fait que la saison printanière apparaît comme la plus riche en nombre d'individus et nombre de taxa.

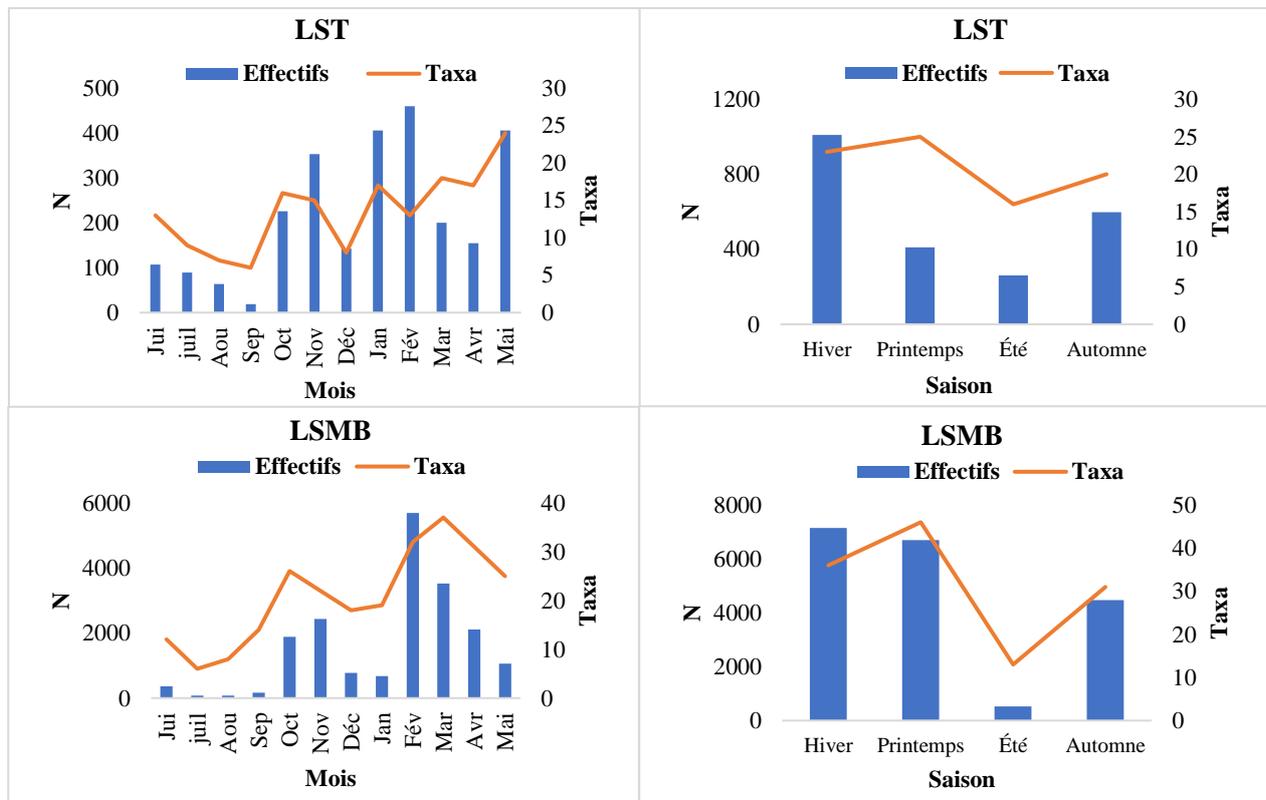


Figure 20. Répartition mensuelles et saisonnières du nombre d'individus et la richesse taxonomique des communautés de macro-invertébrés dans les deux lacs.

Le minimum est noté au cours de la saison estivale durant laquelle les mois d'été allant de juin à septembre enregistrent les plus faibles valeurs. La saison automnale est également marquée par un nombre d'individus relativement élevé mais une richesse taxonomique plus faible.

La succession pouvant être notée pour la taille de la collection est Hiver-Automne-Printemps-Été alors qu'elle est légèrement inversée pour la richesse taxonomique avec Printemps-Hiver-Automne-Été.

Au niveau du site LSMB, la courbe de la richesse taxonomique est bimodale affichant deux pics : le plus important est enregistré au cours des mois de mars et février respectivement avec 37 et 32

taxons puis un second au cours du mois d'octobre avec 26 taxons. Les saisons hivernale et printanière englobent un maximum de nombre d'individus mais également de nombre de taxons, l'été reste le moins riche en nombre et en taxa. La succession en richesse taxonomique serait alors Printemps-Hiver-Automne-Été donc similaire à celle du lac LST. Celle du nombre d'individus se démarque par des effectifs nettement plus élevés en Hiver, printemps et automne comparés aux effectifs enregistrés en été.

Pour comprendre cette succession, nous avons voulu vérifier ces fluctuations avec celles des paramètres climatiques et le potentiel agent climatique responsable du déclin important des populations au cours des mois d'été. Les effectifs enregistrés au cours des différents mois d'échantillonnage sont juxtaposés sur le climagramme de Bagnouls et Gaussen (Fig. 21).

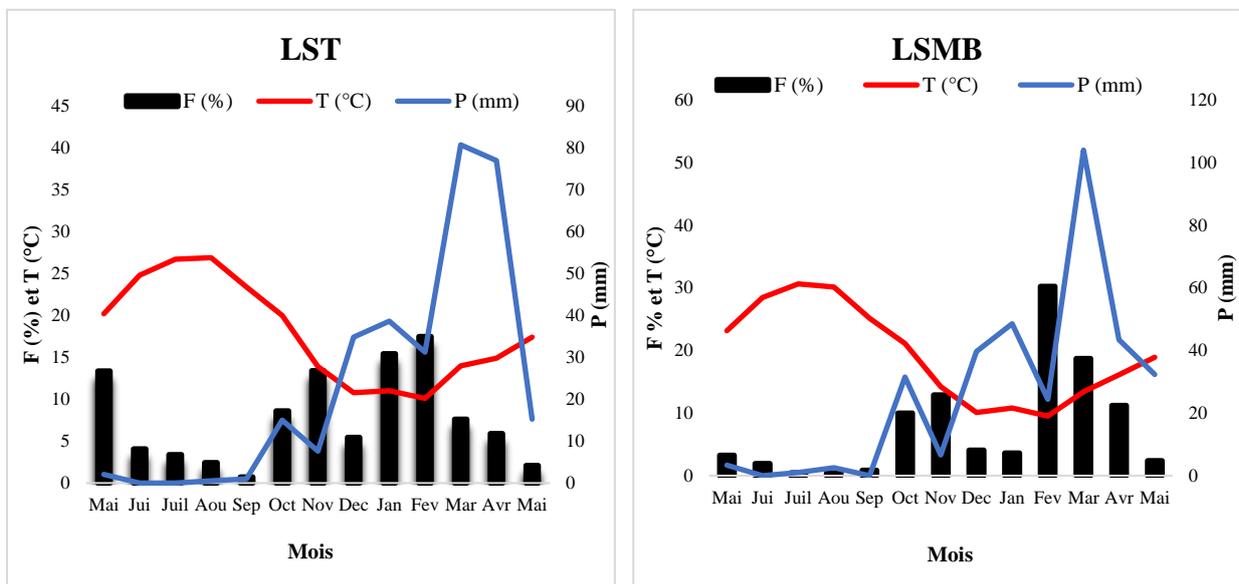


Figure 21. Variation de l'importance relative en pourcentage des individus recensés selon la variation des précipitations et de la température moyenne mensuelle.

Au cours de l'année d'étude, la période sèche s'étale sur sept mois allant de de mai à fin novembre aussi bien pour le site LST que celui de LSMB, formant ainsi une année particulièrement marquée par une sécheresse prolongée et une forte aridité. Les valeurs maximales des effectifs sont enregistrées au cours de la période humide durant laquelle les températures baissent mais le niveau du plan d'eau lié à des précipitations relativement élevées augmente (Fig. 21).

Au niveau de LST l'importance relative en nombre exprimée ici en pourcentage est maximale pendant la saison des pluies, principalement janvier à février durant lesquels les précipitations moyennes sont d'environ 31mm, et la température moyenne est d'environ 10°C. En revanche, ce pourcentage est réduit à un minimum pendant la saison sèche qui se situe entre juin et septembre. L'absence des précipitations durant cette période et la hausse de la température moyenne atteignant

des valeurs maximales d'environ 24,8 °C font que le volume d'eau est considérablement réduit provoquant des modifications des conditions environnementales pouvant être responsables du déclin des populations.

Le pourcentage le plus faible de l'abondance enregistrée au mois d'Août (0.4%) coïncide avec la valeur moyenne de température de 30.1° C et les précipitations de 2.54mm. Au niveau du lac LSMB, l'importance relative en pourcentage maximale est généralement enregistrée en février et la minimale durant les mois où les précipitations sont les plus faibles, de juin à septembre et les températures moyennes sont maximales de l'ordre de 23 à 30°C. La valeur la plus élevée du nombre d'individus correspond au mois de février (30.22%) qui présentent des valeurs extrêmes de température moyenne de l'ordre de 9.5°C et des précipitations maximales de 24.38mm (Fig. 21).

Globalement, le même constat peut être fait pour les communautés des deux sites d'étude, la proportion pendant la période humide, de décembre à mai (6 mois) est nettement plus importante. Le nombre d'individus semble diminuer avec la diminution du volume d'eau marquée par une hausse des températures et une baisse des précipitations. Ces variations climatiques affectent considérablement les conditions physiques et physicochimiques de l'eau par la modification du volume d'eau qui à leur tour peuvent affecter les communautés de macro-benthos dans leur composition et leur structure. Cette hypothèse sera vérifiée ultérieurement dans la partie analyse des variables environnementales.

Les fluctuations des deux paramètres climatiques températures et précipitations laissant apparaître un lien avec la composition des communautés, permettront une analyse plus détaillée de la composition taxonomique établie pour une meilleure compréhension de l'effet des saisons sur la variation de l'abondance relative des taxa.

La figure 22 illustre les fréquences centésimales des différents taxa identifiés pour les communautés macro-benthiques des deux lacs. Au niveau du site LST, les espèces les plus abondantes durant les quatre saisons sont Copepoda, *Dugesia sp*, *Paracorixa sp*, Chironomidae, *Caenis sp* dans le lac LST. La même constatation est notée pour *Caenis luctuosa*, les Coenagrionidae, *Plea sp*, *Paracorixa sp*, *Cymatia sp*, avec une abondance plus ou moins importante durant les quatre saisons (Fig. 22).

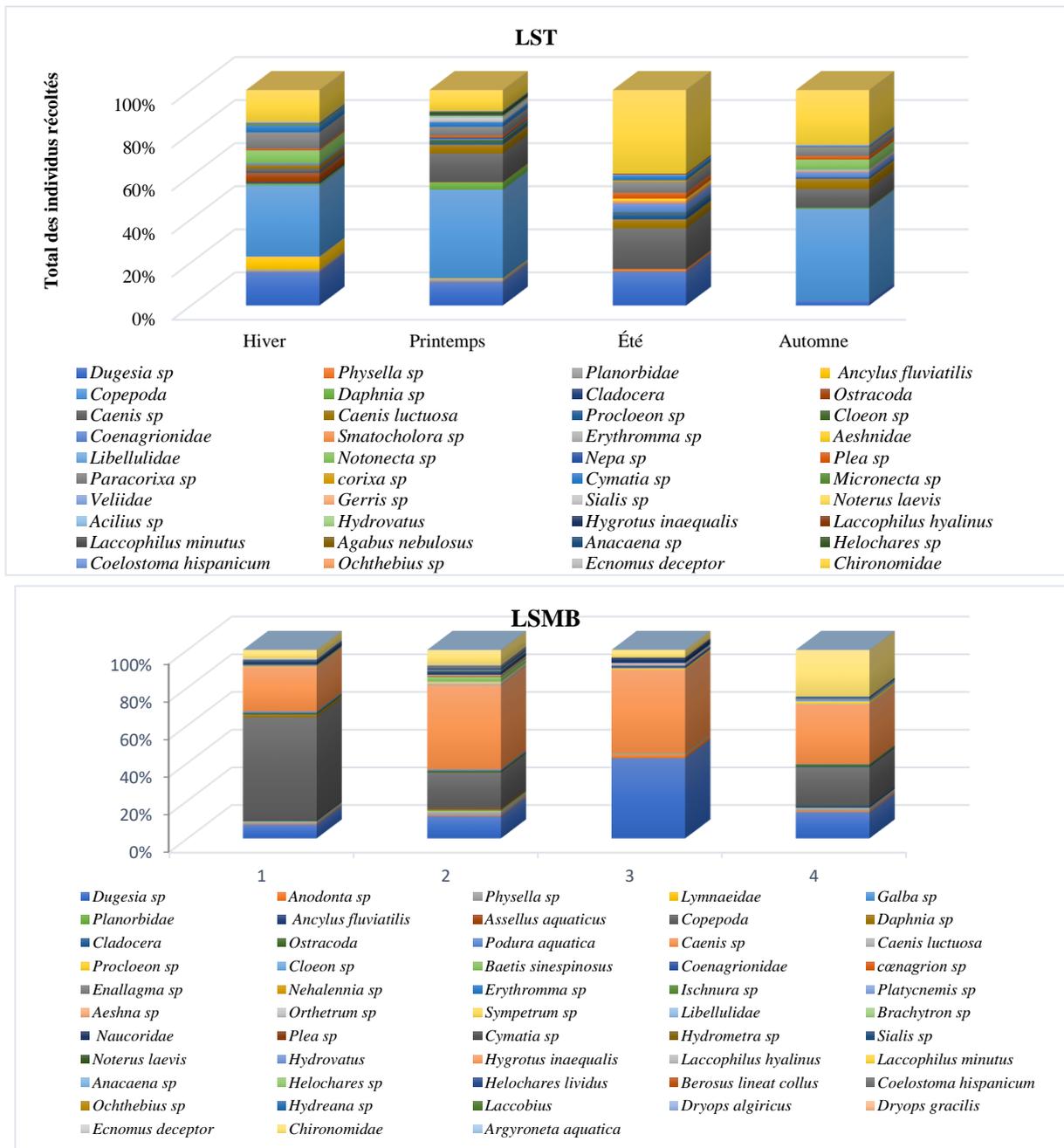


Figure 22 : Fréquences centésimales des macro-invertébrés dans les deux lacs

Bien qu'ils soient omniprésents, le nombre varie d'une saison à une autre. Ainsi, les Chironomides atteignent leurs effectifs maximaux en été alors que les Copépodes y sont totalement absents. Le groupe *Dugesia* ainsi que *Caenis sp* deviennent également nombreux en été. La baisse du niveau d'eau semble favoriser la prolifération de ces populations. En l'occurrence, les Chironomidae sont fortement abondant en automne dans le lac LSMB.

En revanche, les communautés enregistrent l'absence totale des Copépodes, *Daphnia sp*, *Coelostoma hispanicum* en été, alors que *Procloeon sp* est absent en hiver. *Dugesia* et *Caenis* sont plus abondants en printemps et les Copépodes sont plus abondants en hiver.

Certains taxons sont inféodés à une seule saison, ainsi *Galba*, *Baetis sinespinosus*, *Nehalennia sp*, *Plea sp*, *Hydrometra sp*, *Hygrotus inaequalis*, *Laccophilus minutus*, *Ochthebius sp*, *D. algiricus*, *D. gracilis* sont printanières, *Ischnura sp*, *Platycnemis sp*, *Brachytron sp*, *Hydreana sp*, sont exclusivement hivernales alors que *Anacaena sp* a été retrouvé en automne. La prolifération de *Laccophilus hyalinus* *Erythromma sp*, *Sympetrum sp* et *Caenis luctuosa* est printano-automnale alors que celle des taxons *Enallagma sp*, *Noterus laevis*, *Hydrovatus*, *Laccobius*, *Ecnomus deceptor*, *Daphnia sp* *Orthetrum sp*. Et *Berosus lineat collus* est plutôt hiverno-automnale.

Nombreux taxons (*Ancylus fluviatilis*, *Assellus aquaticus*, Cladocera, Ostracoda, *Podura aquatica*, Coenagrionidae, *Sialis sp*, *Helochares sp*, *Helochares lividus*, *Coelostoma hispanicum*, *Argyroneta aquatica*) sont présents de l'automne au printemps mais avec de proportions fortement distinctes (Fig.22).

### 3.1.2.1.3. Analyse par classification ascendante hiérarchique « CAH » des communautés d'invertébrés

La classification ascendante hiérarchique est réalisée à partir de la matrice sites x taxons ; en utilisant les distances euclidiennes, formée de 2 colonnes (lacs) et 64 lignes (taxons), où l'élément de base est l'abondance des taxons récoltés. La classification repose à la fois sur la similarité (absence-présence) mais également sur l'importance relative de chaque taxon en nombre d'individus (distances euclidiennes) selon la méthode d'ordination Ward.

Partant progressivement des trois premiers niveaux d'analyse des clusters, le dendrogramme issu de la CAH (Fig. 22) montre clairement l'importance des deux taxons *Caenis sp*. et Copepoda qui se marginalisent en raison de leur forte contribution bionomique i.e. leurs proportions atteignant des valeurs conséquentes de l'ordre de 32% de la collection globale récoltée, ces deux taxons sont en très grands nombres particulièrement dans le site LSMB.

Au niveau de l'analyse 2, deux autres taxons se marginalisent également correspondant à la famille des Chironomidae et le genre *Dugesia* qui sont les plus dominants dans le site LST. Ces quatre taxons sont les plus abondants dans les deux lacs réunis.

Au niveau 3 de l'analyse, il est possible de faire ressortir trois groupes :

- Le **groupe G.1** englobe deux sous-groupes, où les taxons sont présents uniquement dans un seul site. Le 1<sup>er</sup> sous-groupe renfermant les taxons exclusivement présents dans le lac LSMB, est constitué de cinq taxons *Physella sp*, Naucoridae, *Aeshna sp*, *Assellus sp*, Anodonta, *Helochars lividus* alors que le 2<sup>ème</sup> regroupe les taxons présents uniquement dans le lac LST correspondant à six taxons *Plea sp*, *Corixa sp*, Valiidae, *Notonecta sp*, *Cymetia sp*, *Paracorixa sp*.

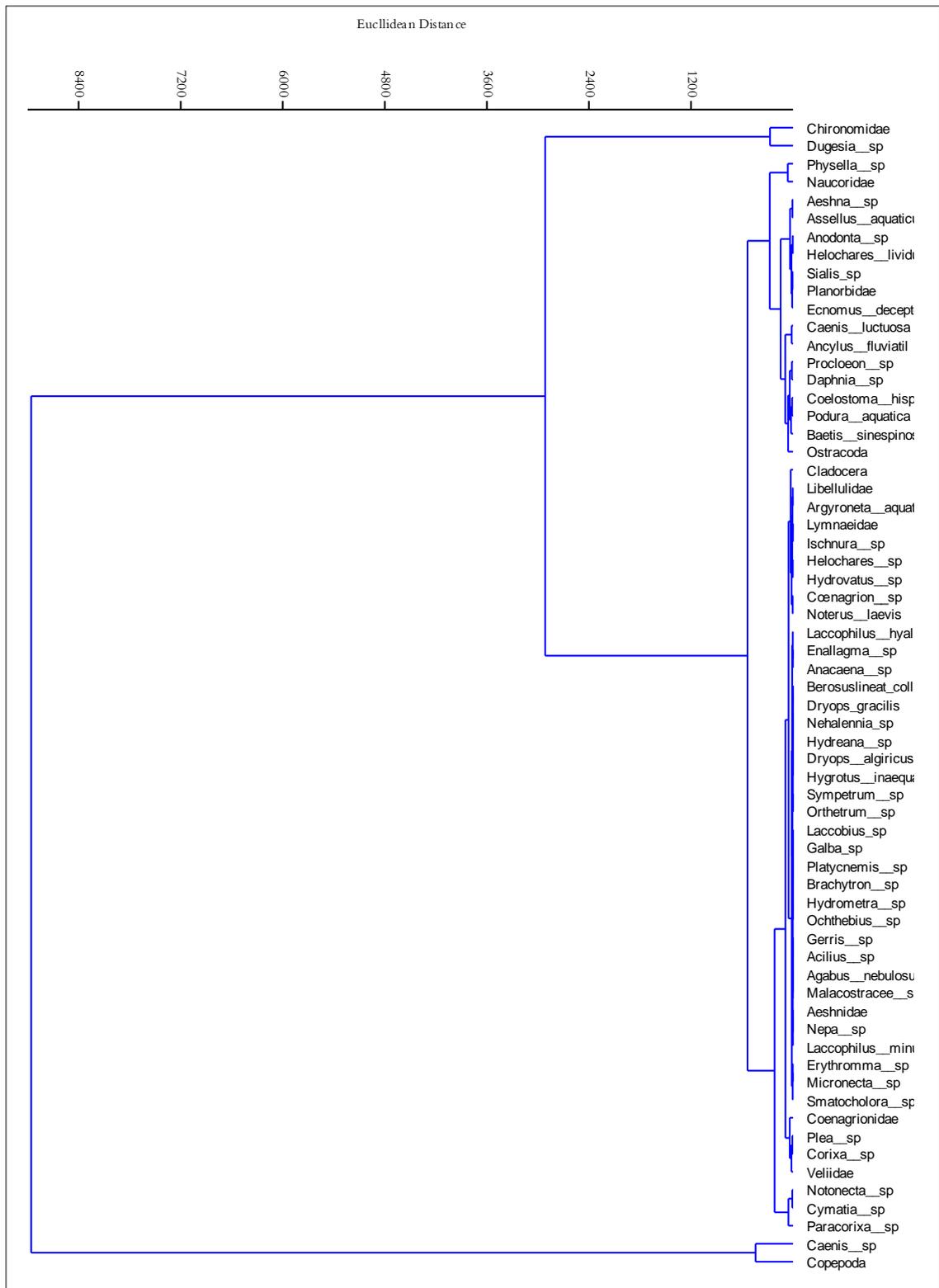


Figure 22. Dendrogramme issu de la CAH de la matrice des abondances des taxa de macro-invertébrés dans les deux lacs (ordination des distances euclidiennes selon la méthode Ward).

Le nombre restreint de taxons communs aux deux peuplements démontrent qu'ils sont différents de par leur composition, le taux de similarité de Jaccard calculé de 33.77% confirme cette dissimilarité.

- Le **groupe G.2** se construit à partir de 16 taxons moyennement abondants mais avec une forte dominance dans le site LSMB que dans le lac LST où ils peuvent être totalement absents. Il s'agit de taxons : *Physella* et Naucoridae *Aeshna*, *Assellus*, Anodonta, Helochares, *Podura aquatica*, *Baetis sinespinosus* *Sialis*, Planorbidae, *Ecnomus*, *Caenis*, *Ancylus fluviatilis*, *Procloeon*, *Daphnia*, *Coelostoma hispanicum* et Ostracoda présents en grand nombre dans le site LSMB.
- Le **Groupe G.3** renferme 29 taxons qui se caractérise par des effectifs très faibles de moins de 40 individus, ce sont les taxons rares marqués par leur présence dans un seul site. Ainsi il est possible de les subdiviser en trois sous-groupes : le premier formé par les 16 taxons dont Cladocera, Libellulidae, *Argyroneta aquatica*, Lymnaeidae, *Ischnura sp*, *Helochares sp*, *Hydrovatus sp*, *Coenagrion sp*, *Noterus laevis*, *Laccophilus hyalinus*, *Enallagma sp* présents dans le site LSMB et le second sous-groupe formé par les neuf taxons correspondant à des double-tons ou singletons présents beaucoup plus dans le site LST. Le troisième sous-groupe est formé par quatre taxons qui se caractérisent par des effectifs un peu plus élevés mais une inféodation bien marquée pour le site LST, il s'agit de *Corixa sp*, *Plea sp*, Veliidae et Coenagrionidae.
- Le **Groupe IV** est formé de trois taxons *Notonecta*, *Cymatia* et *Paracorixa* qui se retrouvent dans le site LST mais en faible nombre voire absents dans le site LSMB, leur écartement se justifie par leurs effectifs relativement importants de l'ordre d'une centaine d'individus environs que l'on peut considérer comme des abondances d'ordre moyenne.

En termes de cette analyse, les communautés sont formées de quatre taxons dominants, d'un nombre conséquent de taxons rares propres à chaque site et les taxons communs sont rarement représentés avec les mêmes effectifs. Cette analyse fait ainsi ressortir à son tour les différences dans la composition et dans la distribution des abondances des taxons dans les deux hydrosystèmes de l'Ouest algérien.

### 3.1.2.2. Analyse indicielle des communautés

Pour évaluation de la qualité écologique des deux hydrosystèmes étudiés, les indices utilisés constituent des outils de diagnostic assez fiables, la structure des communautés reflète l'état écologique du milieu. Face à la panoplie d'indices de diversité existants et utilisés dans les études écologiques (Magurran, 1988), nous avons optés pour une utilisation d'un grand nombre d'indices

à la fois des indices descripteurs de la composition et de la structure des communautés, des indices d'intégrité biotique mais également d'indice de lien trophique.

**3.1.2.2.1. Évaluation de la diversité globale des communautés des deux lacs**

Treize descripteurs sont calculés pour évaluer la diversité taxonomique des peuplements récoltés. Ils se divisent en deux catégories : les indices de structure et les indices de composition. Les indices de structure mesurent, l'abondance totale (nombre d'individus total), l'indice Shannon-Weaver ( $H'$ ), l'indice Équitabilité ( $J$ ), l'indice Evenness ( $e^{H/S}$ ), l'indice Simpson ( $1-D$ ), l'indice Berger-Parker et Réciproque Berger. Les indices de composition comprennent la richesse taxonomique, l'indice Margalef ( $Mg$ ), l'indice Menhinick ( $Dm$ ), Paramètre alpha de Fisher et l'indice Chao-1. L'étude structurelle réalisée par calcul des indices (Tab.12) nous permet de confirmer la description de la composition et la structure des peuplements récoltés dans les deux sites d'étude. Les descripteurs calculés ont pour but de comparer et de tirer des affirmations sur la diversité des communautés car chaque indice exprime la diversité en tenant compte de la taille de la collection, l'abondance des espèces ou encore la proportion des espèces abondantes ou les espèces rares. La prise en compte de l'ensemble des indices permettra aussi de comprendre où se situent les similarités et les différences entre les deux peuplements.

**Tableau 12. Indicateurs de diversité estimés pour les communautés des deux lacs**

<b>Indice de diversité</b>	<b>LST</b>	<b>LSMB</b>
Taxa (S)	41	53
Hmax	5,35	5,72
Nombre total (N)	2628	18834
Indice Shannon-Weaver ( $H'$ )	2,35	1,87
Indice Équitabilité ( $J$ )	0,63	0,47
Indice Evenness ( $e^{H/S}$ )	0,25	0,12
Indice Simpson ( $1-D$ )	0,84	0,76
Indice Margalef ( $Mg$ )	5,08	5,28
Indice Menhinick ( $Dm$ )	0,80	0,38
Indice Berger-Parker	0,29	0,33
Réciproque Berger	3,47	3
Paramètre alpha de Fisher	6,90	6,70
Indice Chao-1	56	55,1

Partant des deux grandes collections récoltées dans les deux lacs LST et LSMB respectivement de 2628 et 18834 individus et de 41 et 53 taxa, la valeur de Hmax affiche peu de différence entre les deux sites en raison d'une différence d'une dizaine de taxons entre les deux communautés, la valeur tourne autour de 5 ce qui témoigne d'une richesse relativement moyenne comparée à d'autres hydrosystèmes. Ainsi, la richesse des communautés de 51 taxons retrouvée dans le lac Tonga (Djamai, 2020) est similaire à celle retrouvée dans nos sites d'étude Cette richesse est de 22 taxons (familles) seulement au niveau du lac Réghaïa selon (Djitli et al., 2021).

La taille des deux collections récoltées est comparativement importante. Ainsi, Arifi et al. (2019) indiquent une taille de 3564 individus au niveau de la retenue du barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah (Maroc). Djamai (2020) a capturé un total de 1733ind. au niveau du lac Tonga et Djitli et al. (2021) ont obtenu un total de 3144 individus au niveau du lac de Réghaïa.

### ➤ **Indice de Shannon-Weaver H'**

D'après Bournaud et Keck (1980), l'indice de Shannon présente un intérêt écologique certain car il fournit une indication globale de l'importance relative des différents taxons. Il reste l'indice le plus utilisé en écologie des communautés en raison de sa fiabilité.

Les peuplements de deux lacs ont une diversité que l'on peut qualifier de faible. La valeur de H' est de 2.35 à LST cependant elle ne dépasse pas 2 à LSMB (13), cette faible diversité taxonomique s'explique par la dominance des trois taxons les Copépodes, les Éphémères et les Dugesiiidae (Tab. 11). Cette inégalité des abondances des taxons reflète clairement les conditions écologiques sévères et témoigne de perturbations potentielles principalement dans le lac LSMB.

Partant de l'échelle de Whilm & Doris (1968), Padmanabha (2011) a relié la valeur de H' à la qualité de l'eau, ainsi à valeur de H' comprise entre 3 et 1, l'eau du lac Kamana est considérée comme moyennement polluée alors que les deux autres lacs (Mandakally et Devanoor) sont fortement pollués ( $H' < 1$ ). À partir de ce concept, il est possible donc de qualifier les deux lacs étudiés comme moyennement pollués. Comparé aux données de la littérature, les valeurs de cet indice dans le lac Tonga (Djamai et al., 2019) sont quasiment proches de nos résultats contrairement à celles d'Odountan et Abou, (2016) dans le lac Nokoue où H' était nettement plus élevé.

### ➤ **Piélou Equitabilité J'**

L'indice J' affiche des scores de 0,63 à LST et de 0,47 à LSMB. L'irrégularité des peuplements de LSMB est plus marquée que celle des peuplements du LST. Cette irrégularité peut être reliée à la très forte dominance de quatre taxons : les Caenidae (33%), les Copépodes (32%), les Chironomidae

(10%) et les Dugesidae (14%), ils totalisent ainsi près de 88% de la communauté globale. Par ailleurs, onze taxons sont soit des singletons soit des doubletons.

Les valeurs obtenues restent relativement faible comparées à celles d'autres lacs. Ainsi, dans le lac Tonga (Djamai et al., 2019) les valeurs sont supérieures aux nôtres. Cependant, Mbete et al. (2021) signalent un indice d'équitabilité qui révèle un déséquilibre des communautés de la lagune Loya et une qualité écologique mauvaise du milieu. Kabore et al. (2023) a signalé des indices  $J'$  élevés qui reflètent une régularité des peuplements dans deux lacs artificiels du Burkina Faso.

### ➤ Evenness ( $e^{H/S}$ )

L'indice Evenness affiche des scores supérieurs à 0.10 pour les communautés des deux lacs. A indice de 0.25 à LST et de 0.12 à LSMB, les peuplements des deux lacs présentent une distribution non uniforme des abondances, mais avec une irrégularité plus accentuée pour les peuplements de LSMB. Ces résultats corroborent avec ceux de l'indice d'équitabilité  $J'$ . Dans les lacs Kamana, Mandakally et Devanoor (Padmanabha, 2011) et le lac Nokoue (Odountan et Abou, 2016) ; les scores signalés sont supérieurs à nos nôtres. Les plus faibles valeurs ont également été mentionnés dans des lacs en Côte d'Ivoire (Camara et al., 2014) expliquées par l'impact des rejets d'eau usées et de ruissellements des eaux polluées.

### ➤ Indice de de diversité de Simpson

Les scores de l'indice de Simpson (1-D) des peuplements des deux lacs tendent vers 1, ils sont de 0,84 à LST et de 0,76 à LSMB. Les peuplements des deux lacs sont donc peu diversifiés, mais le peuplement de LST plus diversifié que celui du LSMB.

Selon Padmanabha & Belagali (2007), une augmentation de l'indice de Simpson signifie une élévation de la charge polluante. Certaines espèces de macro-invertébrés sont intolérantes à l'augmentation de la pollution et ont disparu, mais peu d'espèces ont une tolérance accrue aux conditions défavorables (Myslinski & Ginsberg 1977, Mohammad 1980), ce qui explique l'abondance élevée de certains taxons et la baisse de la richesse taxonomique.

L'indice de Simpson confirme donc à son tour la diversité faible des communautés des deux milieux et reflète une dégradation du milieu Le score de cet indice calculé pour les communautés du lac Mandakally (Padmanabha, 2011) est le proche des valeurs retrouvées dans nos deux sites d'étude. Cependant, ceux signalés par Odountan, et Abou, (2016) sont plus faibles. Cet indice présente une forte variation en fonction des stations au niveau du lac Tonga (Djamai, 2020) mais les scores obtenus sont quasiment proches.

### ➤ **Indice de Margalef**

L'avantage de cet indice est qu'il indique la diversité spécifique de la communauté en tenant compte de l'abondance relative des taxons rares. La diversité est considérée comme minimale quand cet indice tend vers zéro et maximale quand elle tend vers S (Margalef, 1958). Calculé pour les communautés des deux lacs, cet indice n'affiche pas une grande différence de diversité de composition entre les deux peuplements, les valeurs tournent autour de la valeur de 5. En effet, les écarts n'apparaissent pas pour une différence d'une dizaine de taxons seulement (richesse de 53 et 41 taxons). Les scores indiquent une diversité plutôt faible mais beaucoup plus accentuée chez les communautés de LST (Tab. 12). Les scores obtenus sont relativement élevés comparés à ceux des peuplements du lac Tonga où ils variaient entre 1.5 et 2.6 selon les différentes stations (Djamai et al., 2019). La diversité faible est reliée à la durée du plan d'eau, toutefois elle peut être dépendante d'autres facteurs perturbateurs comme les facteurs physicochimiques.

### ➤ **Indice de Menhinick**

Basé sur la richesse spécifique, cet indice a présenté des valeurs élevées pour le lac LSMB (0.78) donc il a une richesse spécifique importante telle qu'à LST (0.38) (Tab. 12). Le score affiché par l'indice Menhinick calculé pour les communautés de LST (0.80) est plus important que celui des communautés de LSMB (0.38). Ils indiquent ainsi la dominance d'un nombre limité de taxons mais laissent apparaître une diversité de composition plus élevée dans le site LSMB que dans le site LST. Dans le lac de barrage de Mumosho la faible diversité est confirmée par des scores inférieurs à 1 (Hyangya et al. 2014) et expliquée par le nombre de taxons très réduits.

### ➤ **Indice de Berger Parker**

Cet indice est caractérisé par sa sensibilité aux espèces les plus dominantes. Estimés pour les communautés de LST et LSMB, de faibles scores sont notés correspondant respectivement à 0.29 et 0.33. Comme une légère différence de la réciproque de Berger est relevée entre les communautés des deux sites (Tab. 12). Les fortes abondances des Copépodes et des Chironomidae au niveau du lac Lala Setti et des Caenidae et Dugesidae au niveau du lac Sidi M'Hamed Benali justifient ces scores relativement bas. Selon Padmanabha (2011), à indice de dominance de Berger-Parker faible correspond un niveau de pollution aquatique élevé, ce qui se traduit par un nombre réduit d'espèces et à des densités de populations plus élevée de quelques espèces.

En comparaison avec les résultats de Padmanabha (2011), les scores enregistrés dans les lacs Devanoor, Mandakally et Kamana sont plus élevés que ceux des deux sites d'étude. La dominance BPI est trois fois plus élevée dans ces trois lacs que dans les lacs d'étude (Padmanabha, 2011).

➤ **Indice Fisher alpha**

Les deux sites ont une diversité moyenne. Le lac LST affiche un score de 6.89 tandis que le lac LSMB a un score légèrement plus bas de 6.67 (Tab. 12). Ces valeurs ne montrent pas de grande différence de diversité entre les deux sites d'étude. Les scores restent très bas ce qui témoignent d'une diversité des communautés faibles dans les deux sites.

➤ **Indice de Chao-1**

Les valeurs de l'indice Chao-1 des communautés sont presque semblables dans les deux lacs. Cet indice est de 56 au niveau du lac Lala Setti et de 53 au niveau du lac Sidi M'hamed Benali. La valeur de cet indice est supérieure à la valeur de la richesse taxonomique (41 taxa) à LST. En revanche, elle est proche de la valeur de la richesse taxonomique (53 taxa), ce qui permet d'affirmer un effort d'échantillonnage atteint au niveau du lac Sidi M'hamed Benali, cependant un effort d'échantillonnage supplémentaire permettra la rencontre d'un plus grand nombre de taxa dans le lac LST.

Les résultats de cet indice calculés pour trois stations dans le bassin versant du Nyong (Cameroun) semblent proches de la richesse taxonomique estimée, l'auteur invoque un effort d'échantillonnage suffisant (Dzavi et al., 2022).

**3.1.2.2.2. Variation temporelle de la diversité des communautés**

Sept indices estimés à partir des familles récoltées par mois servent à comprendre la variation dans le temps de la diversité. Les indices sélectionnés et utilisés sont les deux indices de composition ; indice de Menhinick et indice de Margalef et les cinq indices de structure : l'indice de Shannon-Weaver H', Équitabilité de Piélou J', l'indice de Simpson\_1-D, indice Fisher\_alpha et l'indice de Berger-Parker.

La figure 23 est une représentation graphique de trois indices, elle montre que les deux indices (Équitability, Shannon) convergent dans le même sens durant tous les mois et l'indice Simpson est inférieur à ces deux indices.

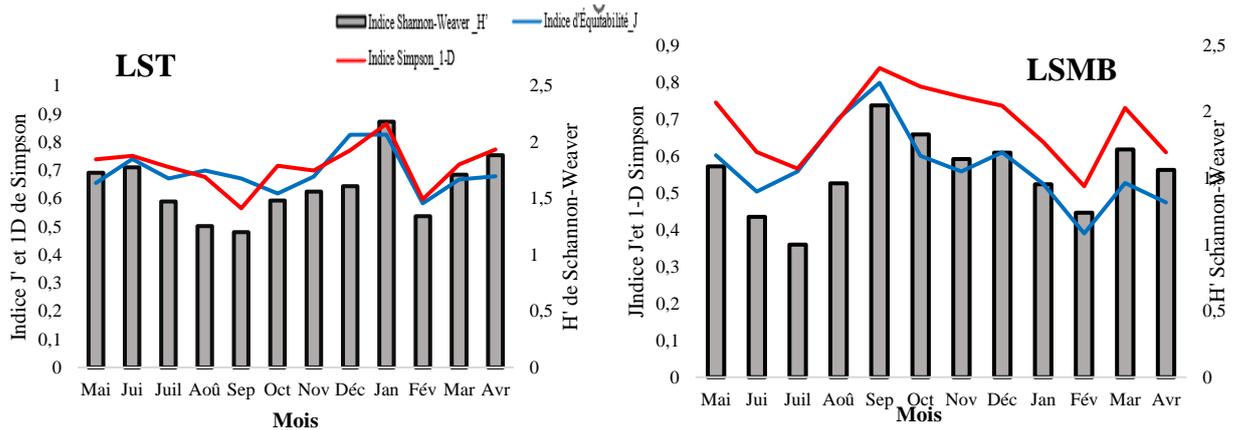


Figure 23. Variation mensuelle des indices de diversité ( $H'$  de Shannon-Weaver,  $J'$  de Piélou et  $1-D$  de Simpson).

La figure 23 montre clairement que les oscillations des trois descripteurs convergent dans le même sens. Les fluctuations de la diversité sont bien marquées d'un mois à un autre mais moins bien d'une saison à une autre. Les valeurs maximales enregistrées se dégagent en premier lieu en hiver et plus exactement aux mois de janvier où l'effectif des individus se rapproche d'une répartition d'une manière équitable entre les différents groupements. Les valeurs minimales sont enregistrées au mois de mai et avril où la diversité est très faible et l'équitabilité moyenne (Fig. 23).

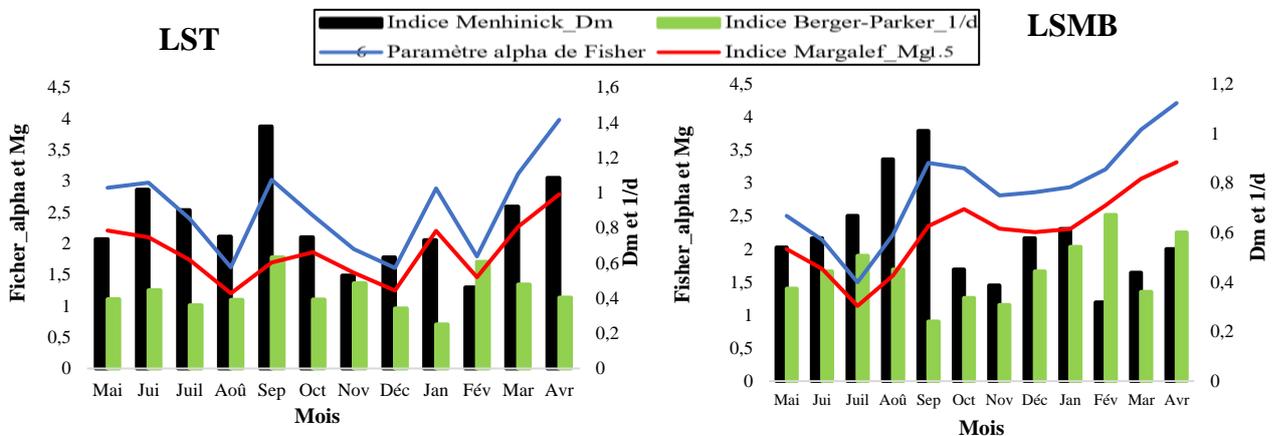


Figure 24. Variation mensuelle des indices de diversité (Menhinick, Berger-Parker, Alpha de Fisher et Margalef)

La figure 24 montre la variation des quatre indices (Berger-Parker, Fisher\_Alpha et Margalef et Menhinick), on remarque une fluctuation au cours des mois et les indices Berger-Parker, Fisher\_Alpha ont une cohérence au cours des mois des échantillonnages. Donc la valeur maximum de l'indice Menhinick est de 1.0 au mois septembre et la variation minimum au mois février de 0.31. Les valeurs sont classées selon le gradient croissant comme suit :

fév>nov.>mars>oct.>avril>mai>déc.>juin>jan.>juil.>août>sept.

L'indice Margalef corrèle de la même façon que l'indice Menhinik sauf qu'en juillet (1.13), on observe une chute de valeur. Le maximum est mois d'avril (3.31) Pour cela le gradient de croissance est de juil.>août>juin>mai>déc.>jan>nov.>sept>fév.>mars>avril (Fig. 24).

Les deux indices Berger-Parker et Fisher Alpha sont fortement corrélés, ils oscillent de la même manière marquant ainsi des valeurs maximales durant le mois de février et des valeurs minimales en septembre. Le gradient croissant établi est :

sept >nov.>oct.>mars>mai>juin>déc.>août>juil.>jan.>avril>février.

La valeur maximale est en avril (4.20) et la valeur minimale est en juillet (1.49) Le gradient de croissance est de juil.>juin>août>mai>nov.>déc.>jan.>fév.>oct.>sept.>mars>avril de l'indice Fisher\_Alpha (Fig. 24).

### 3.1.2.2.3. Évaluation de l'intégrité écologique des deux hydrosystèmes

Les indices d'évaluation environnementale sont des outils scientifiques qui permettent de mesurer la qualité d'un milieu naturel. C'est pour cela trois catégories des indices sont calculés (l'indice d'intégrité biotique, l'indice de stress écologique et l'indice de lien trophique (P/R)).

Les indices biotiques sont des outils d'évaluation de la qualité basés sur les différentes réactions des organismes aux changements environnementaux. Ils sont les plus utilisés car ils sont très robustes, sensibles, rentables, faciles à appliquer et faciles à interpréter (Chessman et al.,1997).

De nombreux indices biotiques basés sur les macro-invertébrés ont été établis car ils jouent un rôle central dans l'écosystème aquatique en participant à la décomposition de la matière organique et en constituant la principale source de nourriture pour d'autres invertébrés, poissons et certains oiseaux (Zeybek et al., 2014). Dans la présente étude, les résultats des calculs des sept indices biotiques retenus sont consignés dans le Tableau 13 et Annexe 4, ils servent à dégager le degré de dégradation écologique et la qualité des deux milieux.

Tableau 13. Les indices d'intégrité biotique des deux lacs.

Indices biotiques	LST	LSMB
NLBI	4,56	3,85
BMWP	92	106
ASPT	5,11	5,04
FBI	5,76	6,96
Indice de Chironomidae	22,14%	10,32%
Indice de tolérance à la pollution ET/C	0,544	3,52
Indice ET	317	6846
Pourcentage en ET	12,06%	36,34%

### ➤ **Indice NLBI**

L'indice NLBI calculé pour les peuplements des deux lacs affichent des scores de 4.56 à LST et de 3.85 à LSMB. L'échelle de transformation de NLBI conduit à une pollution moyenne alors que la détermination (LWQC) classe le site LST dans la catégorie des milieux équitables à la survie des organismes aquatiques. Par contre, le lac LSMB indique un degré de pollution forte et le site se positionne dans la catégorie des milieux pauvres aux conditions extrêmes (Annexe 4).

Au niveau de différentes stations du lac du mort de Cachar, Assam, au Nord-est de l'Inde, les valeurs de l'indice de NLBI traduisent une qualité de l'eau variant entre faible à moyennement faible (Saha et Gupta, 2015).

### ➤ **Indice BMWP**

Basé sur les familles polluo-sensibles, le BMWP est l'un des indices de bio-évaluation les plus utilisés pour l'estimation de la qualité des écosystèmes aquatiques (Ruiz-Picos, 2017). Il a été utilisé dans de nombreux milieux aquatiques des différents continents (Afrique, Asie, Océanie et Amérique latine (Chang et al., 2014).

Calculé pour les deux sites, cet indice affiche des scores de 92 à LST et de 106 à LSMB ce qui les placent dans la catégorie des milieux de bonne qualité biologique (Annexe 4).

Les valeurs de cet indice estimées dans le lac mort de Cachar, Assam, nord-est de l'Inde montrent une mauvaise qualité de l'eau (Saha et Gupta, 2015). Dans le lac Teluk, l'eau est moyennement polluée (Kaban et al., 2018) alors que le lac Tonga se caractérise également par une qualité biologique moyenne (Djamai, 2020). Les activités humaines peuvent influencer sur la distribution, la quantité et la qualité chimique des sources d'eau. Les activités humaines sont le principal contributeur à la charge de pollution dans les systèmes aquatiques. Les effluents industriels, commerciaux et domestiques qui sont directement rejetés dans les organismes aquatiques, sont les principaux polluants des systèmes d'eau douce (Villaruel et al., 2015).

### ➤ **Indice ASPT**

ASPT a ensuite été calculé en divisant le score BMWP par le nombre de taxons présents. La qualité de l'eau de deux hydrosystèmes est de qualité douteuse car les scores tournent autour de 5.

Le score ASPT de lac Tonga indique une mauvaise qualité biologique (Djamai, 2020, cependant nos sites d'étude indiquent une qualité biologique douteuse, il est donc difficile de confirmer une pollution. Ceci explique plutôt une voie vers la dégradation des deux et non une dégradation avérée. La pollution moyenne du lac Teluk est démontrée par le calcul d'indice ASPT (Kaban et al., 2018). Ce même indice a permis de démontrer une mauvaise qualité de l'eau au niveau du lac mort de Cachar, Assam au Nord-Est de l'Inde (Saha et Gupta, 2015).

### ➤ **Indice d'Hilsenhoff FBI**

Partant d'un score de 5.76, l'échelle d'Hilsenhoff associée à la qualité de l'eau indique une qualité plutôt mauvaise par la présence d'une pollution organique substantielle dans le lac LST. Ce score est proche de 7 au niveau de lac LSMB, ce qui témoigne d'une qualité de l'eau mauvaise avec une pollution organique très substantielle. Calculé pour le lac Tonga, l'indice FBI indique une qualité moyenne à plutôt mauvaise (Djamai, 2020) selon les stations, quasiment proche de nos résultats. La source de pollution est reliée à l'application d'engrais synthétiques dans les terrains agricoles de proximité et le rejet des déchets domestiques dans deux lacs en plus des apports des eaux usées par ruissèlement d'Oued Mekketa vers le lac LSMB.

### ➤ **L'indice Chironomidae**

Lié aux proportions du bioindicateur Chironomidae, au sein des communautés, les valeurs obtenues pour cet indice sont différentes d'un lac à un autre. Elle est de 22.14% à LST et de 10.32% à LSMB. Cet indice montre ainsi que les eaux du LST sont des eaux moyennement polluées alors les eaux du LSMB sont faiblement polluées. C'est le seul indice qui montre une dégradation plus accentuée dans LST plutôt que dans le LSMB.

La famille des Chironomidae est reconnue comme tolérante à une large gamme de perturbations et en particulier aux pollutions de type chimique et organique. Selon Ben Moussa et al., (2014), la perturbation des milieux aquatiques crée des conditions défavorables pour la prolifération des organismes polluo-sensibles comme les Éphéméroptères et les Trichoptères, laissant la place aux plus tolérants, tels que les Chironomidae.

La qualité écologique des eaux dans les milieux aquatiques de la réserve de la faune et de flore du Haut Bandama (Centre-nord, Côte d'Ivoire) varie en fonction des stations d'étude, elles sont de qualité faiblement polluée à très bonne qualité, (Kressou, 2020).

### ➤ **L'indice de tolérance à la pollution**

Basé sur les proportions Ephéméroptères-Trichoptères par rapport aux Coléoptères, le score de cet indice estimé pour le site LST est plus proche de zéro alors que celui de LSMB est légèrement plus élevé de 3.52. Ces scores classent les eaux des deux lacs dans la catégorie des eaux de mauvaise qualité. Tous les scores à moins de dix indiquent des eaux de mauvaise qualité, tel est le cas des eaux des stations aquatiques de la Réserve Haut-Bandama « centre-nord cote d'Ivoire qui sont de « mauvaise » qualité (Kressou, 2020).

### ➤ **L'indice Éphéméroptères-Trichoptères (ET) et Pourcentage en Éphéméroptères**

Les valeurs de l'indice d'Éphéméroptères-Trichoptères (ET) sont différentes dans les deux lacs, elle est de 317 à LST et de 6846 à LSMB. En Pourcentage d'Éphéméroptères, les valeurs sont de 12.06% à LST et de 36.34% à LSMB. Les résultats de cet indice et le pourcentage indiquent une mauvaise qualité de l'eau à LST, en revanche une bonne qualité des eaux au niveau du LSMB, ce score élevé s'explique par le nombre élevé de Caenidae présents dans dans ce dernier. La valeur de l'indice de tolérance à la pollution (ET/C) est plus proche au zéro à LST et de 3.52 à LSMB. Les résultats montrent que les eaux de LST sont de très mauvaise qualité, et les eaux du LSMB sont de la mauvaise qualité.

Les résultats de ces indices indiquent pour les eaux des différents milieux aquatiques de la Réserve sont de mauvaise qualité (Kressou, 2020). Les faibles abondances des taxons du complexe Éphéméroptères-Trichoptères (ET) dans les mares, situées au Centre de la Réserve pourrait s'expliquer par leur stagnation. En effet, la stagnation des eaux crée les conditions favorables au développement et à la prolifération d'espèces indicatrices polluo-résistants tels que les Chironomidae au détriment des espèces polluo-sensibles comme les individus du complexe Éphéméroptères-Trichoptères et des Coléoptères, qui préféreraient les eaux mieux oxygénées (Lalèye et al., 2004).

L'absence totale des Plécoptères dans les deux lacs pourrait mettre en évidence les dégradations engendrées par les pressions anthropiques dominées par l'utilisation des intrants pour l'agriculture. Les Plécoptères sont des organismes indicateurs très polluo-sensibles qui tendent à disparaître lorsque le milieu devient pollué (Alhou et al., 2009).

#### 3.1.2.2.4. Évaluation du stress écologique et de l'indice de lien trophique

L'estimation du stress environnemental repose sur les scores des indices portés dans le tableau 13. Les deux indices ABC et DAP affichent des scores négatifs à l'exception de l'indice SEP qui est négatif uniquement à LST et positive à LSMB. Les valeurs de l'indice ABC sont de -0.99 à LST et de -0.23 à LSMB. Les résultats de l'indice DAP sont de -311.52 à LST et de -311.86 à LSMB. Le dernier indice SEP affiche des scores de -0.21 à LST et de 0.041 à LSMB (Tab. 13). Ainsi, le lac LST apparaît stressée aussi bien par référence à l'indice ABC qu'aux deux indices DAP et SEP. La situation de LSMB semble plus complexe. Par référence à l'index ABC et DAP, ce site est fortement stressé, en revanche il serait, très peu stressé si l'on considère l'indice SEP.

Ces trois indices s'accordent à démontrer une plus forte pression exercée dans le lac LSMB où la faune subit un stress relativement élevé. Par contre, le lac LST connaît une situation moins sévère où les scores enregistrés laissent penser à moins de stress. Les perturbations semblent donc plus

importantes dans le lac LSMB que dans le lac LST. Ces mêmes indices ont révélé la présence de communautés macro-benthiques sous perturbations dans le lac Toho (Adandedjan et al., 2018). Par ailleurs, les valeurs de l'indice de lien trophique P/R des deux lacs sont proches de zéro. Elle est de 0.043 à LST et de 0.022 à LSMB (Tab. 14).

Tableau 14. Indices de stress et de lien trophique.

Indices	LST	LSMB
Indice ABC	-0,99	-0,23
Indice DAP	-311,52	-311,86
Indice SEP	-0,21	0,041
P/R	0,043	0,022

L'indice de ABC, développé par Warwick en 1986, permet de comparer les courbes d'abondances à celle de la biomasse de chaque taxon. Evalué pour les deux communautés étudiées (Fig. 25), les résultats confirment que le lac LSMB est plutôt stressé contrairement au lac LST.

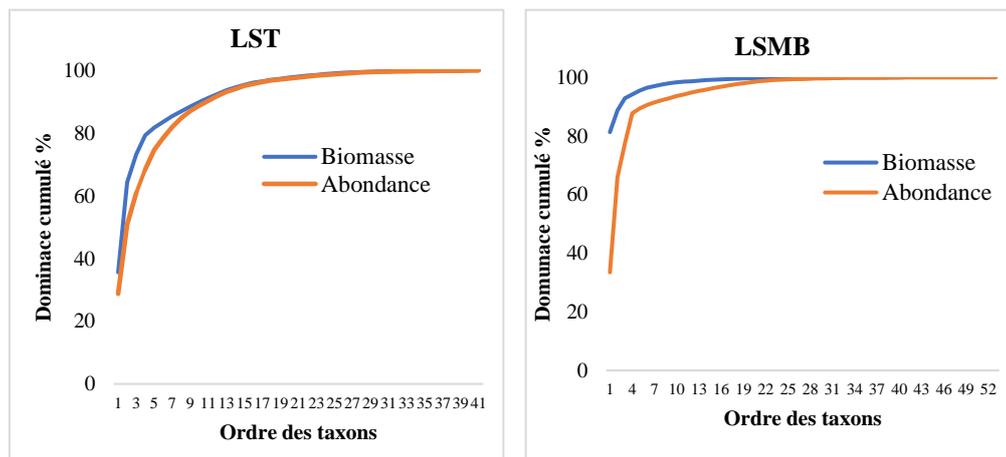


Figure 25. Courbes de l'indice de stress écologique "ABC" appliqué aux communautés des deux lacs.

Ainsi, la courbe de biomasses cumulée du lac et la courbe d'abondance sont presque dans le même niveau, elles sont très proches et ne laissent pas apparaître un écart important, ce qui se traduit par un faible stress dans le lac LST. Cependant, l'écart entre les deux courbes est relativement plus marquant dans le lac LSMB, ce dernier peut être qualifié de moyennement stresser (Fig. 25).

L'indice ABC est une méthode d'analyse statistique qui permet de classer les éléments d'un ensemble en fonction de leur importance relative. Cependant, cette méthode est sensible à la nature des éléments étudiés. En effet, les polychètes semblent être les principaux responsables de la forme des courbes ABC et de la succession des abondances/biomasse observées. Or, la présence de petites

espèces n'appartenant pas à ce groupe taxonomique peut biaiser les résultats en milieu non perturbé (Warwick et Clarke, 1994).

De plus, cette méthode pose quelques problèmes concernant la prise en compte des organismes les plus gros : lorsque l'échantillonnage n'est pas assez important, le risque de ne pas prélever certaines espèces peu abondantes mais de forte biomasse est accru. De plus, cette technique trouve ses limites lorsqu'elle est appliquée à des mésocosmes, où les organismes de grande taille ne sont pas toujours représentés, ce qui influence le résultat (Gray et al., 1988).

Cette méthode graphique souffre également de l'absence de test statistique pouvant quantifier le degré de divergence entre les deux courbes. De plus, les courbes ABC ont été critiquées pour leur trop grande sensibilité à la forte dominance de certaines espèces. Différentes techniques ont donc été proposées par plusieurs auteurs afin d'affiner les résultats et d'améliorer leur représentation (Grall & Coïc, 2006).

Le rapport P/R, dans les deux lacs, indique une hétérotrophie dominante du système qui consomme plus de matière organique qu'il n'en produit. Un tel système est donc en déficit d'oxygène. Il exporte ou accumule des éléments biogènes inorganiques, en fonction des apports extérieurs de matière organique qu'il reçoit.

En termes de ce diagnostic basé essentiellement sur une analyse indicielle biotique, bien que le lac LSMB soit plus riche en taxons et en individus, la majorité des indices s'accordent à démontrer des communautés moins bien structurées, moins diversifiées, moins régulières, indiquant des eaux plus polluées, de mauvaise qualité ou de qualité douteuse avec une potentielle pollution organique et des stress environnementaux plus importants dans le lac LSMB que dans le lac LST.

### 3.1.3. Composition de la faune de vertébrés

Dans les sites d'étude, les vertèbres sont représentées par cinq classes (Aves, Actinopterygii, Amphibia, Reptilia, Sauropsida) mais moins bien au niveau du site LST comparé au site LSMB. Le lac LST se caractérise par un développement plus récent, la mise en place des communautés de vertébrés est plus récente. En 2016, les seuls Vertébrés présents sur le site étaient les poissons de la famille des Cyprinidae genre *Cyprinus* (Senouci, 2016). Ces poissons ont été introduits volontairement par la direction des forêts puis par la direction de la pêche de Tlemcen, avec ensemencement de plus de 1000 alvins de la carpe grande bouche, la carpe argentée et la carpe commune. Lors de l'échantillonnage, un total cumulé de 2448 alvins a été comptabilisé avec remise après chaque prélèvement.

Selon Leclercq et De Solis (2010), la présence d'un grand nombre de poissons prédateurs dans l'écosystème aquatique, peut engendrer ainsi un déséquilibre du milieu où habitent les petits organismes invertébrés des eaux douces. La richesse taxonomique et la diversité faibles des communautés récoltées dans ce site d'étude peuvent s'expliquer ainsi par cette action de prédation intense exercée par les nombreux poissons introduits.

Par ailleurs, l'installation des oiseaux d'eau est marquée par la présence d'une seule espèce la foulque macroule « *Fulica atra* (Linnaeus, 1758) » représentée par deux couples durant une période de six mois allant du 24 octobre 2017 (première date d'observation) jusqu'à mars 2018.

Hors période d'échantillonnage, la dernière observation faite a permis de recenser cinq couples en février 2023 ce qui montre une hausse des effectifs des populations en place.

Au cours de cette étude, le recensement et l'identification des oiseaux a été faite grâce à la contribution du personnel du Parc National de Tlemcen et la direction des forêts de Sidi Bel Abbas lors de la campagne de dénombrement hivernal international des oiseaux d'eau en février 2018.

Tableau 15. Liste des taxons de vertébrés récoltés dans les deux sites d'études.

EMBRANCHEMENT	CLASSE	ORDRE	FAMILLE	GENRE /ÉSPECIE	LST	LSMB
<b>CHORDATA</b>	<b>Aves</b>	Charadriiformes	Laridae	<i>Larus michahellis</i> (Naumann, 1840)	-	+
		Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Podiceps nigricollis</i> (Brehm, 1831)	-	+
				<i>Podiceps cristatus</i> (Linnaeus, 1758)	-	+
				<i>Tachybaptus ruficollis</i> (Pallas, 1764)	-	+
		Anseriformes	Anatidae	<i>Anas platyrhynchos</i> (Linnaeus, 1758)	-	+
				<i>Spatula clypeata</i> (Linnaeus, 1758)	-	+
		Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Egretta garzetta</i> (Linnaeus, 1766)	-	+
				<i>Ardea cinerea</i> (Linnaeus, 1758)	-	+
				<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	-	+
		Gruiformes	Rallidae	<i>Fulica atra</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
			<i>Porphyrio porphyrio</i> (Linnaeus, 1758)	-	+	
			<i>Gallinula chloropus</i> (Linnaeus, 1758)	-	+	
	Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Tringa stagnatilis</i> (Bechstein, 1803)	-	+	
			<i>Actitis hypoleucos</i> (Linnaeus, 1758)	-	+	
	Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax carbo</i> (Linnaeus, 1758)	-	+	
	<b>Actinopterygii</b>	Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
				<i>Barbus</i> (Cuvier et Cloquet, 1816)	-	+
				<i>Rutilus</i> (Rafinesque, 1820)	-	+
	<b>Amphibia</b>	Anura	Hylidae	<i>Hyla arborea</i> (Linnaeus, 1758)	+	-
				<i>Hyla meridionalis</i> (Boettger, 1874)	+	+
<b>Reptilia</b>	Testudines	Geoemydidae	<i>Mauremys leprosa</i> (Schweigger, 1812)	+	+	
<b>Sauropsida</b>	Squamata	Natricidae	/	-	+	

Les oiseaux sont nettement plus nombreux et plus diversifiés au niveau du lac LSMB avec un nombre d'individus égale à 515 et une richesse taxonomique de 15 espèces appartenant à sept ordres (Fig. 26).

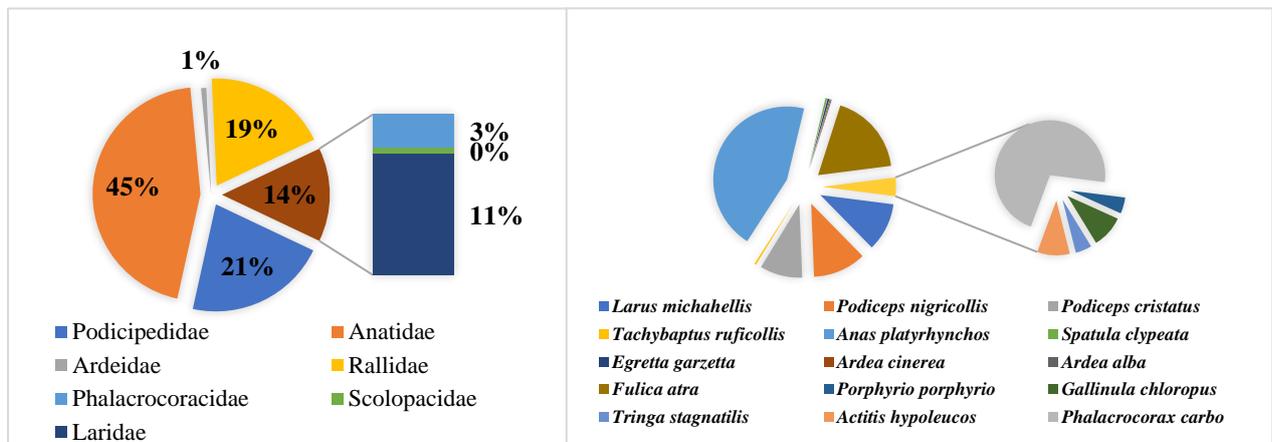


Figure 26. Importance relative des principales familles et des espèces d'oiseaux rencontrées dans le lac LSMB.

La famille la plus abondante est celle des Anatidae avec 45% des populations des oiseaux avec 232 individus et deux taxons, représentés par l'espèce la plus abondante *Anas platyrhynchos* « le Canard colvert » avec 230 individus et un couple de l'espèce *Spatula clypeata*. Vient ensuite la famille des Podicipedidae avec 21% représentés par trois espèces et 110 individus. Représentant plus de la moitié de cette famille (60 ind), *Podiceps nigricollis* « Grèbe à cou noir » est l'espèce la plus abondante. La famille des Rallidae est également bien représentée (19%) avec 96 individus dont 93 individus appartiennent à l'espèce *Fulica atra* « Foulque macroule. A la famille des Laridae correspond une seule espèce relativement bien représentée (11 %).

Les trois familles les moins abondantes sont les Phalacrocoracidae (3%) avec 15 individus de l'espèce puis les Ardeidae (1%) avec 4 individus répartis entre trois espèces et en dernier la famille des Scolopacidae (1%) avec un nombre réduit à 3 individus seulement appartenant à deux espèces *Phalacrocorax carbo* « Le grand cormoran » (3% et 15 ind) et *Egretta garzetta* « Aigrette garzette ». Les espèces *Tachybaptus ruficollis* « Grèbe castagneux », *Gallinula chloropus* « poule d'eau », *Spatula clypeata* « canard souchet » et *Actitis hypoleucos* « Chevalier guignette » sont rares (2 ind) alors que *Tringa stagnatilis* « Chevalier stagnatile » *Ardea cinerea* « Héron cendré », et *Porphyrio porphyrio* « Talève sultane » et *Ardea alba* « Grand Aigrette » n'ont été observé qu'une seule fois avec un seul individu (Fig. 25).

Les résultats de l'étude réalisée par Ouara (2011) dans la zone humide de Réghaïa, soulignent une richesse de la faune avienne de 28 espèces et ceux de Houhamdi et Samraoui (2002) annoncent une richesse de 46 espèces dans le Lac des Oiseaux. Tous ces auteurs rapportent une richesse plus élevée comparée à celles obtenues dans nos sites d'étude où seule 15 espèces ont été observées.

Les résultats de l'inventaire des oiseaux d'eau de la zone humide d'Oued El-Alleug de Blida par Ouarab et al., 2018 révèlent la présence de 10 espèces aviennes, L'abondance relative la plus élevée est notée pour les Ardeidae avec le Héron garde bœuf (51,2 %) en janvier, suivis des Rallidae avec la Foulque macroule (15,1 %). La zone humide d'Oued El Alleug est très diversifiée. Ces résultats se rapprochent de ceux signalés dans la réserve de chasse de Zéralda par (Djelmoudi, 2012) (14 espèces), mais différents de ceux enregistrés à l'Est de l'Algérie (Houhamdi et Samraoui, 2002) (46 espèces). Généralement, dans les petits plans d'eau ou dans les eaux de barrage, là où les rives sont peu pourvues en espèces végétales, la richesse totale des oiseaux est basse.

Ces différences sont dues au fait que les zones humides diffèrent en superficie les unes des autres. La zone humide d'Oued el Alleug a une superficie marécageuse plus petite de 20 hectares par rapport au lac Réghaïa (150 hectares) et au lac des oiseaux (120 hectares) (Ouarab et al., 2018). En l'occurrence, la richesse spécifique faible des oiseaux peut s'expliquer par les superficies réduites du lac Lalla Setti (22 ha) et du lac Sidi M'hamed Benali (45ha).

Les poissons ne sont représentés que par la famille Cyprinidae au niveau deux lacs, un seul genre (*Cyprinus*) à LST en revanche trois genre à LSMB (*Cyprinus*, *Barbus*, *Rutilus*). Les poissons sont introduits aussi par la Direction de la pêche et des ressources halieutiques de Sidi Bel Abbes donc trois espèces sont introduites (Annexe 9) suivant le programme d'introduction des poissons d'eau douce au sein du LSMB avec les nombres d'alevins, les dates des lâchers et l'organisme responsable durant la période 2001-2015.

Avant ces dates, il y avait une introduction d'espèces la veille de l'indépendance des lâchés de poissons à partir d'un hélicoptère ont été effectués afin d'enrichir la biodiversité du lac ainsi, les canards lâchés depuis des années par l'administration des forêts occupent le milieu du lac loin de tout danger (Direction du foret de la Wilaya de Sidi Bel Abbes, 2015).

Pour voir la diversité des poissons, à chaque sortie on passe chez les pêcheurs ; on observe la récolte et on discute avec eux pour savoir quelle est la plus abondantes lors de la pêche. Les espèces déclarées les plus abondantes sont de genre *Cyprinus*, présente par la carpe de tous les types après genre *Barbus* « Barbeau » après *Rutilus* « Gardon » et l'absence totale de Black bass.

Pour les amphibiens, on a inventorié deux espèces dont *Hyla arborea* observé qu'une seule fois dans le site LST, le 4 juin 2017, tandis que *Hyla meridionalis* est connu en force durant toute la période d'échantillonnage. Cette espèce est comptabilisée avec 20 individus adultes, sans oublier les têtards qui sont inventoriés en très grand nombre. La dernière est *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) est rencontré que deux fois lors notre période d'échantillonnage (Tab. 15). La

présence d'un seul individu et une seule fois peut être due à la forte pression de prédation par les oiseaux et les serpents essentiellement dans le site LSMB.



Photos 24. Des vertèbres dans l'eau à LSMB (Originale).

Les Cyprinidae sont considérés comme polluo- résistants d'où leur large répartition géographique (Grassé, 1958). Le gardon est plus abondant dans les lacs riches en nutriments, les grandes et moyennes rivières et les mares (Evrard et Micha, 2003). Le gardon est tolérant aux eaux polluées, en particulier celles qui sont eutrophisées et reçoivent des effluents thermiques d'origine industrielle. En effet, il préfère les températures élevées (jusqu'à 28 à 30°C) ce qui conditionne un métabolisme croissant, une évacuation gastrique rapide et des performances de nage supérieures, justifiant des taux de croissance élevés quand une disponibilité alimentaire est assurée (Krause et al., 1998 in Bruslé et Quignard, 2013).

Ensuite vient le groupe des Tortues d'eau douce qui est représenté par le genre *Mauremys* seulement 15 individus. *Mauremys leprosa* est le seul vertébré aquatique capable de survivre dans les égouts, et donc, pourrait néanmoins être un indicateur pertinent de la qualité de l'eau, à condition de tenir compte de la complexité des réponses éco-physiologiques (EL Hassani et al., 2019).

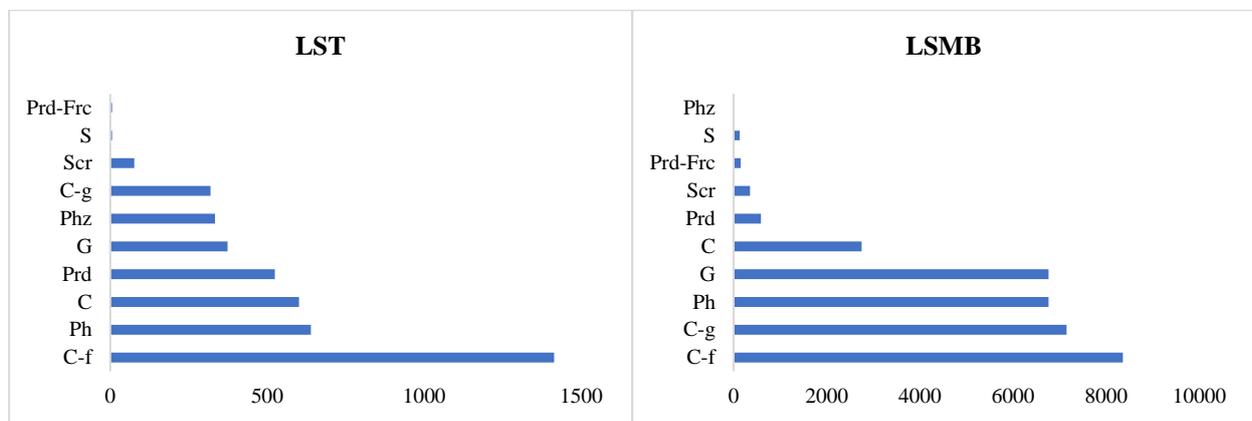
En dernier, le super prédateur qui est le serpent identifié de la famille Natricidae dont le nom commun est la couleuvre tessellée. La récolte a permis l'observation de 30 individus durant toute la période d'étude, toutefois précisons que ces derniers ont été relâchés après chaque observation.

### 3.2. Étude des liens trophiques

L'évolution des abondances relatives des groupes fonctionnels trophiques dans les deux lacs ouest d'Algérie. La comparaison distincte en correspondance d'un niveau donné, montre que les deux lacs ont le même niveau trophique.

#### 3.2. 1. Les principaux groupes trophiques identifiés chez les invertébrés

Dix groupes trophiques ont été identifiés dans le lac LST pour les macro-invertébrés. Cette analyse de l'importance relative des groupes trophiques révèle l'abondance élevée de collecteurs filtreurs avec 33% (1414ind.), suivis des phytophages avec 15% (639ind.), ensuite les carnivores avec 14% (601ind.), les prédateurs avec 12% (524ind.), les Grazers avec 9% (374ind.), les phytozoophages avec 8% (334ind.), les collecteurs gathers avec 7% (319), et les scrapers 2% (76), les derniers sont les prédateurs féroces et shredders avec moins de 1% (6) (Fig. 27).



**Figure 27. Importance relative des groupes trophiques des macro-invertébrés des deux lacs**  
 Prédateurs féroce (Prd-Frc), Prédateurs (Prd), Carnivores (C), Phytophages (Ph), Grazers (G), Scrapers (Scr), Shredders (S), Phytozoophages (Phz), Collectors, Gathers (C-g), Collecteurs Filtreurs (C-f).

Le LSMB présente dix groupes trophiques qui sont les mêmes qu'à LST, mais avec une différence dans l'abondance des groupes trophiques. L'abondance des collecteurs par les deux types collecteurs filtreurs avec 25% (8364ind) et collecteurs gather avec 22% (7150ind) et les phytophage (6764ind) et grazers (6763ind) avec 21%, ensuite carnivore avec 8% (2752ind), après les prédateurs 2% (587ind), en dernier avec 1% et les derniers nettement plus faibles avec moins de 1% se sont les scrapers (355ind), les prédateurs féroces (153ind), les shredders (134ind) et les phytozoophages (5) (Fig.27).

#### 3.2.2. Les principaux groupes trophiques identifiés chez les vertébrés

Concernant GTF des vertébrés sont au total de neuf groupes. Le groupe zooplanctophages le plus abondant au niveau des deux lacs. Dont il se trouve cinq groupes au niveau du LST et neuf au niveau du LSMB. Les groupes présents au niveau du LST sont zooplanctophages avec un fort

nombre après omnivores, insectivores, molluscivores et herbivores. Au niveau du LSMB, les groupes trophiques identifiés sont les insectivores, les zooplanctophages, les ichtyophages, les omnivores, les molluscivores, les amphibiophages, les crustacivores, les herbivores et en dernier le super prédateur (Fig. 28). Les zooplanctophages et les insectivores sont nettement plus dominants dans les communautés des vertébrés.

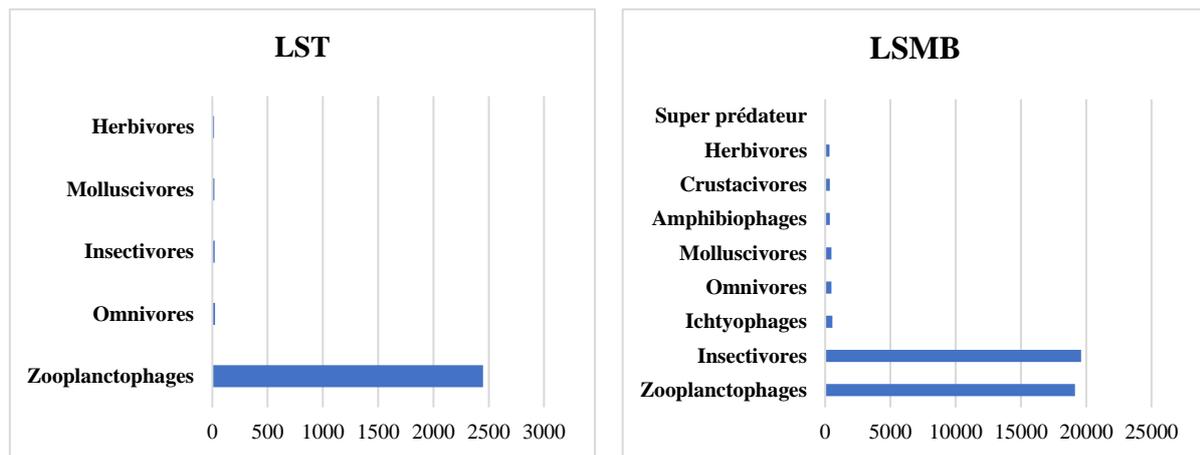


Figure 28. Importance relative de FG des vertébrés du LSMB.

### 3.2.3. Les principaux groupes trophiques identifiés chez les oiseaux

Le site LST n'est représenté que par un seul couple d'oiseau (la Foulque macron), son régime est parfois omnivore et herbivore selon la disponibilité de la nourriture.

En revanche, le site LSMB présente une diversité des groupes trophiques liée à la diversité des oiseaux. Huit régimes alimentaires sont ainsi dégagés, il s'agit de : amphibiophages, ichtyophages, omnivores, insectivores, molluscivores, crustacivores, herbivores et zooplanctophages marquent les communautés avec des proportions similaires à l'exception des amphibiophages qui apparaissent à des proportions plus élevées (Fig. 29).

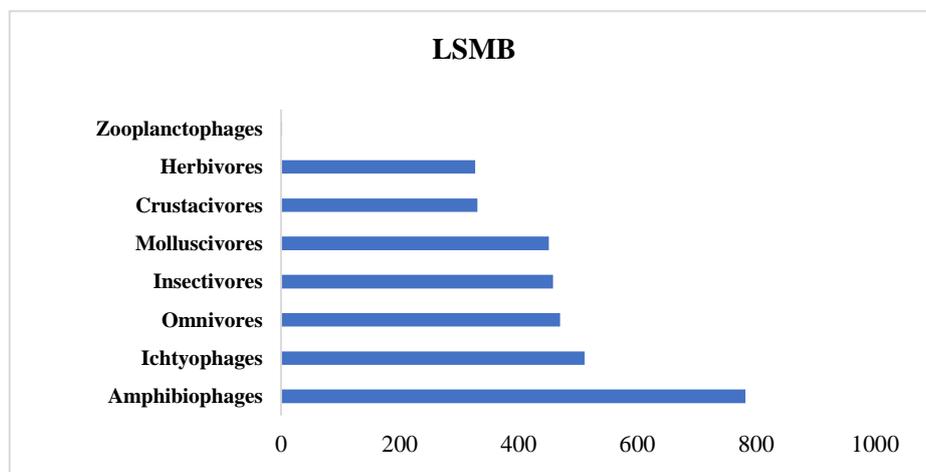


Figure 29. Groupes trophiques fonctionnels (GTF) des oiseaux des deux lacs.

Le comportement de chaque espèce influe également sur le milieu. La relation prédateur-proie, par exemple, conditionne la survie d'un individu et le succès du recrutement d'une population (Sykes et Manooch III 1979 ; Ney 1990 ; Bax, 1998 ; Ryer et Olla 1998 ; Neuenfeldt et Beyer 2003). L'effet d'un stress comme la pollution peut influencer un ou les deux à travers des modifications dans les comportements (Carrer et al., 2000 ; Weis et al., 1999 ; 2000). Selon l'effet de tels stress une espèce peut diminuer ou augmenter sa vulnérabilité à une pression exercée par une autre espèce (Piet, 1998 ; Weis et al., 1999 ; Neuenfeldt et Beyer 2003 ; Jensen et Verschoor 2004).

Parmi les facteurs biotiques, la densité des prédateurs et en particulier celle des poissons voraces ou fousseurs, et l'abondance des proies, pour les larves surtout, sont des contraintes sans doute parmi les plus importantes qui limitent l'expansion des populations (Lafontaine et al., 2013). Pour cela on a une diminution des amphibiens vu la forte pression des serpents sur le lac LSMB.

Paugy (1994) a indiqué que les omnivores généralistes qui présentent une certaine plasticité trophique ont de meilleures possibilités d'adaptation que les autres poissons. En conséquence, les espèces les plus opportunistes sont les mieux adaptées en cas de ressources limitées (Romer et Mclachlan 1986).

Parmi les facteurs biologiques conditionnant la structure trophique de nos écosystèmes, les résultats montrent que le plus important est l'abondance relative des producteurs primaires et des détritiques qui déterminent l'abondance des différents groupes de consommateurs primaires qui serviront de proies aux niveaux trophiques supérieurs et/ou qui supporteront la pêche (Christensen et Pauly, 1995).

Winemiller (1995) et Weis et al., (2000) indiquent dans leur étude des interactions proie-prédateur qu'il existe forcément un lien entre le niveau trophique le plus haut et les effets des pollutions sur les niveaux trophiques les plus bas des écosystèmes aquatiques. Les polluants peuvent exercer leur effet à tous les niveaux d'organisation biologique (Champalbert et Patrity, 1982 ; Freedman, 1995 ; Saiz-Salinas et Gonzales-Oréja, 2000 ; Luczkovich et al., 2002). Vu qu'il y a une pollution dans les deux lacs ce qui va influencer négativement sur les chaînes trophiques.

### **3.2.4. Importance des groupes trophiques chez les macro-invertébrés par saison.**

Les résultats illustrés par la figure 30 montrent que, les groupes trophiques les plus abondantes dans les quatre saisons sont les collecteurs-filtreurs suivis par les décomposeurs, les carnivores, et en dernier lieu les prédateurs (phytophage). Tandis que, les moins abondants sont en premier lieu les prédateurs féroces représentés par la famille Libellulidae, *Nepa sp*, avec un effectif très réduit.

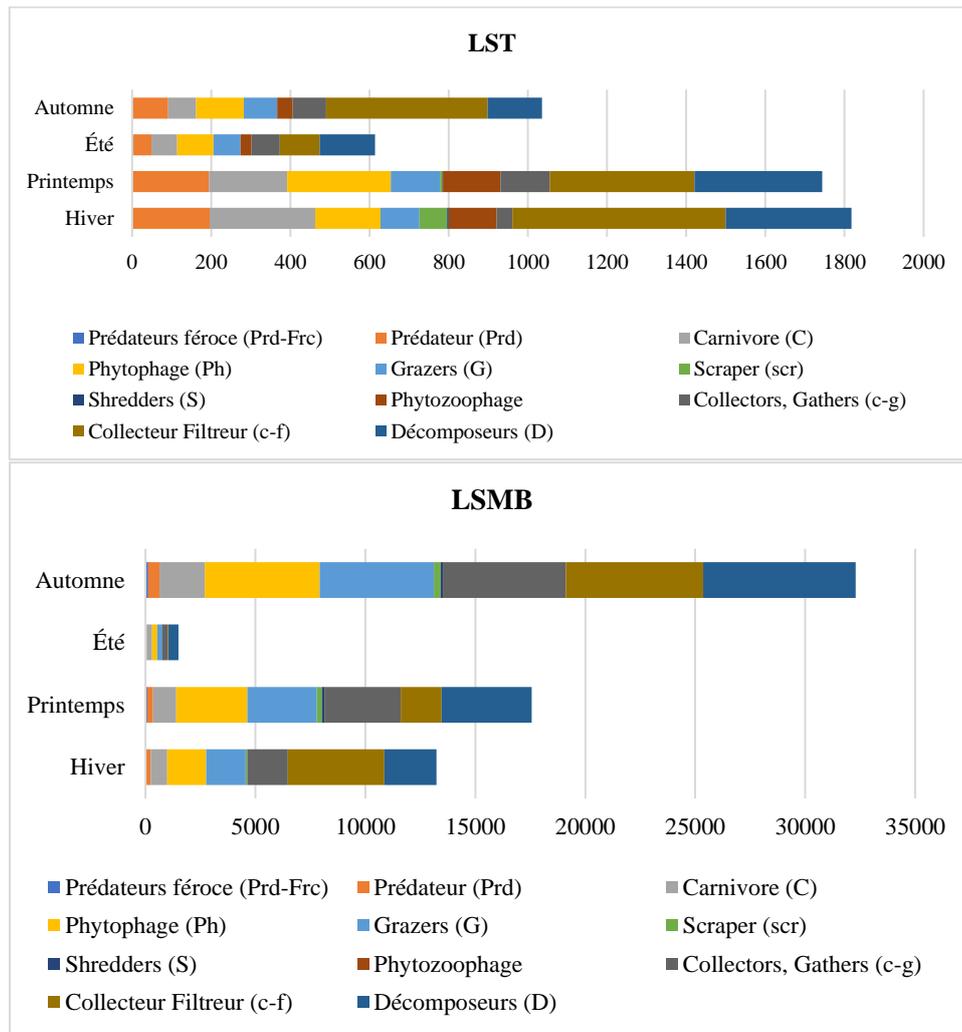


Figure 30. Variation saisonnière des groupes trophiques des macro-invertébrés dans les deux lacs.

Pour, l'absence saisonnière des groupes trophiques, on note que l'hiver est marqué par l'absence des prédateurs, représentés par les espèces Libellulidae et *Nepa sp.* Ces derniers privilégient une température élevée. De même les Scrapers (Planorbidae et *Ancylus fluviatilis*) sont absents en été et en Automne. En fin, les shredders n'a pas été détectée en été, et se représente par un seul individu *Coelostoma hispanicum*.

La répartition de groupe trophiques pour chaque saison est de l'ordre suivant en hiver : les plus abondants (les collecteurs filtreur ; les décomposeurs carnivores, prédateurs, phytophage et phytozoophage) ; les moyennement abondants (Grazers ; scraper, collecteur Gathers) ; et en dernier un seul groupe trophique le moins abondant(shredders).

Pour la saison été, on commence par les groupes les plus abondants qui sont les phytophages, collecteurs Gathers, carnivores, ensuite les moins abondants qui sont les prédateurs, phytozoophage, prédateur féroce. L'absence des macroinvertébrés peut être expliquée par la végétation immergée, le substrat à granulométrie fine, la température de l'eau et les potentialités trophiques, facteurs les plus influents pour expliquer la présence de ce groupe d'insectes (Angus,

1977 ; Lounaci et al., 2000 et Moubayed-Breil & Ashe, 2012). La température est le premier facteur déterminant notamment chez les espèces polyvoltines (espèce ayant un à deux cycles estivaux plus courts), il peut aussi s'agir de la qualité des aliments (Elouard et al., 2001). Après en printemps les groupes trophiques les plus riches en cette saison sont collecteurs-filtreurs, décomposeurs, phytozoophages, carnivores, prédateurs, collecteurs Gathers, grazers ; les groupes les moins abondants sont les scrapers, prédateurs féroces, shredders. En dernier, c'est l'automne qui présente les collecteurs-filtreurs, décomposeurs phytophages et prédateurs comme les groupes les plus abondantes en cette saison, et les collecteurs Gathers et grazers, carnivores, et phytozoophages comme les groupes trophiques moyennement abondants. Ensuite, les shredders et prédateurs féroces sont définis comme les groupes les moins abondants.

Les groupes trophiques dominants sont collecteur-filtreurs, décomposeurs, collecteurs Gathers, grazers, phytophages. À l'opposé les groupes trophiques absents en hiver sont les phytozoophages qui sont représentés par le taxa *Hydrometra* qui a été identifiée une seule fois par un seul individu en avril. Shredder est présenté par le taxa *Laccobius sp.*, signalé par un seul individu en décembre (Fig. 30).

L'abondance relative saisonnière de chaque groupe trophique montre que l'hiver indique cinq groupes trophiques dominants « Collecteur- filtreur, décomposeur, collecteur Grazers phytophage, et deux groupes trophique « carnivore et prédateur » et prédateur féroce et shredder sont les moins abondants. D'autre part, le printemps affiche cinq groupes trophiques (décomposeur, collecteur Gather, phytophage, gazer, carnivore) et trois groupes trophiques moyennement abondants (prédateur, scraper, shredder) et les moins abondants sont prédateurs féroce et phytophage. Par la suite la saison estivale démontre que les décomposeur et carnivore, et collecteur gathers, phytophage, grazers sont les groupes les plus abondantes et que les collecteurs filtreurs, prédateurs, prédateurs féroces sont les groupes moyennement abondants. Le groupe le moins abondant est représenté par un seul individu scraper-shredder.

Quatre groupes trophiques sont collectés dans les milieux aquatiques de la Réserve du Haut-Bandama. Dans l'ensemble des stations, les Prédateurs 95 espèces soit, 48 % dominent les communautés de macro-invertébrées. Ils sont suivis des Herbivores (52 espèces) et des Détritivores (47 espèces). Ces derniers représentent respectivement 26 et 24 %. Les Filtreurs (5 espèces) ne représentent que 2 % des espèces récoltés (Kressou, 2020).

### 3.3. Détermination des conditions physicochimiques des deux lacs

Les variations des paramètres physico-chimiques et des métaux lourds (Mn, Cu, Zn, Cd, Fe et Pb) dans l'eau sont représentées dans le tableau 16 en utilisant le minimum, le maximum, la moyenne, l'écart type et leurs valeurs p significatives.

Tableau 16. Variation des paramètres physicochimiques et métaux lourds de l'eau de deux lacs.

Les noms	Lac LST			Lac LSMB			Les normes Rodier et al., 2029
	Min	Max	Mean±SD	Min	Max	Mean±SD	
Température (°C)	6,6	26,6	16,63±5,11	5	30,2	16,60±5,80	[3 à 28°C] eau cyprinicoles
Couleur (Pt)	5	940	293,83±202,75	5	950	349,37±0,23	/
Potentiel Hydrogène pH	7,3	8,46	7,89± 0,31	7,7	9,24	8,44± 0,40	[5-9]
Oxygène Dissous (mg.L <sup>-1</sup> )	3,22	8,3	6,6±1,14	4,11	8,32	6,10± 1,24	7 Excellente – 5 bon
Potentiel Redox (mV)	-42	-136	(-83,45)± (-23,53)	-82	-18	(-52,45)± (-19,98)	/
Turbidité (NTU)	6	135	40,75±39,48**	6	220	54,08±52,31**	/
Salinité (mg.L <sup>-1</sup> )	0,00	0,002	0,001±0,00015	1,2	1,4	1,35±0,078	Inférieur à 0.5
Conductivité (mS/cm)	0,31	0,36	0,34±0,0013	2,54	3	2,84±0,15	Voir chapitre 1
<b>Nutriments</b>							
Calcium (mg.L <sup>-1</sup> ) Ca <sup>2+</sup>	12	36	25,75± 7	90	175	127±25,69**	Voir chapitre 1
Dureté calcique (mg.L <sup>-1</sup> ) CaCO <sub>3</sub>	26	86	63,3± 17,50	174	480	314,75±64,85*	Voir chapitre 1
Orthophosphate (mg.L <sup>-1</sup> )	0,11	0,92	0,53± 0,20**	0,11	0,97	0,43±0,23***	20µg.L-1 – 0.5
Nitrates (mg.L <sup>-1</sup> )	0,56	17,2	4,35±4,79	0,38	7,4	2,29±1,73	2 à 3
Nitrites (mg.L <sup>-1</sup> )	0,03	0,14	0,078± 0,03	0,02	0,2	0,065±0,04	0.05 à 0.6
Magnésium (mg.L <sup>-1</sup> ) Mg <sup>2+</sup>	21	70	38,33± 15,52	30	380	194,37±130,26***	15
<b>Métaux lourds</b>							
Manganèse (µg.L <sup>-1</sup> )	1,01	8,01	3,08± 0,02	2,01	28,01	8,3± 6,6**	Inférieur à 0.05
Cuivre (mg.L <sup>-1</sup> ) Cu <sup>2+</sup>	0,12	0,66	0,37±0,18*	0	1,15	0,33 ±0,24	Inférieur à 1
Fer (mg.L <sup>-1</sup> ) Fe <sup>2+</sup>	0,43	2,32	0,74±0,5	1,32	2,12	1,80±0,24	Difficile à préciser
Zinc (mg.L <sup>-1</sup> ) Zn <sup>+</sup>	0,08	0,36	0,19±0,09	0,04	0,9	0,29± 0,27	5
Cadmium (mg.L <sup>-1</sup> ) Cd <sup>+</sup>	0,02	0,067	0,036±0,017**	0,002	0,04	0,019±0,013**	Quelle que µg
Plomb (mg.L <sup>-1</sup> ) Pb <sup>2+</sup>	0,75	2,12	1,37±0,43	0,51	1,84	1,00±0,42	A partir 0.1

En utilisant le test Anova et le test T : \* indique que les variations temporelles sont significatives (p < 0,05), \*\* différence hautement significative (p < 0,01) et \*\*\* différence hautement significative (P < 0,001).

Les résultats des tests Anova 1 et test T de Tuckey n'ont montré aucune différence significative (p>0,05) entre les mois pour onze paramètres au cours de toute la période d'étude (Tab. 16). La

température, la couleur, le potentiel redox, l'oxygène dissous, la salinité, la conductivité, les nitrates, les nitrites, le zinc et le plomb sont relativement constants tout au long de l'année.

Les valeurs de l'écart-type montrent également qu'il n'y a pas de différence significative entre les échantillons au cours de l'année de l'étude. Ainsi, pour les deux lacs, l'eau est légèrement alcaline, turbide, oxygénée et à potentiel redox négatif (Tab. 16). Neuf paramètres (pH, Turbidité, Dureté CaCO<sub>3</sub>, Orthophosphate, Calcium, Magnésium, Manganèse et Cadmium) sont significativement différents ( $p < 0,05$ ).

L'application du test de Kruskal-Wallis pour la comparaison des paramètres physicochimiques et TME dans l'eau a montré qu'il existait des différences intersites significatives pour le pH, la salinité, la conductivité, le CaCO<sub>3</sub>, le calcium, le fer, le magnésium, le manganèse et le cadmium (Tab. 16).

### 3.3.1. Analyse des paramètres physicochimiques

#### ➤ Température

Les températures moyennes de l'eau des deux lacs sont de l'ordre de 16°C, variable entre une température minimale de 6,6°C et une maximale de 26,6°C à LST et de 5°C à 30,2°C à LSMB. L'écart thermique est d'environ 5°C ce qui témoigne d'une variabilité peu significative dans le temps (Fig. 31 ; Tab.16)

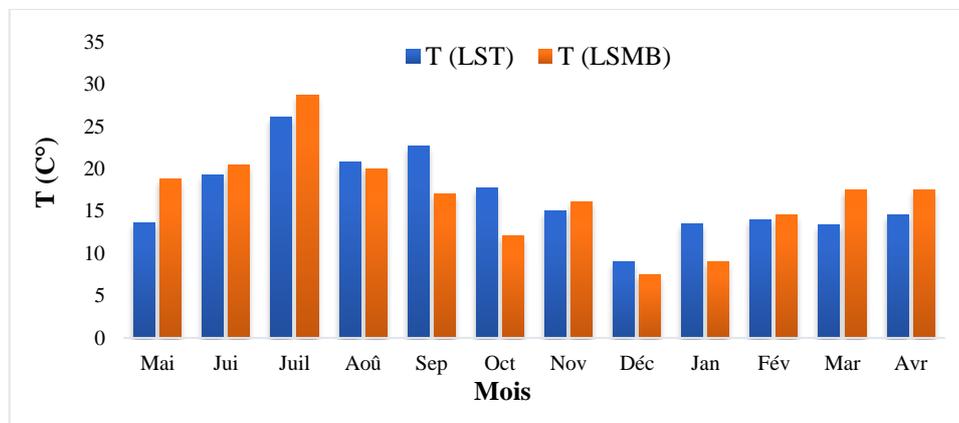


Figure 31. Variation temporelle de la température des deux lacs.

Étant donné que les mesures ont été réalisées dans les eaux de surface, les écarts thermiques sont dépendants des températures de l'air, ils restent donc appréciables d'une saison à une autre. En hiver, les températures sont comprises entre 5 et 6°C alors qu'en été, elles augmentent pour atteindre des valeurs de 26,6 (LST) et 30,2°C (LSMB) (Fig. 31). Les valeurs de température enregistrées demeurent dans les normes des eaux cyprinicoles (Rodier et al., 2009), l'augmentation est due aux effets saisonniers. Ces moyennes ne diffèrent pas de celles citées par

certain auteurs et qui ne montrent pas des écarts marquants (Elahcene et al., 2020 ; Odjohou et al., 2020).

➤ **Couleur**

La coloration de l'eau est un indicateur de pollution esthétique. Elle peut avoir une origine naturelle ou chimique. Les sources naturelles de coloration de l'eau sont les substances humiques, les algues et les bactéries. Les sources chimiques de coloration de l'eau sont les colorants, les phénols et les pigments chlorophylliens. La coloration d'origine chimique est plus difficile à éliminer en épuration que la coloration d'origine naturelle (Gaujous, 1995 et Rodier et al., 2009).

La valeur de la couleur moyenne du lac LST est de 293,83 mg L<sup>-1</sup> Pt, avec un écart-type de 202.75 à LST. La valeur minimale est de 5 mg L<sup>-1</sup> Pt et la maximale est de 940 mg L<sup>-1</sup> Pt à LST. Pour le lac LSMB, les valeurs sont de 349,37 mg L<sup>-1</sup> Pt ± 0,23, avec une valeur minimale de 5 mg L<sup>-1</sup> Pt et une valeur maximale de 950 mg L<sup>-1</sup> Pt.

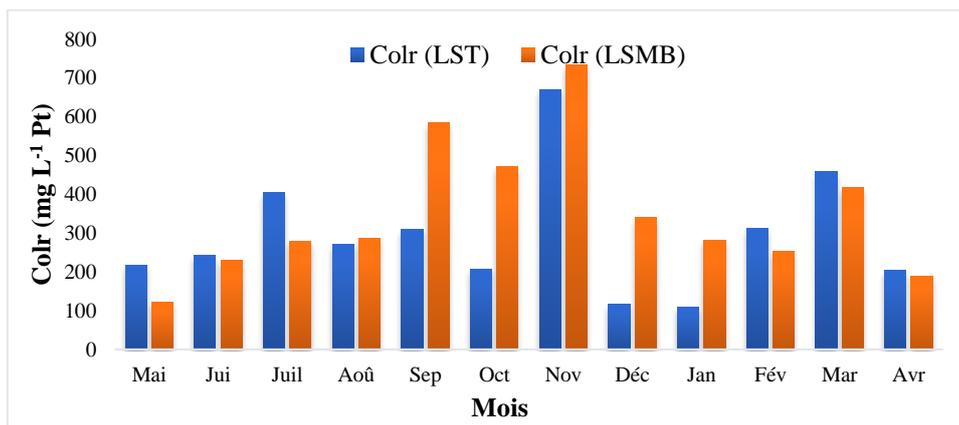


Figure 32. Variation temporelle de couleur des deux lacs.

Le mois où on remarque une augmentation de la coloration importante est novembre dans les deux lacs. Néanmoins, en septembre et octobre une coloration est présente dans le lac LSMB. Au mois de mai ce même phénomène est observé dans les deux lacs. D'autre part, pour les mois d'avril, mai et juin, une diminution a été relevée aussi bien dans l'un que dans l'autre (Fig. 32). Les eaux des deux lacs sont colorées, la coloration du LSMB est dans l'ensemble plutôt verdâtre, elle varie toutefois selon la saison et la présence des cyanobactéries. Au niveau de lac Télamine (Aibeche et al., 2020), la couleur est plus au moins similaire à celles observées dans nos sites d'étude.

➤ **Potentiel Hydrogène**

Concernant le pH, les données analytiques ont révélé des différences de valeurs moyennes dans les deux sites (F=17,22 df=19, p=0,000). Ils sont compris entre 7,89 ± 0,31 à LST et 8,44 ± 0,40 à

LSMB, ce qui marque un pH neutre à légèrement alcalin dans le premier et alcalin dans le second durant toute la période d'étude (Fig. 33). La valeur minimale du pH à LST est de 7.71 et la maximale de 9.24. Le LSMB présente une valeur minimale de 7.3 et une maximale de 8.46 par conséquent la variation du pH dans LST est plus importante que dans LSMB.

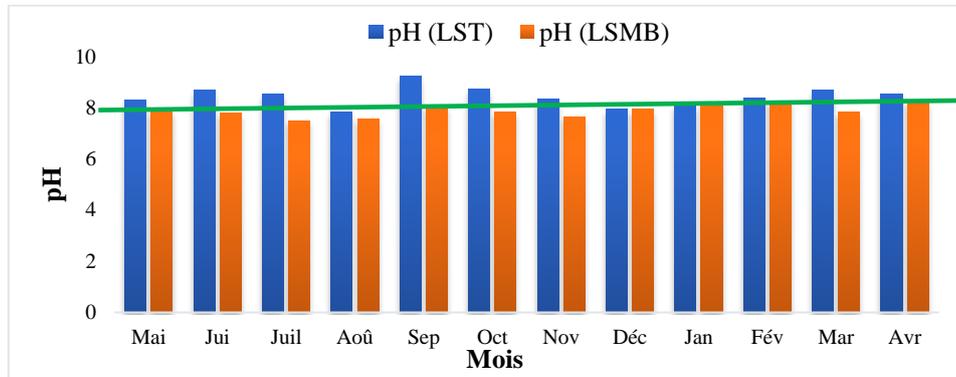


Figure 33. Variation temporelle du potentiel hydrogène (pH) des deux lacs.

Selon les normes de Rodier et al. (2009), la vie des organismes dans les lacs est possible pour des pH compris entre 6 à 8. Tout au long cette période, on remarque une fluctuation stable au fil des mois principalement au site LSMB. Toutefois, un seuil de pH de 9.24 est observé en septembre 2017 dans le site LST, ce qui très élevé, selon Rodier et al. (2009) qui qualifie alors l'eau de qualité médiocre, et par voie de conséquence il peut être source de stress pour les organismes vivants. Le pH diminue au cours du mois de novembre, ce qui prouve l'existence d'une autoépuration de l'eau.

Le pH des eaux du lac Fetzara correspond alors au type d'eau alcaline (Drouart et Vouillamoz, 1999) (Boulaksaa & Laifa, 2020), ce qui corrobore avec nos résultats. Ces derniers obtenus en matière de température et de pH, rejoignent ceux des auteurs précités (Kerfouf et al., 2008 ; Bouzidi et al., 2010 ; Chiali et Cherifi, 2019). Les valeurs de pH obtenues dans les deux sites d'étude sont dans la même gamme, celle de la majorité des eaux des zones humides algériennes (Bendjama et al 2016 ; Koull et al., 2016).

#### ➤ Oxygène dissous

L'oxygène dissous est un paramètre essentiel à la qualité de l'eau et au bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Lajaunie-Salla, 2016). En dessous d'un certain seuil de concentration en oxygène ( $3\text{mgL}^{-1}$ ), les carpes peuvent s'asphyxier et la survie des organismes aquatiques n'est possible dans les eaux douces qu'à partir d'un seuil supérieur à  $4\text{mg.L}^{-1}$ .

L'oxygène dans l'eau favorise également le processus d'oxydation de la matière organique (autoépuration), mais cette décomposition épuise l'oxygène du milieu aquatique

(ww.wcpepsc.org). Selon les normes de Rodier, et al. (2009), les eaux d'un lac restent de bonne qualité jusqu'à  $5\text{mg.L}^{-1}$  et selon la Grille de la qualité des milieux aquatiques de 1971 établie par Gaujous (1995) au seuil de  $3\text{mg.L}^{-1}$

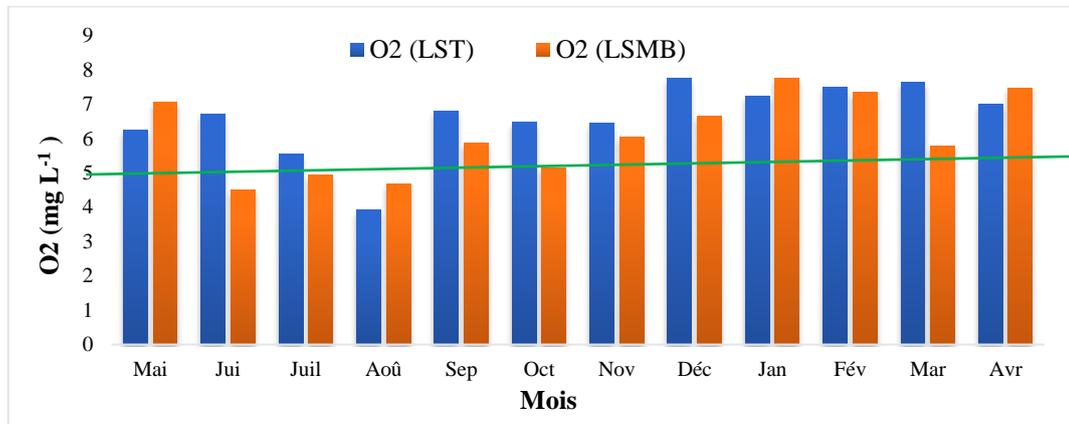


Figure 34.. Variation temporelle d'oxygène dissous des deux lacs.

Les teneurs en oxygène dissous enregistrées sont généralement incluses dans les normes des eaux oxygénées de bonne qualité dans les deux lacs. Elles sont de  $6,6 \pm 1,14 \text{ mg L}^{-1}$  à LST et  $6,10 \pm 1,24 \text{ mg L}^{-1}$  à LSMB. A l'exception de la valeur minimale relevée au mois d'août au cours duquel on soulignera la panne de la pompe d'oxygénation responsable de l'absence du brassage d'eau. Par contre, au niveau du lac Lala Setti, l'eau est le plus souvent bien oxygénée au cours des mois restants. Pour le LSMB, la valeur minimale étant de 4.11 et la maximale de 8.32, on peut conclure que l'eau y est bien oxygénée (Fig. 34). La variation de  $\text{O}_2$  est cohérente avec celle du lac Fetzara (Boulaksaa et Laifa, 2020).

En outre, les vitesses des vents engendrent un brassage continu de la masse d'eau et par conséquent un enrichissement de la phase dissoute en oxygène dissous pendant la saison humide (Merghem et al., 2016). La faible concentration en oxygène dissous ( $\text{O}_2$ ) enregistrée pourrait être liée à une faible activité Photosynthétique induite par une forte turbidité et une diminution de la biomasse végétale et de la consommation d'oxygène par les bactéries aérobies lors de la dégradation biologique de la matière organique morte (Dedjiho et al., 2013 ; Guitoun & El Hella, 2014). Les valeurs d' $\text{O}_2$  reflétaient le phénomène d'eutrophisation signalé dans les études du lac Tonga (Lazli et al., 2014 ; Menasria et Lazli, 2017). Donc, le phénomène d'eutrophisation est présent au niveau de lac Lala Setti. Nos résultats  $\text{O}_2$  étaient cohérents avec ceux de Mouissi & Alayat (2016) au lac Oubeira et de Lemkeddem & Telli (2014) au niveau du lac Lala Fatma à Ouargla.

#### ➤ Potentiel redox

Du côté du potentiel redox, les valeurs sont tous négatif et varient dans les deux lacs,  $(-83,45) \pm (-23,53)$  à LST avec une valeur minimale de -83.45mV et maximale -23,53mV tandis qu'on constate

des valeurs de  $(-52,45) \pm (-19,98)$  à LSMB, avec une valeur minimale de  $(-82\text{mV})$  et une maximale de  $(-18\text{mV})$ . Les deux lacs ne subissent aucune réduction, qui signifie que l'eau est bien oxygénée (Fig. 35).

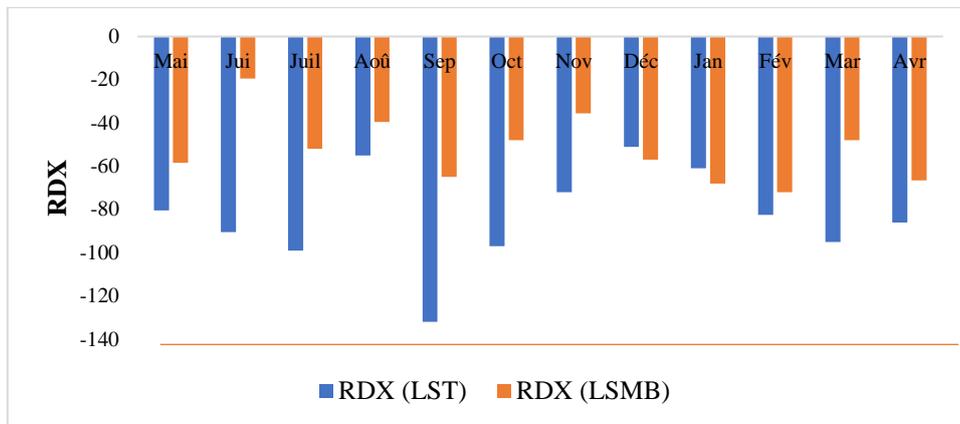


Figure 35. Variation temporelle du potentiel redox des deux lacs.

C'est aux mois juillet puis septembre représentent une valeur de la variation temporelle de potentiel redox très importante dans les deux lacs.

Pour le LST, le phénomène est important au mois de juillet, septembre, mars, juin, février, janvier, avril et mai au niveau de LSMB. En revanche, pour celui-ci, les mois présentant une valeur réduite dont novembre, décembre, janvier, mars, août.

### ➤ Turbidité

L'eau avec une turbidité élevée est normalement considérée comme ayant un risque élevé d'agents pathogènes. La turbidité de l'eau est due à la suspension colloïdale comme l'argile, le limon, les matières organiques et inorganiques finement divisées, le plancton et d'autres organismes microscopiques (Roopavathi et al., 2016).

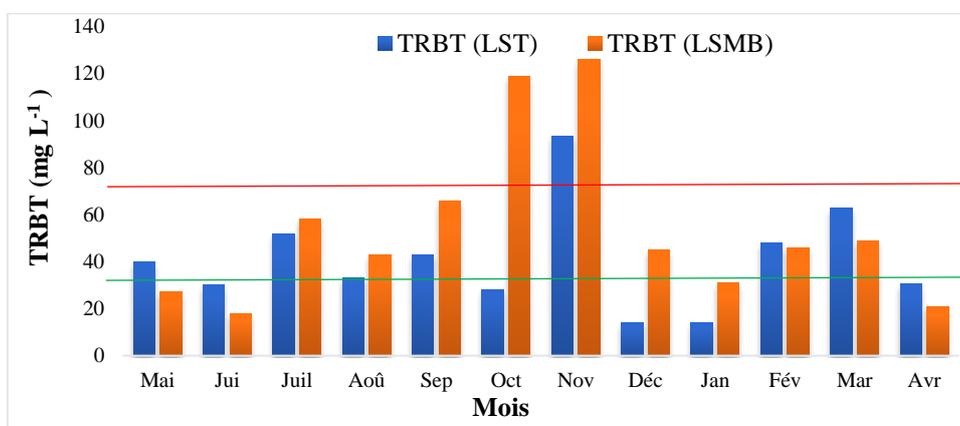


Figure 36. Variation temporelle de la turbidité des deux lacs.

Les valeurs moyennes de turbidité sont de l'ordre de  $40,54 \pm 39,748$  au site LST et  $54,08 \pm 52,31$  FTU à LSMB. La turbidité du LST est en moyenne de 40.75FTU ; avec une valeur minimale de 0.31 et une maximale de 0.36FTU, le site LSMB présente une valeur minimale de 6FTU et maximale de 220FTU.

Selon les normes de la Grille SEQ-Eau (2003), les eaux sont de qualité variable allant d'eau claire à fortement turbide. Cette variation est notée au cours des mois aussi bien dans le lac LST que LSMB. Ainsi, les valeurs les plus faibles sont relevées durant les mois de juin, août, octobre, décembre, janvier et avril où les valeurs ne dépassent pas  $35 \text{ g.L}^{-1}$ , les eaux y sont claires et de bonne qualité. Elles affichent des concentrations plus élevées au cours des mois de mai, juillet, septembre, février et mars durant lesquels l'eau perd de sa qualité et elle devient de mauvaise qualité au cours du mois d'octobre pour lequel une valeur extrême est notée dépassant largement les  $70 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Le même scénario est perçu pour les teneurs en oxygène dans le lac LSMB, allant d'une eau claire de bonne qualité durant les mois de mai, juin, janvier et avril à une eau fortement turbide de mauvaise qualité durant les mois d'octobre et novembre passant par une eau moyennement chargée durant les mois restants.

La variation de la turbidité pourrait s'expliquer par l'afflux de ruissellement qui transporte les particules lors de leur passage (Allalga et al., 2017). L'eau du lac Tonga a été qualifiée de trouble (Naili et al., 2021) ce qui est le contraire dans nos études dans lesquelles l'eau est trouble dans les deux lacs durant la période hivernale (Fig. 36).

### ➤ Salinité

Le terme de salinisation des eaux est celui utilisé pour décrire l'augmentation de la teneur en sels dissous des eaux superficielles. Bien que les mécanismes impliqués dans ce processus soient multiples et différents selon les régions touchées, nous pouvons les classer en deux groupes : la salinisation naturelle aussi appelée « salinisation primaire » et la salinisation anthropique ou (salinisation secondaire) (Williams, 1987).

Le Test Kurskal-Wallis a révélé une différence de la salinité hautement significative entre les deux sites ( $F=3639$ ,  $df=11,01$ ,  $p=0,000$ ). À LSMB, la valeur moyenne est de  $1,35 \pm 0,07 \text{ mg.L}^{-1}$  et au site 2, la valeur de la salinité est de zéro. La salinité est stable à LST durant toute la période d'étude, tandis qu'à LSMB la valeur est de  $1,35 \pm 0,078 \text{ mg.L}^{-1}$  avec une valeur minimale  $1,2 \text{ mg.L}^{-1}$  et une maximale de  $1,4 \text{ mg.L}^{-1}$ . montrant ainsi une teneur en sels relativement stable dans le temps.

Selon les seuils de Rodier, et al (2009) la salinité de l'eau douce ne dépasse pas  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ . Ainsi, l'eau du lac LST sera définie comme une eau douce pure, et cela est dû au pompage de nappe phréatique, peu profonde, qui permet une alimentation régulière. En revanche, au niveau du lac

LSMB, la hausse des teneurs en sels, est due à l'origine de l'eau qui vient d'une déviation d'une partie des eaux de crues de l'Oued Mekerra vers le barrage Sarno au moyen d'un ouvrage de dérivation d'une capacité de 2.5 m<sup>3</sup>/s, qui traverse des terrains essentiellement agricoles, l'eau chargée en sels se déverse dans le lac, rendant ainsi l'eau saumâtre. La salinité naturelle est régie par deux principaux facteurs que sont la géologie et le climat. Par exemple, en ce qui concerne le sodium et les chlorures, les deux proviennent de la météorisation naturelle de la roche et du transport atmosphérique de substances d'origine océanique (Eilers et al., 1995).

En termes de composition, l'impact de la salinité varie très fortement en fonction des groupes faunistiques concernés, les larves d'insectes étant généralement les plus fortement touchées (Hart et al., 1990 ; Short et al., 1991 ; Bunn et Davies, 1992 ; Muñoz et Prat, 1994 ; Halse et al., 1998 ; Kefford, 1998). Les différences de tolérance à la salinité doivent être appréhendées au niveau spécifique même si certains ordres comme les Diptères sont plutôt résistants et d'autres sensibles comme les Plécoptères, les Éphéméroptères. Parmi les groupes n'appartenant pas aux insectes, certains sont sensibles (Turbellariés, Achètes) et d'autres sont présents sur une gamme très large comme les Mollusques et les Crustacés. Les Oligochètes comprennent à la fois des espèces très sensibles et des espèces très tolérantes, c'est pour cela que nous avons une sorte de perturbation dans le lac LSMB qui n'est pas assez d'eau douce ce qui engendre le risque de salinisation de l'eau dans futur.

#### ➤ Conductivité

La conductivité électrique est proportionnelle à la teneur globale en éléments minéraux ionisés et elle varie en fonction de la température (Savary, 2010). Ce facteur constitue un bon indicateur de pollution, des valeurs supérieures à 2mS.cm<sup>-1</sup> sont révélatrices de charges ioniques en excès traduisant ainsi une forme de pollution chimique.

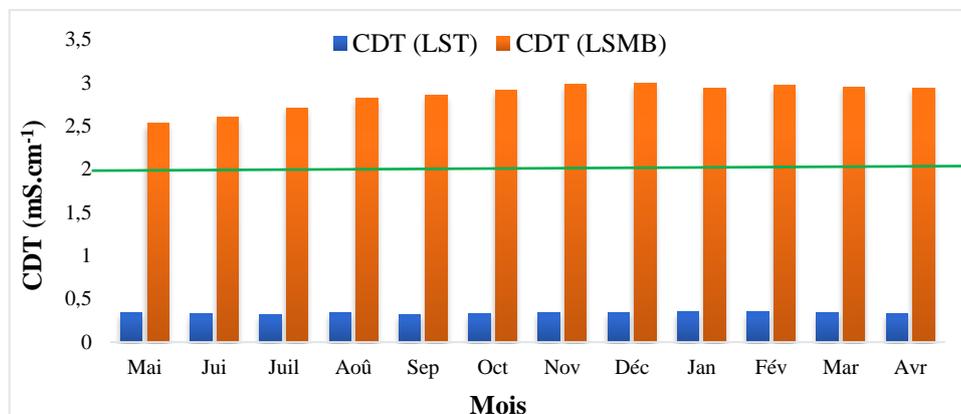


Figure 37. Variation temporelle de la conductivité des deux lacs.

Toutes les valeurs de conductivité enregistrées dans le lac LST (comprises entre 0,31 et 0,6 mS.cm<sup>-1</sup>) sont inférieures aux valeurs relevées au niveau de LSBM (comprises entre 2,5 et 3) ce qui indique que l'eau est très peu minéralisée dans le premier et modérément dans le second (Fig. 37). Les résultats de conductivité ont montré que les charges ioniques moyennes variaient de 1,35,95 ± 0,07mS.cm<sup>-1</sup> au site LST à 0,31 ± 001 mS.cm<sup>-1</sup> au site LSBM. Une différence significative est notée entre les moyennes des deux sites (F=3132, df=11,1, p=0,000) (Fig. 37), en revanche aucune différence n'est à relever d'un mois à un autre. Les valeurs pendant toute la période d'échantillonnage sont relativement stables, présentant des écarts de l'ordre de 0.5mS.cm<sup>-1</sup>.

Partant des normes de Rodier et al. (2009), la conductivité affiche une minéralisation plutôt moyenne à accentuée dans LST et une forte minéralisation dans LSBM. La conductivité est anormalement élevée dans ce dernier, dépassant les 2mS.cm<sup>-1</sup>, ce facteur prouve ainsi que l'eau y est polluée.

Les valeurs de conductivité sont également importantes dans le lac Tonga, comme on peut le constater dans les travaux de recherche de Bendjama (2014) et Bendali-Saoudi et al. (2014) et Naila et al. (2021) ainsi que dans le lac Oubeira (Berghiche, 2015 ; Mouissi & Alayat, 2016). Les valeurs de la conductivité électrique des eaux du lac Fetzara correspondent à une minéralisation importante (Boulaksaa et Laifa, 2020) de même une forte minéralisation est observée en hiver dans le lac Tonga (Naila et al., 2021), deux constatations qui s'avèrent similaire à nos résultats. La forte minéralisation de l'eau est liée au régime hydrique, à la minéralisation de la matière organique du lac à la suite fortes pluies, et à l'afflux d'eau (Guitoun & El Hella, 2014 ; Coulibaly et al., 2018). Les variations des facteurs climatiques constituent également une source de la variation de la minéralisation. En effet, au cours de la saison pluvieuse, les concentrations baissent à cause de la dilution par les eaux pluviales. Par contre, au cours de la saison sèche, l'évaporation importante entraîne un accroissement des concentrations en ions minéraux (Fekrache, 2014 ; Kotchi et al., 2016).

Le groupe de paramètres (pH, conductivité, salinité et turbidité) reflète l'existence d'une charge importante de sels dissous dans les eaux du lac LSBM. Ces variables caractérisent la minéralisation et la dureté des eaux du lac en raison de son alimentation par les oueds environnants et du ruissellement des eaux pluviales durant l'hiver, souvent chargés d'éléments divers (Naili et al., 2021).

### 3.3.2. Analyse des nutriments

Nous avons noté que les concentrations de sels nutritionnels sont similaires dans deux sites sauf pour le calcium et le phosphore. Les résultats trouvés montrent que l'élément calcaire majeur, qui existe, est essentiellement le bicarbonate qui varie de 174 à 480mg.l.<sup>-1</sup> au LSBM. Ces résultats

sont élevés en raison de la nature calcaire qui caractérise le sol de la région d'étude ; les valeurs saisonnières maximales sont enregistrées en automne et les valeurs moyennes les plus basses enregistrées au printemps. Cependant, à LST, la valeur moyenne ne dépasse pas 86 mg.l.-1, on note la forte différence entre les deux sites (F=213, df=12,42, p<0,001).

#### ➤ Calcium

Le calcium peut provenir de l'hydrolyse des minéraux silicatés et contribuer à la dureté, influençant ainsi la qualité organoleptique de l'eau (Malek et al., 2019).

Calcium a une relation avec la dureté, à LST, la teneur en calcium est de  $25.75 \pm 7 \text{ mg.L}^{-1}$ , la minimale de  $12 \text{ mg.L}^{-1}$  Ca et la maximale de  $36 \text{ mg.L}^{-1}$  Ca. À LSMB, la valeur est de  $127 \pm 25.69 \text{ mg.L}^{-1}$ , avec une minimale de  $90 \text{ mg.L}^{-1}$  Ca et une maximale de  $175 \text{ mg.L}^{-1}$  Ca (Fig. 38). Par rapport à LST, le LSMB est plus riche en calcium. La concentration du Ca est importante aux mois de septembre, janvier, février, et mars. Quant aux mois de mai, juin, juillet et août, on relève une faible concentration au niveau de LST.

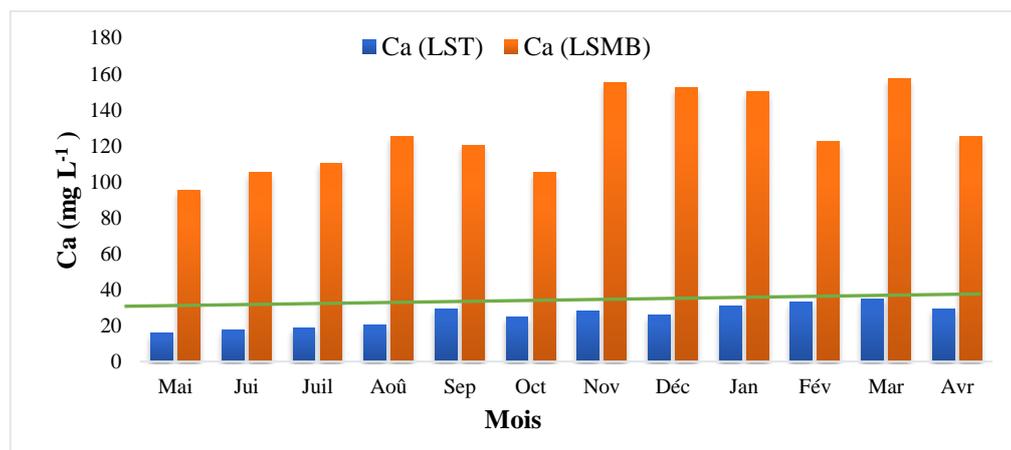


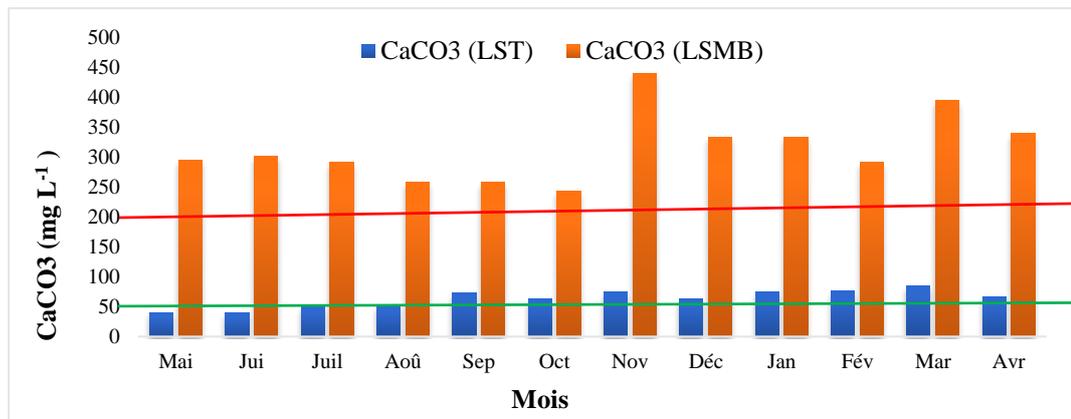
Figure 38. Variation temporelle du calcium des deux lacs.

Les mois de novembre, décembre, janvier et mars représentent une très forte concentration de Ca qui dépasse les  $140 \text{ mg.L}^{-1}$  ; et mai, juin et octobre représentent les mois avec une faible concentration de Ca au niveau du LSMB qui ne dépasse pas  $120 \text{ mg.L}^{-1}$ . Cette augmentation est due au ruissellement de l'eau et à la nature du terrain calcaire. Le  $\text{Ca}^{2+}$  est à faible concentration au niveau du LST tandis que la teneur en Ca est inférieure à LSMB, si on se réfère aux résultats de Elhacen et al., (2020).

#### ➤ Dureté calcique

La dureté calcique moyenne est de  $63.3 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$  à LST et de  $314.75 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$  à LSMB. Pour ce qui est des valeurs minimales, celles du LST sont de  $26 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$  avec une maximale

de 86 mg.L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>, et celles du LSMB affichent une valeur minimale de 174 mg.L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub> et une maximale de 480 mg.L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub> (Fig. 39).



**Figure 39.** Variation temporelle de la dureté calcique des deux lacs.

Selon les normes de Rodier et al., (2009), les valeurs comprises entre 50 à 200 mg.L<sup>-1</sup> confèrent une eau à dureté forte. Ainsi, on note des concentrations très élevées à LSMB au cours de tous les mois de l'année qui dépassent les concentrations de 200mg.L<sup>-1</sup>. En revanche, elles oscillent autour de 50mg.L<sup>-1</sup> dans le lac LST (Fig. 39). Les normes ainsi définies indiquent une dureté moyenne à accentuée à LST et une dureté très forte à LSMB.

Le calcium peut provenir de l'hydrolyse des minéraux silicatés et contribuer à la dureté, influençant ainsi la qualité organoleptique de l'eau (Malek et al., 2019). Toutefois, rappelons que la dureté de l'eau ne semble pas avoir d'effets néfastes sur la vie aquatique.

#### ➤ Orthophosphate

Les valeurs de Orthophosphate sont élevées dans les deux lacs. Les moyennes sont entre 0,53 ± 0,20 à LST et de 0,43 ± 0,23 mg.L<sup>-1</sup> à LSMB. Les mois où la concentration est élevée dans les deux lacs sont septembre, octobre. Les mois qui enregistrent des valeurs importantes à LST sont septembre, octobre, juin, janvier et mai. Alors que pour LSMB, ce sont les mois de septembre, octobre, novembre, février et mai, En contrepartie, les mois avec les valeurs de concentration basse sont août, avril et mars (Fig. 40).

Leurs concentrations varient tout au long de l'année. La période printanière est caractérisée par les valeurs les plus faibles, tandis que les valeurs les plus élevées se situent en période automnale.

Le phosphate est un élément limitant pour la croissance et le développement des organismes, à condition de ne pas dépasser le 0.5mgL<sup>-1</sup> (Rodier et al., 1996), sa présence en quantité suffisante est favorable au développement des microorganismes dans les deux sites d'étude.

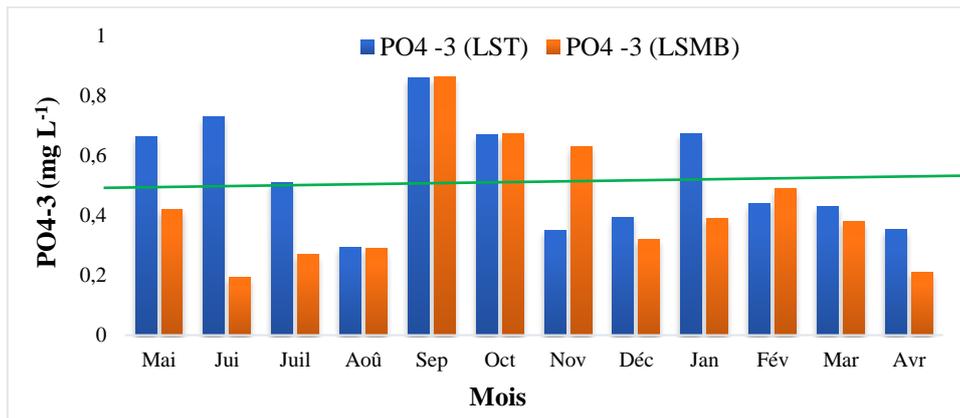


Figure 40. Variation temporelle du Orthophosphate des deux lacs.

Le minimum est de  $0.11 \text{ mg.L}^{-1} \text{ PO}_4^{3-}$  à LST et de  $0.97 \text{ mg.L}^{-1}$  à LSMB, en se basant sur la moyenne des orthophosphates, la valeur est loin du seuil de  $0.5 \text{ mgL}^{-1}$  dans le LST et dépasse largement dans le lac LSMB. L'orthophosphate, responsable du phénomène d'eutrophisation et constituant un indice de pollution, permet de confirmer l'absence de pollution par l'orthophosphate dans le lac LST et présence d'eau phosphorée avec pollution modérée dans le lac LSMB.

Les sources des orthophosphates sont multiples, notamment la décomposition des matières organiques (à haute température), l'épuration des terres agricoles riches en engrais phosphatés (pendant la saison des pluies), de même que des eaux usées et du salage du phosphore piégé en grande quantité dans les sédiments (Neal et al., 2000 et Petry et al., 2002).

### ➤ Nitrates

Parmi les différentes formes de l'azote, la forme nitrate est directement assimilable par les plantes. En trop grande concentration dans les eaux de surface, cet ion peut provoquer un phénomène d'eutrophisation (Guergueb, 2016).

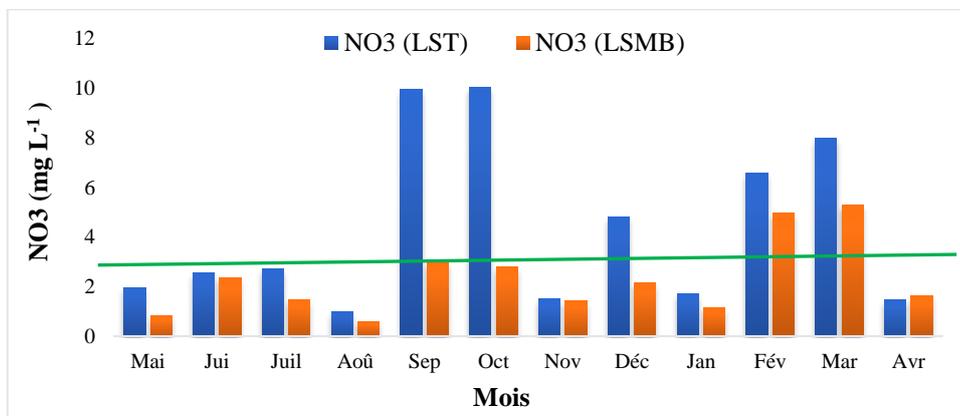


Figure 41. Variation temporelle de la teneur en nitrates dans les deux lacs.

La valeur minimale des Nitrates est de 0.56 et la maximale de 17.2 à LST. Pour le LSMB, la minimale est de 0.38 et la maximale de 7.4 mg.L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub>, les concentrations apparaissent ainsi plus élevées à LST. C'est en septembre, octobre, mars, avril et décembre que les concentrations en nitrates atteignent les valeurs les plus élevées à LST. À LSMB, c'est plutôt aux mois de mars, février, septembre, octobre, juin au niveau LSMB. En retour, les valeurs les plus faibles sont relevées en août, avril, novembre et janvier à LST, en revanche à LSMB on les a relevés en août, mai, janvier et novembre (Fig. 41). Toutefois, les mois de septembre, octobre, février et mars sont marqués par une hausse des nitrates créant ainsi des conditions favorables pour la prolifération d'algues « feuille pectine » « *Stuckinia pectinata* » qui provoque à son tour un phénomène d'eutrophisation. L'augmentation et la diminution des valeurs sont dues au phénomène autoépuration du lac et la baisse du niveau d'eau. Les valeurs dépassent la norme de 3mg.L<sup>-1</sup> au cours de cinq mois de l'année dans le lac LSMB où les conditions écologiques s'avèrent plus difficiles que dans le lac LST où trois mois sont marqués par des valeurs extrêmes (Fig. 41).

En été, la diminution de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans les deux lacs serait probablement associée à l'absorption active de cet élément par le phytoplancton et les plantes (cette période est caractérisée par une végétation très forte), et en raison de l'action des bactéries dénitrifiantes qui sont très actives à haute température (Lee, 1977). La pollution par les nitrates peut être estimée par les niveaux d'ions nitrate et ammonium. Les ions nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) représentent la forme d'azote le plus soluble ; sa présence dans les eaux de surface est liée à l'utilisation intensive de produits fertilisants (Reggam et al., 2015). Selon les travaux de Kerfouf et al., (2009) ; Bouzidi et al., (2010) ; El Badaoui et al., (2015) ; Chiali et Cherif, (2019), les valeurs de nitrates du LSMB sont dans l'intervalle de 1.3 à 16.8 mg.L<sup>-1</sup>, ce qui corroborent parfaitement avec nos résultats.

#### ➤ Nitrites

Les ions nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) sont présents dans le sol, dans les eaux naturelles et dans les plantes, mais en quantités relativement faibles (Savary, 2010).

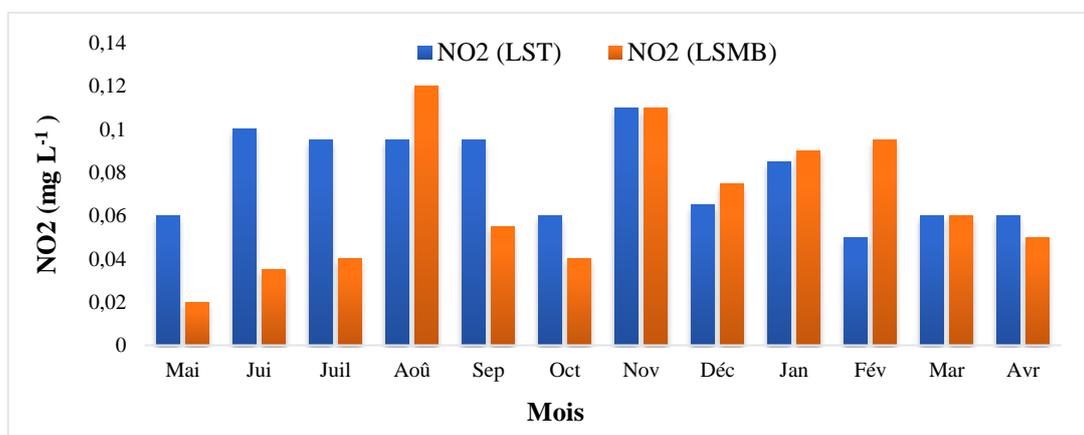


Figure 42. Variation temporelle du nitrite des deux lacs

La variation de teneurs en nitrites sont faibles dans les deux lacs où elles sont de l'ordre de  $0,07 \pm 0,031$  au site 1 et  $0,06 \pm 0,04$  mg.L<sup>-1</sup> au site 2 (LSMB) ; mais les valeurs maximales enregistrées atteignant plus de 0,1 mg.L<sup>-1</sup> pendant les mois d'automne. La norme en nitrites dans les eaux douces (Rodier et al., 2009) est de 1mg.L<sup>-1</sup>. Cet élément chimique est très toxique, la pollution devient significative au-delà de 1mg/l Rodier et al., (2009), lorsqu'il augmente, il affecte la faune lacustre. Partant des mesures effectuées, il est possible de confirmer l'absence de pollution par les nitrites (Fig. 42). Au niveau du lac LST, les valeurs les plus élevées sont enregistrées durant les mois de novembre, juin, juillet, août et septembre, tandis qu'à LSMB ce sera plutôt en août, novembre, février, janvier, décembre. Ces valeurs restent minimales en comparant avec celles du lac Fetzara (Boulaksaa et Laifa, 2020), leurs résultats indiquent une augmentation des nitrites qui diffèrent complètement de nos résultats. Par contre, la comparaison avec les travaux de Kerfouf et al., (2009) ; Bouzidi et al., (2010) ; El Badaoui et al., (2015) ; Chiali et Cherif, (2019), au niveau du lac Sidi M'hamed Benali montrent des valeurs similaires à nos résultats qui ne dépassent pas les normes.

#### ➤ Magnésium

La teneur de Mg dépend de la composition des roches sédimentaires rencontrées (calcaires dolomitiques, dolomies du Jurassique ou du Trias moyen) (Rodier et al., 2009).

La concentration en magnésium est faible au lac LST entre 21 et 70 mg.L<sup>-1</sup> avec peu de variation au cours de l'année (Fig.58) . Mais la teneur en concentration au LSBM a donné la valeur la plus élevée de 380 mg.L<sup>-1</sup> en hiver et la valeur la plus basse de 30 mg.L<sup>-1</sup> au printemps, avec une moyenne annuelle de 194,37 mg.L<sup>-1</sup>. Des variations régulières des moyennes annuelles se produisent à deux sites qui semblent être fortement augmentées à partir du lac LSBM ( $F=18,84$ ,  $df=11,23$ ,  $p=0,001$ ) (Fig. 43).

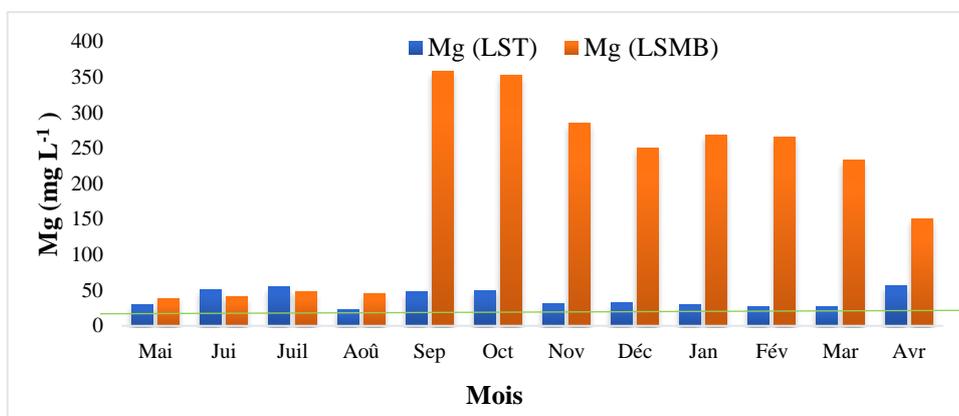


Figure 43. Variation temporelle du Magnésium des deux lacs.

La valeur minimale est de  $21\text{mg.L}^{-1}$  Mg et la maximale est de  $70\text{mg.L}^{-1}$  Mg au niveau de LST. Alors qu'à LSMB la minimale est de  $30\text{mg.L}^{-1}$  et la maximale de  $380\text{mg.L}^{-1}$  où les concentrations en Mg les plus hautes se manifestent en septembre, octobre, novembre, janvier et février tandis qu'à LST elles se manifesteront en avril, juin, juillet, septembre et octobre. D'autre part, les mois d'août, mars, février, janvier et mai sont les mois à concentrations faibles à LST et on souligne également de faibles concentrations en été (mai, juin, juillet et août) à LSMB.

Les teneurs en Magnésium sont élevées dans le lac LSMB par rapport à la norme de  $5\text{mg.L}^{-1}$  donc y a une pollution par le Mg selon les seuils de Rodier et al., 2009, mais pour le LST est dans les normes. Le Mg s'approche quasiment du LST du résultat de, Kerfouf et al. (2009) ; Elahcene et al. (2020) et Bendjama et al. (2016), cependant il est plus élevé à LST par rapport travail de Bougherira et al. (2017).

### 3.3.3. Analyses des métaux lourds

Bien que les métaux, comme le manganèse, le cuivre, le fer et le zinc, etc., jouent un rôle biochimique dans la vie aquatique, leur présence excessive est toxique et non biodégradable (Pindi et al., 2013).

#### ➤ Manganèse

Les valeurs de Manganèse sont de  $3.08 \pm 0.02$  ; la valeur minimale est de  $1.01 \mu\text{g.L}^{-1}$  Mn et la maximale de  $8.01 \mu\text{g.L}^{-1}$  Mn pour LST. Les valeurs de Mn sont de  $8.3 \pm 6.6$ , avec une minimale de  $2.01 \mu\text{g.L}^{-1}$  Mn, et une maximale de  $28.01 \mu\text{g.L}^{-1}$  Mn pour LSMB (Fig. 44).

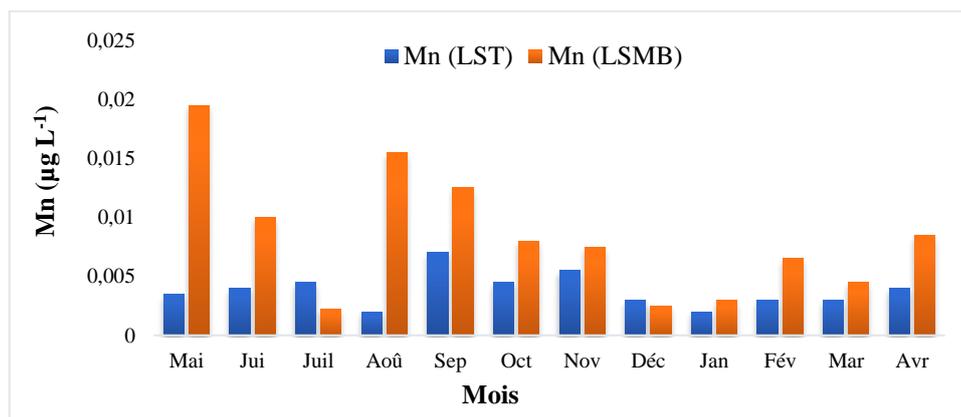


Figure 44. Variation temporelle des teneurs en manganèse dans les deux lacs.

Les concentrations les importantes sont notées en septembre, novembre, octobre, juillet, juin et avril à LST, alors qu'à LSMB ce sera plutôt aux mois de mai, août, septembre et juin qu'elles se manifestent pour les mois suivants, autrement dit août, janvier, décembre, février, mars et mai la variation est faible à LST de même qu'à LSMB en juillet, décembre, janvier et mars.

Une différence significative est notée entre les deux sites d'étude ( $F=7,94$ ,  $df=12,57$ ,  $p=0,014$ ) où le lac LSMB affiche des valeurs mensuelles nettement plus élevées (Fig. 44)

Les teneurs en Mn sont dans les normes, l'augmentation étant due à la décomposition de feuille d'arbre et les normes à ne pas dépasser est de  $0.05\text{mgL}^{-1}$  (Rodier et al, 2009). Le Mn présent à très fortes concentrations dans plusieurs milieux aquatiques d'Algérie (Taleb et al., 2008 ; Achour et al., 2017 et Bougherira et al., 2017 ; Ouro-Sama et al. 2020) est dix fois plus important au niveau de lac Tonga et Obeira (Bendjamine, 2014) mais la plus faible concentration est signalée au lac Léman par Bourgeois et al. (2020). Les teneurs en manganèse sont très variables dans les eaux algériennes et peuvent provenir aussi bien de la nature géologique des terrains que de pollutions industrielles ou de décharges publiques (Achour et al., 2017).

#### ➤ Cuivre

Le cuivre a été considéré autrefois comme un poison dangereux, en particulier sous forme de vert-de-gris. On sait maintenant que le cuivre est nécessaire à la vie : l'homme et les animaux ont besoin d'absorber quotidiennement quelques milligrammes de cuivre (Ingrid, 2018).

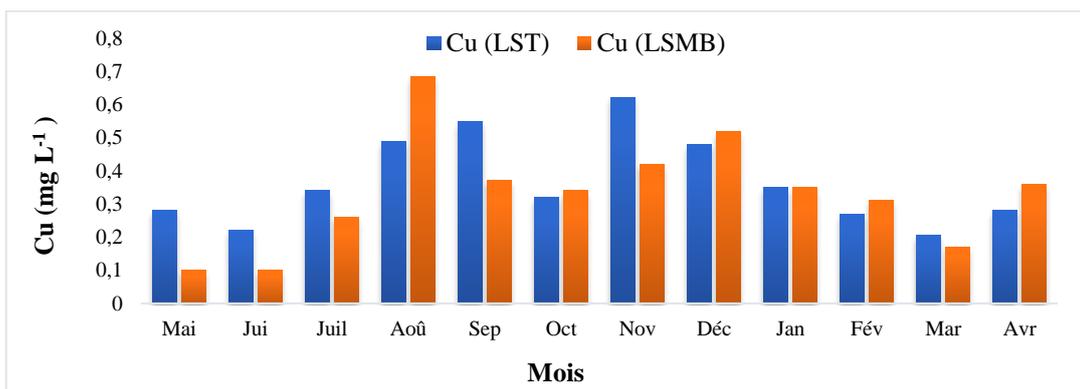


Figure 45. Variation temporelle des teneurs en Cuivre des deux lacs.

Les valeurs de Cuivre sont de  $0.37\pm 0.18$  ; la valeur minimale de  $0.12\text{mg.L}^{-1}\text{Cu}$  et la maximale de  $0.66\text{mg.L}^{-1}\text{Cu}$  pour le lac LST. Cependant, la valeur minimale est de 0 et la maximale de  $1.15\text{mg.L}^{-1}\text{Cu}$  au niveau du lac LSMB. Le taux de cuivre est donc plus élevé à LST.

Au niveau de ce site, la concentration en cuivre est plus élevée en novembre, septembre, août et décembre, alors qu'à LSMB c'est aux mois d'août, décembre, novembre et avril. En ce qui concerne les mois avec de faibles concentrations pour les deux lacs (LST et LSMB) elle se présentent respectivement comme suit mars, juin, février, mai, avril et octobre pour le premier mais juin, mars, juillet, octobre pour le second (Fig. 45).

Selon les normes la concentration en cuivre ne doit pas dépasser le  $1\text{mgL}^{-1}$ . L'eau est de bonne qualité et la pollution par le cuivre n'est pas soulevée aussi bien par la Grille SEQ-Eau (2003) et

la norme de Rodier et al. (2009). Les concentrations en cuivre sont moins élevées que celles signalées par El Baddaoui et al (2015) ; Ouro-Sama et al. (2020).

#### ➤ Fer

La toxicité de Fer pour la vie aquatique est difficile à préciser car étant donné qu'elle varie en fonction de l'état chimique du métal, le fer ferreux étant beaucoup plus toxique que le ferrique, et de la présence de précipité d'hydroxyde de fer qui tend à se déposer sur les branchies des poissons et à entraîner leur colmatage (Rodier et al., 2009).

Cet élément est indispensable à la Photosynthèse et la respiration, qui peut être un facteur limitant de la production (Gaujous, 1995).

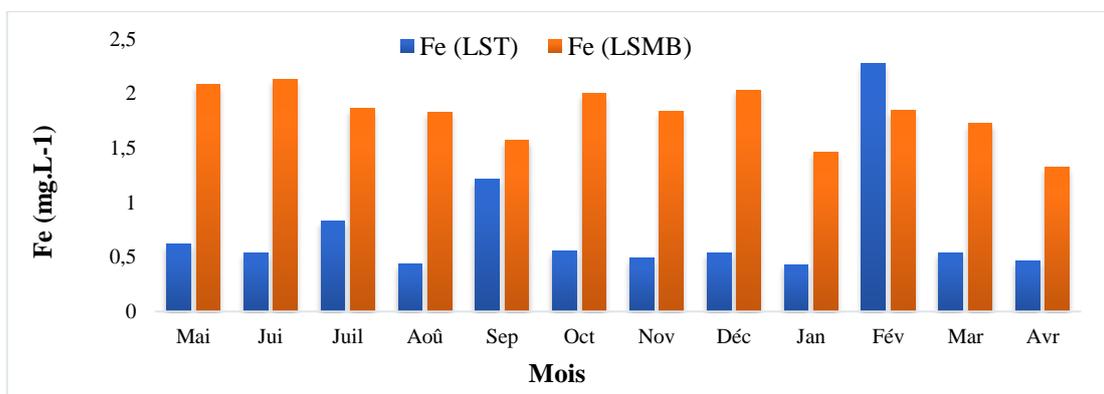


Figure 46. Variation temporelle de la concentration en fer des deux lacs.

Les valeurs des concentrations en fer varient entre 0,42 à 2,32  $\mu\text{g.L}^{-1}$  et présentent une moyenne de  $0,74 \pm 0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$  au site 1 (LST) face à une concentration beaucoup plus élevée au site 2 (LSMB) au niveau duquel les valeurs moyennes atteignent  $1,80 \pm 0,24 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Les variations élevées sont notoires en février, septembre et juillet au niveau du LST et en juillet, mai, décembre et octobre à LSMB. À l'inverse, les mois avec faible concentration pour le LST sont janvier, août, avril, novembre et pour LSMB est avril, janvier, et septembre. Une différence significative des moyennes est notée entre les deux sites ( $F=39,64$ ,  $dl=15,72$ ,  $p=0,003$ ) (Fig. 46).

Une concentration en fer de  $0,074 \pm 0,5$  avec une valeur minimale de  $0,43 \text{mg.L}^{-1}$  et une maximale de  $2,32 \text{mg.L}^{-1}$  Fe est relevée à LST face à une valeur minimale de  $1,32 \text{mg.L}^{-1}$  et une maximale de  $2,12 \text{mg.L}^{-1}$  pour le LSMB. Dans les deux lacs, Le taux de fer reste néanmoins plus élevé à LSMB. On conclut donc on peut pas dire que se trouve une pollution par le fer à cause des terres fersalitiqques a côté du lac. La concentration en fer obtenue aux LST et LSMB est dix fois plus importante que celle relevée au niveau du lac Obéira leur résultat indique par Bendjama et al. (2014). Comparées aux teneurs mentionnées par El Baddaoui et al. (2015) au niveau de LSMB, les teneurs enregistrées au cours de nos prospections sont nettement plus élevées. La présence des métaux notamment le fer présent en fortes concentrations est dans tous les cas expliqués par les

rejets industriels et ceux d'eaux usées urbaines non épurées (Achour et al., 2017). Les teneurs en fer et en manganèse sont très variables dans les eaux algériennes et peuvent provenir aussi bien de la nature géologique des terrains que des pollutions industrielles ou des décharges publiques (Achour et al, 2009 ; Achour et al, 2014).

#### ➤ Zinc

Le zinc est un métal essentiel, nécessaire à la vie d'un grand nombre d'organismes, en quantité généralement faible. Sa toxicité pour les organismes aquatiques n'en fait pas un contaminant prioritaire, bien qu'il agisse, à de fortes concentrations, sur la reproduction des moules et la croissance des larves (Belabed, 2010).

La présence de Zinc est de  $0.19 \pm 0.089$ , avec une valeur minimale de  $0.08 \text{ mg.L}^{-1}$  Zn et une maximale de  $0.36 \text{ mg.L}^{-1}$  Zn au niveau LST, pendant que celle du LSMB est de  $0.298 \pm 0.27$  avec une minimale de  $0.04 \text{ mg.L}^{-1}$  Zn et une maximale de  $0.9 \text{ mg.L}^{-1}$  Zn. Une augmentation de la concentration de zinc figure dans les mois de septembre, avril, novembre pour le LST et le même phénomène est souligné à LSMB en décembre et janvier. Les faibles concentrations sont notées au cours des mois de mai, juin et avril pour LSMB (Fig. 47).

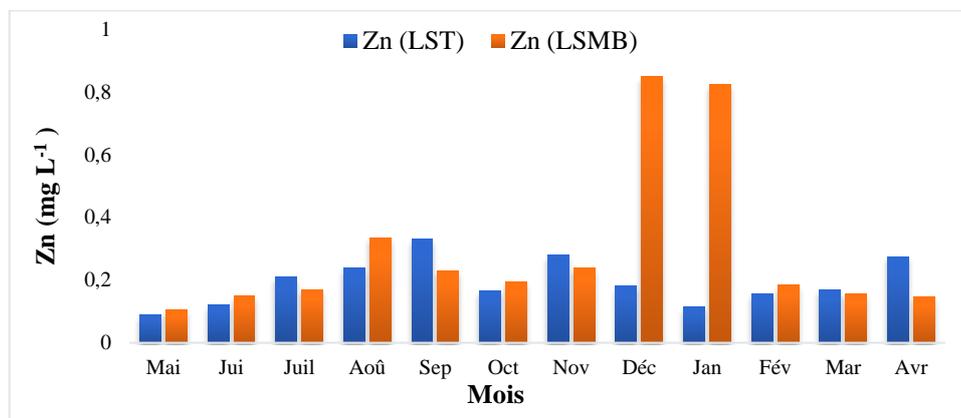


Figure 47. Variation temporelle du Zinc des deux lacs.

Les valeurs indiquent une bonne qualité recommandée pour usage agricole (Rodier et al, 2009 et Grille SEQ-Eau (2003) et Rodier (2009). La présence de Zn au lac Léman est de concentration inférieure à nos résultats (Bourgeois et al., 2020).

#### ➤ Cadmium

Au cours de la période d'étude, les concentrations de Cd sont en moyenne de  $0,036 \text{ mg.L}^{-1}$  dans le LST et de  $0,019 \text{ mg.L}^{-1}$  dans le LSMB au-dessus des limites autorisées, avec une plage de  $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$  à  $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ . Dans le lac LST, la concentration maximale est en février 2018 ( $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ ) et la concentration la plus faible est de  $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$  en septembre et octobre 2017. Dans le LSMB, la limite supérieure de concentration est relevée en juillet, août et février 2018 à  $0,038 \text{ mg.L}^{-1}$

chacun alors que la limite de concentration inférieure est de  $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$  à Marsh, 2017, une variation importante est notée dans chaque lac. La concentration de Cd est supérieure à la norme établie probablement à cause de la pulvérisation de produits agrochimiques riches en composés de Cd qui finissent par pénétrer dans l'eau et augmenter sa concentration (Fig. 48). Les teneurs en cadmium sont certes plus élevées dans le lac LST mais il est évident qu'aucune pollution par le cadmium n'est à signaler dans les deux lacs car en ce qui concerne la norme de cet élément (Rodier et al., 2009), il ne semble pas qu'il y ait de problèmes en dessous de  $1 \text{ mg.L}^{-1}$ , sauf pour certaines espèces de poissons où la toxicité apparaît à partir de  $200 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ .

Des concentrations élevées peuvent être rencontrées chez les mollusques et les crustacés d'estuaires contaminés ( $10 \text{ mg/kg}$ ) (Rodier et al., 2009). Les teneurs Cd ont trouvé la même concentration (Nakweti et al., 2021) et quasiment proche à LST (Ouro-Sama et al., 2020).

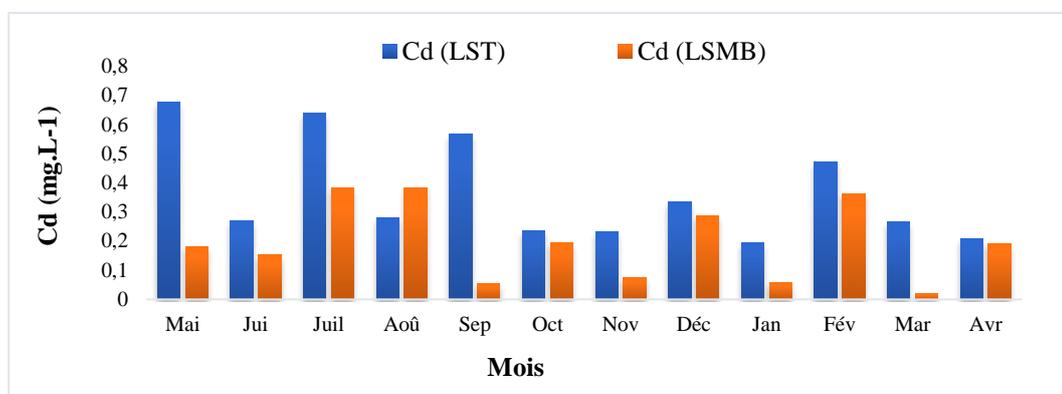


Figure 48 Variation temporelle du cadmium des deux lacs.

### ➤ Plomb

Les moyennes des concentrations en Pb enregistrées sont de  $1.37 \pm 0.43$  à LST et de  $1.00 \pm 0.42$  à LSMB. La concentration minimale est de 0.75 et la maximale est de 2.12 à LST. Pour LSMB, la minimale est de 0.51 et la maximale est de 1.84.

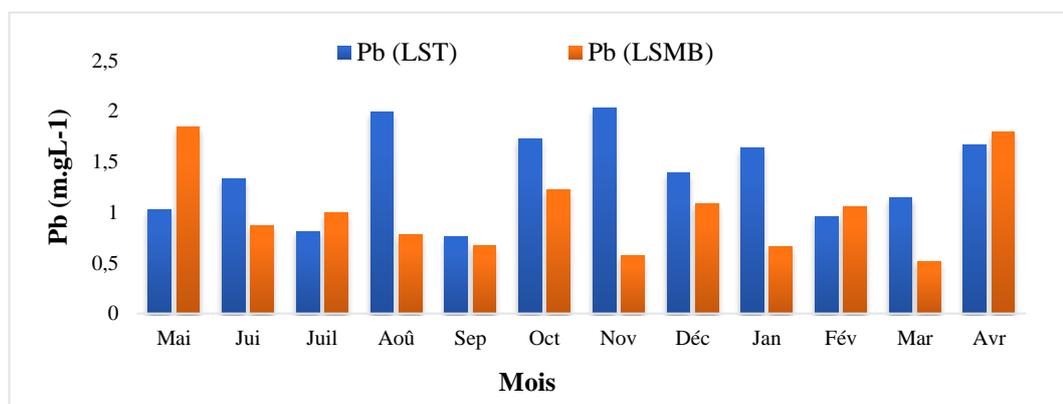


Figure 49. Variation temporelle des teneurs en Plomb dans les deux lacs.

Les mois avec variation plus élevée sont novembre, août, octobre, janvier, avril à LST et mai, avril, octobre, décembre à LSMB. Cependant les variations des mois avec concentration faible sont septembre, juillet, février, à LST et mai, novembre, juin, septembre à LSMB. Cette variation des taux en paramètres analysés entre les stations étudiées, est beaucoup plus liée à la pollution et à la dégradation de la matière organique présente dans le milieu, ainsi qu'à la satisfaction des besoins de la biocénose aquatique (Barroin, 2000 et Priso et al., 2012), dans le cas de notre étude il s'agit de notre site d'étude. Nzapo et al., (2018) a révélé des teneurs supérieures en Pb dans les eaux du Pool Malebo à Kingabwa.

### 3.3.4. Comparaison des paramètres physicochimiques via les boîtes à moustaches

Les diagrammes de boîte à moustache (Fig. 50) ont été établis pour nous aider à donner un aperçu à la fois sur la variabilité inter-sites et la variabilité intra-site des 18 variables quantitatives. Ils constituent ainsi de bons outils statistiques de comparaison entre les conditions écologiques des deux sites d'étude.

Au niveau du lac LSMB, la distribution des températures est symétrique et ces dernières sont regroupées et proches de la médiane, au retour la distribution est asymétrique dans le lac LST et les données sont regroupées au-dessus de la médiane. Toutefois, nous ne notons pas de grandes différences thermiques entre les deux lacs. Le facteur pH montre une distribution asymétrique dans le lac LSMB et plutôt symétrique dans le lac LST, la médiane s'approche du milieu et le moyenne est au-dessus de la médiane. La variabilité intersites laisse apparaître un décalage plaçant les eaux du premier dans la catégorie des eaux alcalines et le second dans la catégorie des eaux neutres à légèrement alcalines.

Si la plage des données d'oxygène dissous enregistrées n'affiche pas de grandes différences, le box-plot montre plus de variation à LSMB, avec une boîte un peu plus grande et une médiane située vers les valeurs inférieures, la distribution est donc asymétrique et les données sont moyennement proches et dispersées et les valeurs sont à l'extrême de la distribution par rapport à LST où le taux d'oxygène semblent beaucoup plus stable dans le temps.

La turbidité, à LSMB montre une plus grande variation des données enregistrées, la médiane est située en bas et l'intervalle interquartile est plus grand que celui de LST, donc la distribution est plutôt asymétrique où des données sont dispersées en plus y a des valeurs extrêmes dans la distribution. À LST, les écarts sont réduits et la médiane se place au centre, l'intervalle interquartile est plus petit qu'à LSMB montrant une stabilité du paramètre au cours du temps, la distribution est de ce fait symétrique et les données sont regroupées autour de médiane.

Deux constats peuvent être fait pour le facteur conductivité : le premier réside dans l'inter variabilité entre sites assez remarquable, la charge ionique étant nettement plus élevée à LSMB ;

le second laisse apparaître très peu d'intra-variation au cours de la période d'étude, les boîtes sont très réduites, les données sont regroupées autour de la moyenne et on note plutôt une distribution type symétrique pour les deux sites.

Les box-plots de CaCO<sub>3</sub> et Calcium sont similaires, de tailles réduites pour les deux lacs, elles témoignent de la faible variabilité intra-site. La distribution symétrique regroupe les données autour de la médiane. La variabilité inter-sites est beaucoup plus marquée ( $F=239,7$ ,  $df=12,84$ ,  $p<0,001$ ), le taux de calcium et la dureté de l'eau sont nettement plus élevés dans le site LSMB.

La variabilité inter-sites est insignifiante pour le Phosphore, toute fois la variabilité intra-site est bien marquée. La distribution est asymétrique et l'intervalle interquartile est relativement grand donc les données sont plutôt dispersées.

Les composés azotés (nitrates et nitrites) affichent des variations distinctes, les nitrates montrent plus de stabilité que les nitrites qui affichent une distribution symétrique, les données sont regroupées autour de la médiane, les données sont proches au niveau du lac LSMB. En revanche au niveau du lac LST, la distribution est asymétrique et les données sont dispersées avec plus de valeurs extrêmes.

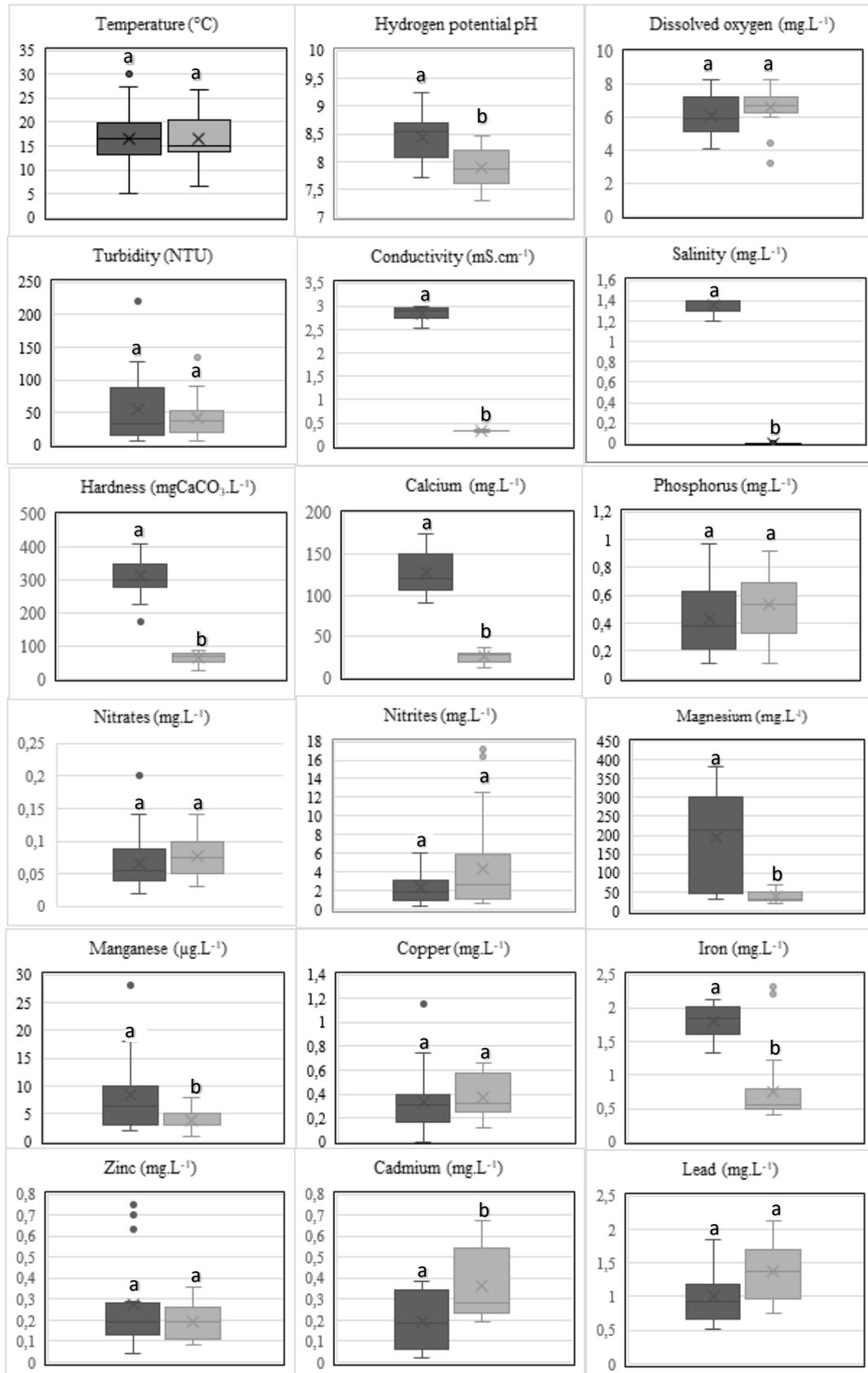
Le Magnésium présente une forte variabilité aussi bien inter-sites qu'intra-site. La médiane est positionnée au-dessus de la moyenne, donc la distribution est asymétrique à intervalle interquartile élevé en plus des valeurs extrêmes. En retour, à LST la distribution est réduite, les données sont proches de la médiane.

Le box-plot du Manganèse n'affiche pas une inter-variabilité entre les deux sites. La variabilité intra-site est bien plus marquée à LSMB, la médiane s'écarte vers le bas par rapport à la moyenne avec un intervalle de l'interquartile plus important que celui de LST, la distribution est donc asymétrique avec des données plus dispersées.

Les quatre métaux lourds cuivre, plomb, zinc et Cadmium n'affichent pas de variabilité inter-sites. Les box-plots montrent des variabilités intra-sites moyennes, avec distributions asymétriques du cuivre pour les deux sites. Ils sont de tailles similaires pour le Zinc, la distribution est symétrique à LST et les données sont regroupées autour de la médiane dans LSMB avec une distribution plutôt asymétrique. Les boîtes représentant le Cd sont grandes démontrant une grande variation au cours du temps de ce paramètre. Pour LST, la distribution est asymétrique, les données sont dispersées et la médiane s'écarte de la moyenne. Dans LSMB, la distribution est symétrique, la médiane est positionnée sur la moyenne.

Les deux boîtes du paramètre fer sont réduites traduisant des variations moyennes, les données se dispersent peu, la médiane s'écarte de la moyenne, la distribution est ainsi asymétrique, les données se regroupent au-dessous de la moyenne dans le site LST contrairement au site LSMB où le regroupement des données est au-dessus de la moyenne.

Les teneurs en Plomb sont moyennes avec un intervalle de l'interquartile assez grand. Alors, la distribution est symétrique et les données sont dispersées avec des valeurs extrêmes dans la distribution dans les deux lacs.



■ LSMB ■ LST

**Figure 50.** *Variation des paramètres physico-chimiques et des métaux lourds dans les deux lacs*  
*Les lettres a et b indiquent que la variation intersite est significative à  $p < 0,05$ , en utilisant le test de Kurskal-Wallis. Les boxplots étiquetés avec la même lettre ne sont pas significativement différents à  $p > 0,05$ . Valeurs moyennes  $\pm$  SE,  $n=12$ .*

### 3.3.5. Analyse par méthodes statistiques (CHA et ACP) des paramètres physicochimiques

L'ACP et la CAH réalisées, à partir de la matrice croisée de l'ensemble de variables hydrologiques retenues pour les deux lacs (20 paramètres physico-chimiques et les douze mois d'étude). Deux groupes sont identifiés (Fig. 51) sur le plan factoriel d'une inertie totale de 51,13%, soit 36.93% de l'information sur l'axe F1 et 14.30% sur l'axe 2.

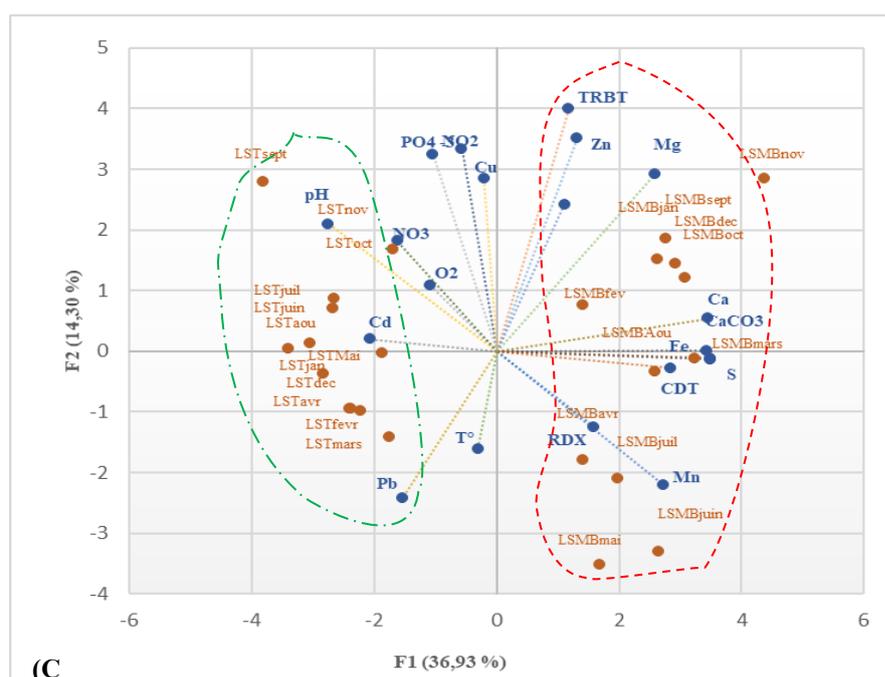
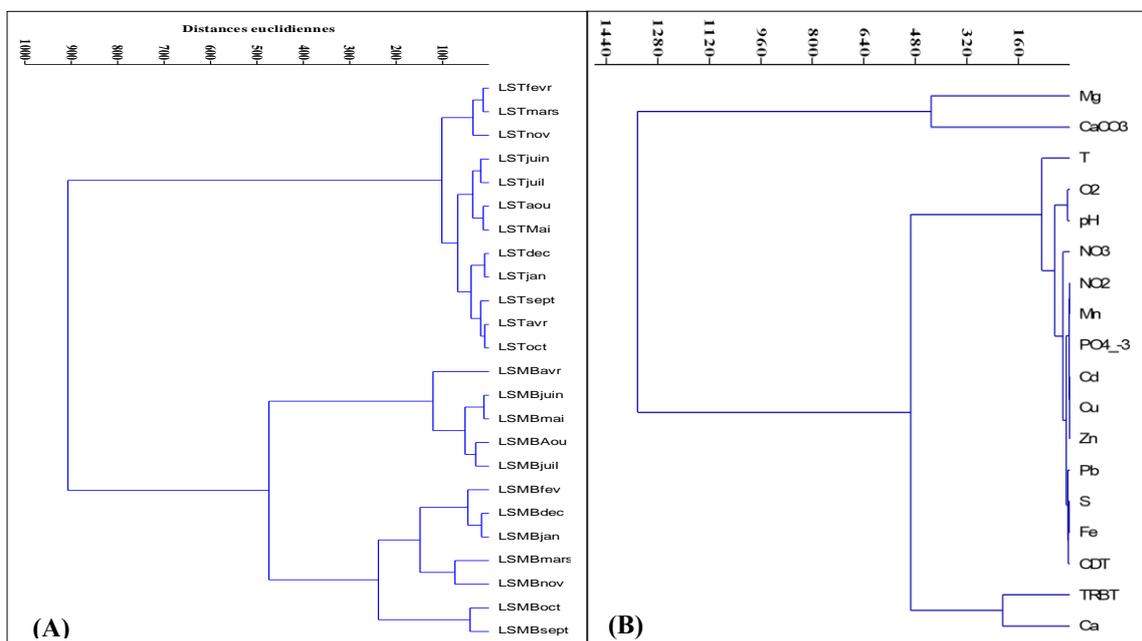
Le dendrogramme (lignes) issu de la CAH laisse clairement apparaître des conditions physicochimiques et chimiques distinctes dans les deux lacs à partir de deux grands groupes bien ségrégués (Fig. 51A). le premier groupe exprime la variation saisonnière des paramètres dans le lac LST affichant trois sous-groupes et le second groupe englobe quatre sous-groupes. Les quatre composantes principales à fortes contributions biogéniques sont définies à partir du dendrogramme (colonnes) correspondant au taux de Magnésium, la teneur en  $\text{CaCO}_3$ , la turbidité et le Calcium (Fig. 51B). L'ensemble des facteurs physicochimiques, les nutriments et les métaux lourds restants sont à faibles contributions.

Sur le plan factoriel, on observe deux groupes opposés, les points situés sur le côté négatif de l'axe 1 représentent les mesures effectuées dans le lac LST et les points sur le côté positif appartiennent au lac LSMB justifiant des conditions hydrologiques différentes avec plus de variabilité dans ce dernier. Les points « mois » se répartissent sur l'axe deux selon l'ordre fourni par le dendrogramme. Les points colonnes qui construisent l'axe 1 sont la dureté de l'eau représentée par le Calcium,  $\text{CaCO}_3$  et le fer de coordonnées positives et le Cadmium de coordonnée négative. Sur l'axe 2, les paramètres à fortes contributions à plus de 50% sont la Turbidité, le taux de Magnésium et le taux de Zinc qui sont de coordonnées positives et le plomb est de coordonnées négatives.

Le lac LSMB se caractérise par une dureté calcique importante, une charge ionique relativement élevée, un taux du Cadmium faible, des valeurs extrêmes en Magnésium et en sels. Ces paramètres sont nettement plus réduits dans le lac LST à l'exception du plomb et du Cadmium qui enregistrent les valeurs les plus élevées. Les trois sous-groupes identifiés pour le LST, se répartissent le long de l'axe 2 selon un gradient croissant des paramètres turbidité,  $\text{CaCO}_3$ , nitrates et plomb, c'est au cours des mois de février, mars, et novembre qu'on enregistre les plus fortes valeurs alors que les mois de décembre, janvier sont marqués par une baisse des teneurs de ces éléments.

Dans le lac LSMB, les mois de la période sèche allant de mai à octobre se situent sur le côté positif de l'axe 2. Ils se caractérisent par des taux en Calcium, en CaCO<sub>3</sub>, en Magnésium faibles. A l'opposé, les mois de la période humide affichent des teneurs élevées.

Ainsi, l'ACP a révélé l'état écologique des deux lacs où l'importance des paramètres clés semblent différents. Dans le lac LSMB, le magnésium et le Calcium responsables de la dureté des eaux mais également la turbidité et la conductivité sont les paramètres clés qui régissent le fonctionnement du lac. Cependant une dégradation plus prononcée de l'eau, marquée par des niveaux plus élevés en nitrates, plomb et fer, caractérise le site LST. La détérioration de la qualité de l'eau pourrait être liée à l'utilisation de peintures, d'engrais et de pesticides.



**Figure 51. Analyse statistique des variables environnementales des deux lacs (LST et LSMB) par mois.**  
(A) et (B) montrent une classification hiérarchique ascendante des sites d'échantillonnage selon la variation mensuelle des paramètres mesurés (lignes et colonnes, respectivement) ; (C) Tracé ACP montrant la position des prélèvements (couleur rouge) par rapport aux caractéristiques physico-chimiques et aux métaux lourds de l'eau (couleur bleue), avec les ellipses correspondant aux sites des deux lacs.

En conclusion de ces analyses, il est possible de retenir les caractéristiques hydrologiques suivantes pour les eaux de surface des deux lacs :

- dans le lac Sidi M'hamed Benali (LSMB), la variation de températures de l'eau est liée à la variation saisonnière, l'eau est fortement chargée en éléments minéraux, une minéralisation élevée qui rend l'eau inutilisable pour l'irrigation. La turbidité est forte, l'eau y est colorée, bien oxygénée, alcaline, saumâtre, très dure en raison de sa richesse en Calcium et en Magnésium, les nitrates y sont relativement élevés mais les nitrites sont en faibles proportions, le Fer est également présent en raison de la nature des terrains avoisinants. Le lac Sidi M'hamed Benali est eutrophe mais il est difficile de confirmer une pollution par des métaux lourds qui restent à des proportions qui ne dépassent pas les seuils critiques.
  - Et que le lac Lala Setti est un lac oligotrophe, une variation de température dépend de la saison, une minéralisation accentuée, l'eau colorée, aucune réduction, oxygène, de l'eau douce pure, pH légèrement alcalin, une qualité est vers le médiocre, dureté moyenne, riche en calcium, faible quantité de nitrite, quantité très élevée de nitrate, phosphore est élevée, Mg, Mn, Zn sont bons, une pollution métallique par le Fe, Cd, Pb, avec une pollution très importante de Cadmium. Selon la grille (Seq-eau, 2003) les éléments Cd, Pb, Cu, Zn sont bons pour l'irrigation et abreuvement. Le NO<sub>2</sub> et le NO<sub>3</sub> et Calcium sont pour abreuvement.
- (B) Une minéralisation qui dépasse 1500 µS/cm indique que le LSMB est inutilisable pour l'irrigation.

### 3.3.6. Corrélation entre facteurs physicochimiques

La matrice de corrélation des 16 variables ont été établie au LST et d'autre part 17 variables au LSMB.

Pour le LST, la matrice de l'annexe 5 montre des variations de corrélation entre une très forte corrélation et l'absence de corrélation. Les échantillons de l'eau de LST ont significativement enregistré les plus fortes concentrations en Calcium corréle avec différentes variables (Conductivité, Plomb, Cadmium, Magnésium, pH, Fer). En revanche, une très forte corrélation négative (-0.80) est entre différentes variables qui sont le Salinité est corréle avec deux variables (Nitrate et Magnésium) en outre Cadmium est corréle avec le Zinc, d'autre part, Plomb est corréle avec Zinc.

Pour le LSMB, la matrice montre une très forte corrélation positive est entre le Calcium et Conductivité, et le Magnésium qui sont corrélés avec la température, ensuite le Plomb est corrélé avec Cadmium. Ensuite, les variables pH avec Dureté calcique et Phosphore sont corrélés positivement avec Nitrate. D'autre part, l'Oxygène dissous est corrélé positivement avec Conductivité, en outre le Fer est corrélé avec deux variables (Magnésium et Manganèse). D'autre part une très forte corrélation négative a été enregistrée entre le Nitrate et Salinité, Magnésium qui sont corrélés avec salinité, d'autre part le Zinc est corrélé négativement avec le Cadmium et Plomb. Ainsi une forte corrélation négative est enregistrée entre la température et l'Oxygène dissous et salinité, d'autre part le pH est corrélé avec salinité (Annexe 6).

Une étude menée par Odjohou et al. (2020) sur le lac Labion a révélé que la température, la conductivité électrique et le pH sont positivement corrélés. L'oxygène dissous (O<sub>2</sub>) est également positivement corrélé à la conductivité électrique, mais cette corrélation est plus forte. Ces corrélations indiquent que les eaux du lac Labion sont minéralisées et que la température et l'Oxygène dissous ont un impact sur la conductivité électrique.

D'autre part, une étude menée par Aibeche et al. (2020) sur le lac Télamine n'a pas trouvé de aucune corrélation entre le pH et la conductivité électrique.

Au niveau du lac d'oiseau, une corrélation faite entre les paramètres physicochimiques et les métaux lourds (T, pH, CDT, TRBT, O<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub>, Fe, Mn, Pb, Cd, Zn, Cu). Dont la conductivité de l'eau est corrélée négativement par le orthophosphate, et le nitrite, une corrélation positive entre le nitrite et le orthophosphate, et entre la Turbidité et le nitrate (Mezbour et al., 2018).

### 3.4. Évaluation des stress supportés par la faune aquatique des deux lacs

Les agressions que subit un organisme vivant dans un milieu aquatique puis la réaction de celui-ci à l'état de perturbation qui en résulte, sont souvent désignées par le terme de stress environnemental. Les espèces aquatiques subissent du stress lorsque leur environnement ne correspond pas à leurs besoins, ils sont loin de vivre dans des conditions optimales. Les facteurs de stress les plus courants sont la qualité de l'eau, l'espace disponible, l'alimentation et la présence des compétiteurs et des prédateurs. Un stress permanent peut entraîner différentes réactions chez les organismes vivants : une diminution de l'espérance de vie, une baisse de fécondité, une augmentation de mortalité, des modifications comportementales et phénologiques (Pöllabauer et al., 2007).

La faune de macro-invertébrés et des vertébrés des deux lacs de l'ouest algérien subit différents types de stress qui peuvent être classés en deux grandes catégories : les stress abiotiques et les stress biotiques.

### 3.4.1. Les stress abiotiques

Six sources de stress ont été identifiées au cours de notre étude, il s'agit de :

#### ➤ Stress lié aux conditions météorologiques

Pour ces cinq dernières années, une augmentation remarquable des pluies orageuses dans l'ouest algérien, les précipitations de plus en plus rares en raison du changement climatique se traduisent par des pluies diluviennes qui provoquent des crues où les eaux sont fortement chargées en diverses éléments organiques et minéraux et qui finissent par se déverser dans les points les bas occupés par les lacs. Les eaux charrient à leur passage des quantités énormes de déchets notamment du plastique et d'agrégats de différentes tailles tels les sables, les limons et les argiles. Ces derniers finissent en partie dans ces hydrosystèmes provoquant des modifications assez importantes. Nous avons constaté après d'importantes averses, le dépôt de grandes quantités de terre dans le lac LST et des débris, déchets et boues au niveau du lac LSMB (Photos. 25).



*Photos 25. Les apports des débris et de déchets par les pluies au niveau de LSMB (Originale).*

La région connaît une période de sécheresse de plus en plus longue ; l'augmentation de température de l'air et la baisse des précipitations avec considérablement le volume d'eau dans les de lacs et principalement les eaux de surface. La faune et la flore aquatiques, en particulier les poissons, souffrent de la sécheresse prolongée. Les hécatombes constatées lors d'épisode de sécheresse intense s'expliquent à la fois par les températures élevées de l'eau et par les concentrations en oxygène réduites en conséquence. Ces deux facteurs combinés entraînent un stress physiologique qui peut entraîner la mort des poissons (Pöllabauer et al., 2007). La période sèche s'étale de six mois à sept mois qui est la moitié de l'année donc y a un stress hydrique posé par l'augmentation de température et la baisse des précipitations. L'augmentation de températures de l'air peuvent avoir de lourdes conséquences sur les milieux aquatiques, elle peut amener à une dégradation de la qualité de l'eau. Les faibles quantités d'eau dans les eaux réceptrices en plaine entraînent une dilution réduite des pollutions. Des concentrations accrues de bactéries et de

substances nuisibles ou nutritives peuvent en résulter. Les bas niveaux d'eau menacent la qualité des habitats des poissons en réduisant notamment les superficies des frayères et leur accès, ainsi que le taux d'éclosion des œufs (Pöllabauer et al., 2007).

### ➤ Stress liés aux facteurs physicochimiques

L'étude préalablement établie nous permet de dégager des stress liés à la température de l'eau, le pH, l'oxygène dissous et la conductivité.

- La température de l'eau est un facteur écologique majeur dans les biotopes aquatiques car elle conditionne la nature des communautés qui les peuplent ainsi que les caractères de leur développement et de la croissance des espèces qui les composent. La plupart des organismes aquatiques, adaptés à un milieu dont les variations de températures sont faibles, ne supportent pas une brusque élévation de température (Arrignon, 1991).

Charlon (1968) présente les températures de l'eau provoquant une mortalité de 50% (LD 50) chez le Black-bass et chez la carpe en fonction de la température d'acclimatation préalable. Les LD 50 ont été obtenues pour des temps d'action de 15h à 24h (Annexe 7).

La disparition de Black-Bass à LSMB n'est pas seulement causée par surpêche, mais aussi par les conditions climatiques (Température) défavorable le max enregistré est plus de 30°C et le seuil indique que 28°C est la dose létale. Pour les *Cyprinus*, il y a le risque de mortalité à cause de changement actuel, si la température augmente dans les prochaines années. Selon une recherche établie par Le Bras (1990), une augmentation de température modifie le métabolisme, et augmente la sensibilité d'*Asellus aquaticus*. Les pourcentages de mortalité étaient respectivement de 1,35 et 26,64% à 10 et 20 °C.

- Le pH est un paramètre important pour la vie aquatique. Les résultats de deux lacs montrent un pH alcalin, à l'exception le pH de LSMB son max est de 9.24, donc il y a le risque de mortalité de poisson, le seuil létal de nombreuses espèces de poisson est supérieur de 9, donc il est important de surveiller le lac LSMB.

Un pH compris entre 6 et 9 permet un développement normal de la faune et la flore aquatique. Les organismes vivants sont très sensibles aux variations brutales du pH. L'influence du pH sur le milieu se fait également ressentir par le rôle qu'il exerce sur les équilibres ioniques des éléments minéraux en augmentant et en diminuant leur toxicité (Bendjammaa et al., 2015).

Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, qui est toxique pour les poissons (Kempe, 1982). La zone de pH favorable se situe entre 6 et 7,2. Toutefois, cette valeur ne doit pas être séparée de celle des autres paramètres (température, oxygène

dissous, salinité, etc.). En dehors des problèmes de pollution chimique, les eaux très alcalines peuvent présenter des peuplements riches et diversifiés (Rodier et al., 2009).

- En milieu aquatique, l'oxygène dissous est un élément essentiel pour les organismes vivants (Pöllabauer et al., 2007). L'oxygène dissous est très important pour la survie de la faune. Donc Notre hydrosystème (LST, LSMB) est bien oxygène.

Pour le respect de la vie biologique dans les eaux douces, selon Rodier et al. (2009) le seuil à ne pas dépasser est 7 mg/L pour les eaux cyprinicoles.

Selon le classement piscicole l'oxygène dissous de l'eau montre les valeurs-limites impératives à ne pas dépasser est de plus de 7mg.L<sup>-1</sup> pour les eaux cyprinicoles (Rodier et al., 2009). Les résultats de (LST, LSMB) montrent des valeurs minimums est de 3 à 4 après elle monte dans les normes par l'autoépuration de l'eau cette variation d'oxygène dissous, elle peut provoquer un stress.

- Une augmentation excessive de la conductivité entraîne une perturbation du milieu ; elle influe sur la pression osmotique d'où problèmes de régulation chez les organismes aquatique sensible (sténohalins) (Gaujous, 1995).

Une augmentation du gradient de la conductivité dans les milieux naturels peut diminuer la probabilité d'occurrence de certains groupes de macroinvertébrés tels que les Tipulidae (Diptère) et les Leptophlebiidae (Éphéméroptère), tandis que d'autres groupes tels que Copépode (Crustacé) et Hydraenidae (Coléoptère) peuvent montrer une tendance à la hausse conductivité.

#### ➤ **Stress lié aux augmentations des Nutriments**

Les nutriments sont des éléments indispensables à la vie comme le calcium, le potassium et le phosphore ne se rencontrent qu'en quantité très faible, mais sont également presque inexistantes dans les roches (sauf quelques couches calcaires) (Pöllabauer et al., 2007).

Les eaux dures (plus de 150mgL<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub> : 15 ° français) peuvent gêner le développement de la couverture biologique des eaux. Par contre, une eau douce peut contrarier le développement des mollusques et des crustacés (Rodier et al., 2009). Selon cette norme, les résultats de LSMB sont plus de 150 mgL<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>, les espèces de mollusques et des crustacés subisse un stress.

Les nitrates ont une toxicité indirecte par le fait qu'ils se transforment en nitrites ; en ce qui concerne la toxicité à long terme (Rodier et al., 2009). Les nitrates étaient toxiques pour la plupart des invertébrés d'eau douce (Camargo et al., 2005). Une augmentation de nitrate remarque dans les deux lacs (LST, LSMB) va influencer la vie aquatique.

Une toxicité indirecte peut être liée à des phénomènes d'anoxie et de dystrophisation, et/ou au fait que les nitrates rendent certains invertébrés (Ex : daphnies) (Dallas, 2013).

Les résultats de magnésium sont importants dans les deux lacs (LST, LSMB) sont similaire à celle de Pöllabauer et al. (2007). Cette faible disponibilité des nutriments limite la production primaire et par conséquent la vie aquatique (Pöllabauer et al., 2007).

### ➤ **Stress lié aux augmentations des métaux lourds**

Dans les écosystèmes aquatiques, la biodisponibilité des métaux repose sur leur charge mais aussi sur les caractéristiques chimiques, biologiques et hydrogéologiques de l'eau dans laquelle ils sont déversés. Par ailleurs, la présence simultanée de plusieurs métaux peut engendrer une toxicité supérieure à celle de chaque métal séparé. Par exemple, le zinc, le cadmium et le cuivre sont toxiques aux faibles pH et agissent en synergie pour inhiber la croissance des algues et affecter les poissons (Earle et al., 1998). Ainsi, les importantes concentrations de métaux et de colloïdes (Fe, Zn, Cu) dans les eaux causent de sévères altérations des communautés d'invertébrés benthiques) (Rescan, 2000).

Fe et le plomb sont importants dans les deux lacs. L'origine anthropique de fer est la Construction, fabrication de l'acier, les pollutions industrielles, intrant agricole, et l'origine de Plomb est Métallurgie, canalisation, pigmentation, batteries plomb-acide, imprimerie, raffinage, Intrants agricoles (Geffard, 2001 ; Boucheseiche et al., 2002 ; Bradl, 2005 ; Miller et Orbock Miller, 2007 et Charriau, 2009).

Plusieurs études soulignent que les petites larves sont plus sensibles aux métaux que les plus grandes (Buchwalter et al., 2008 ; Kiffney et Clements, 1994 ; Nábelková et Komínková, 2006 ; Farag et al., 1998). Certaines espèces développeraient également une tolérance aux métaux. Les espèces qui éliminent bien, détoxifient ou accumulent les métaux à l'extérieur des cellules peuvent prospérer dans un environnement riche en métaux (Buchwalter et al., 2008). Courtney et Clements (2000) ont constaté une tolérance supérieure aux métaux des larves de l'éphéméroptère, ce qui suggère un phénomène d'adaptation dans les populations. Même si certaines populations ont un potentiel d'adaptabilité à la présence de métaux, le coût énergétique pour « contrôler » l'effet de ces métaux semble rendre les organismes plus vulnérables aux autres stress, tels l'acidification ou les rayons ultraviolets B (Zuellig et al., 2008 ; Courtney et Clements, 2000).

La toxicité de fer pour la vie aquatique est difficile à préciser, car elle est fonction de l'état chimique du métal, le fer ferreux étant beaucoup plus toxique que le ferrique, et de la présence de précipité d'hydroxyde de fer qui tend à se déposer sur les branchies des poissons et à entraîner leur

colmatage (Rodier et al., 2009). C'est un élément indispensable à la photosynthèse et la respiration, qui peut être un facteur limitant de la production. Pas de toxicité directe (Gaujous, 1995).

Les insectes répondent de manière souvent inattendue aux métaux (Lascombe, 1987) par exemple les éphéméroptères sont souvent présentés comme très sensibles disparaissent souvent en aval des rejets métalliques. Les Éphéméroptères paraissent globalement très sensibles aux métaux (Zinc, Cadmium, Plomb) une exception la famille Baetidae sont tolérants aux métaux. D'autres groupes globalement assez résistants à la pollution organique régressent dans les zones de pollution métallique, comme la plupart des mollusques (Une forte sensibilité au zinc, plomb et cadmium), des Planaires, *Dugesia* résistante au cadmium et les Crustacés sont sensibles, les trichoptères libres paraissent globalement plus résistants que les Trichoptères à fourreau. *Hydraenidae* sont sensibles au zinc et *Chironomidae* sont résistants. Les Mégaloptères sont Résistants au zinc et fer, les Odonates sont tolérants au zinc et au fer (Agences de l'eau, 2000 in Pöllabauer et al., 2007).

### 3.4.2. Stress biologiques

- **Stress lié à l'introductions des espèces**

L'introduction des espèces sans contrôle, influence négativement la diversité des écosystèmes aquatiques (Pöllabauer et al., 2007). Les deux lacs ont connu plusieurs introductions de poissons (Annexe 9). Les opposants à l'introduction d'espèces soutiennent fréquemment que de telles actions modifient la structure et fonctionnement des écosystèmes (Lévêque, 2010).

Dans les eaux intérieures africaines, nombreuses espèces de poissons d'origines très différentes ont été introduites (Lévêque, 1999). Une estimation de 139 espèces appartenant à 87 genres et 46 familles ont été introduites dans 42 pays africains Satia et Bartley (1997). Les espèces le plus fréquemment introduites sont la carpe, la truite arc-en-ciel, le black-bass, le tilapia du Nil et la carpe chinoise. L'Afrique a accueilli des espèces provenant de tous les continents, à l'exception de l'Océanie et de l'Antarctique. Les buts poursuivis par ces introductions sont divers et ont été détaillés par Welcomme (1988), Moreau et al. (1988), Ogutu-Ohwayo et Hecky (1991), Lévêque (1997b). En réalité, un peu plus de 20 espèces seulement provenant d'autres continents ont été introduites en Afrique, notamment en Afrique du Nord, en Afrique du Sud et à Madagascar (Lévêque, 1999).

*Cyprinus carpio* (carpe) introduit en Égypte, Éthiopie, Côte d'Ivoire, Nigeria, Soudan, Rwanda dans le but de l'aquaculture (Moreau et al., 1988 ; Welcomme, 1988). *Hypophthalmichthys molitrix* (carpe argentée) dans l'objectif d'expérimentation et de repeuplements des barrages (Welcomme, 1988). *Rutilus rutilus* introduit au Maroc dans le but de peupler des lacs artificiels (Moreau et al., 1988).

Le fait d'introduire une nouvelle espèce dans un écosystème peut entraîner des phénomènes de compétition entre les habitants préexistants. Qui sont en général moins faciles à observer, par le biais des chaînes trophiques (Lévêque, 1999).

À l'inverse, il existe de nombreuses preuves, démontrées par divers cas en Afrique et dans d'autres parties du globe, que l'introduction de prédateurs de taille importante dans les lacs dominés par des espèces de poissons indigènes a entraîné des conséquences désastreuses sur la faune indigène. La situation du lac Victoria est un exemple particulièrement frappant de ce phénomène. (Lévêque, 1999).

### 3.4.3. Principales actions anthropiques sources de stress

Les deux sites représentent des retenues d'eau artificielles destinées à des activités différentes. Situés dans des contextes physiographiques similaires, le site LST à vocation touristique, est situé dans un environnement complexe composé de terres agricoles (vergers), de milieux naturels (pinède à *Pinus halpensis* et matorral bas à *Chamerops humulis*) et du complexe touristique comprenant plusieurs bâtiments. Cependant le site LSMB est localisé au centre des terrains agricoles, il occupe les points les plus bas d'une dépression alluvionnaire où il reçoit les eaux usées provenant du bassin versant environnant. Ainsi, il est possible d'identifier plusieurs sources pouvant être à l'origine des stress précédemment cités, nous retiendrons :

- **Les activités agricoles** : les pratiques agricoles dans les terrains avoisinants les deux lacs, montrent après enquête, l'utilisation des engrais et des pesticides par les agriculteurs. Deux produits chimiques de synthèse sont utilisés à savoir le « KARATE 5 EC contient  $50\text{gL}^{-1}$  de Lambda- Cyhalothrine et le LAMBDA-CYTHRINE 25 EC et DELTAMAC 2.5 Ec - Deltaméthrine 2,5% EC de la famille des Pyrétrinoïdes ; et le MEDBAN Chlorpyrifos (48%) qui est un insecticide organophosphoré à large spectre. Ces deux composés agissent généralement très vite sur presque tous les insectes. Ils sont, d'autre parts très toxiques pour les poissons, les Crustacés, les mollusques. Dans le site LSMB, selon une source du bureau de l'environnement de l'APC de Tessala (Wilaya de Sidi Bel Abbes, 2015), des produits phytosanitaires sont utilisés tels les Engrais de fond (engrais phosphatés) et des engrais de couverture (engrais azotés et engrais uriques) » en plus de produits fertilisants à savoir le Granstar et l'Apyros de la famille des Sulfonylurées, le Calliofope de la famille néonicotinoïdes et l'herbicide Illoxan de la famille dérivée l'aryloxy propionique et Zoow», ce qui explique les teneurs élevées des nitrates et des orthophosphates.
- Le déversement des eaux usées provenant de l'oued Mekkerra : fortement chargées de polluants organiques et chimiques, ce cours d'eau traverse la ville de Sidi Bel Abbès puis se termine dans le lac LSMB.

- Le pompage des eaux : ces réservoirs d'eau servent à l'irrigation des terrains agricoles et des espaces verts de proximité (Photos 26). Les prélèvements d'eau sont fréquents et modifient considérablement le volume d'eau qui peut provoquer à son tour une modification des caractéristiques physicochimiques et chimiques de l'eau.
- Les déchets solides et ménages un sérieux problème dans les deux lacs (LST, LSMB) qui est les déchets qui envahi tous les deux lacs.
- Les incendies : généralement sont dans le but d'éradication des roseaux d'eau afin de faciliter l'accès au lac pour les pêcheurs et rarement ou les incendies sont involontaire.

La présence de mousse est naturelle dans les eaux, c'est le résultat de la décomposition de matières organiques provenant des végétaux aquatiques mais aussi des végétaux terrestres (Rappflow, 2018).



Élimination de la végétation riveraine de lac Sidi M'hamed Ben Ali



Pompage d'eau dans le lac LST



La présence des mousses au niveau du lac Lala Setti



Des déchets au niveau des deux lacs

*Photos 26. Principales actions anthropiques relevées sur terrain (Originale).*

### Conclusion générale

Les lacs sont des écosystèmes importants. S'ils sont maintenus en bon état, ils maintiennent un équilibre sain de la vie aquatique, procurent de beaux moments de loisirs et contribuent à nos besoins socio-économiques.

Cette étude est pertinente et mérite d'être comparée à d'autres études. Elle devrait motiver d'autres chercheurs à lancer des études sur les lacs artificiels non étudiés en Algérie. En réalisant des études sur l'écosystème permettront de contrôler et de surveiller cet hydrosystème (LST, LSMB) qui ont un intérêt touristique et économique. Cette étude nous a permis d'atteindre les objectifs que nous nous sommes fixés au départ.

Les résultats sur les macroinvertébrés benthiques révèlent que les deux lacs subissent une dégradation écologique. Cette dégradation est indiquée par une diminution de la richesse, de la diversité, de la régularité et de la présence de macroinvertébrés benthiques tolérants à la pollution. L'état écologique du lac Sidi M'hamed Benali s'est dégradé car il reçoit directement des eaux usées urbaines contenant divers contaminants, ainsi que les eaux de ruissellement des terrains agricoles qui l'entourent. La même chose est valable pour le lac Lala Setti, qui est limité au sud par les terres agricoles « champs des cerisiers », qui nécessitent l'utilisation d'intrants agricoles. Cette dégradation a entraîné une diminution de la biodiversité aquatique et une diminution de la qualité de l'eau des deux lacs. La qualité de l'eau de lac Lala Setti est plutôt mauvaise à une diversité moyenne, et la qualité de l'eau de lac Sidi M'hamed Benali est mauvaise à une diversité faible. Les deux lacs subissent une forte pression. Au niveau trophique pour les macroinvertébrés et les vertèbres ont remarqué une différence de lien trophique entre les deux lacs, donc un régime omnivore est présent au niveau du lac Lala Setti, en revanche plusieurs régimes au lac Sidi M'hamed Benali. On a constaté nouvelle installation des oiseaux représentés par le Foulque macroule au LST, en revanche la présence des oiseaux sédentaires et hivernant au niveau du lac Sidi M'hamed Benali, L'indice de lien trophique P/R montre que les deux lacs sont hétérotrophes.

Ce qui concerne les paramètres physicochimiques, le lac Lala Setti montre une variation de température dépendant de la saison, une eau colorée. Le pH légèrement alcalin. Aucun déficit en oxygène, sans réduction. L'eau douce est pure, due au pompage de la nappe phréatique, peu profonde. La conductivité est affiche une minéralisation accentuée. La dureté est moyenne, l'échantillon de l'eau est riche en calcium. Le phosphore est élevé et une quantité très élevée de nitrates, ce sont des conditions favorables pour la prolifération d'algue « *Stuckenia pectinata* » à LST, qui provoque un phénomène d'eutrophisation. L'augmentation et la diminution des paramètres physicochimiques pendant les mois sont dues au phénomène d'autoépuration du lac.

Ce phénomène permet de rendre l'eau aux seuils des paramètres physicochimiques normaux. Il y a une faible quantité de nitrites. Le magnésium est élevé : la teneur dépend de la composition des roches sédimentaires rencontrées (calcaires dolomitiques, dolomies du Jurassique ou du Trias moyen). Le manganèse est essentiellement apporté par la décomposition des feuilles des arbres. Le manganèse, cuivre et zinc sont dans les normes. Il y a une pollution métallique par le fer, le cadmium et le plomb. L'origine du cadmium et du plomb dans le lac est probablement due à la teinture, qui est répétée chaque année pour son embellissement

D'autre part, le lac Sidi M'hamed Benali (LSMB) affiche une forte minéralisation. Une variation de température due à la variation saisonnière. L'eau est colorée. Le pH légèrement alcalin. Le milieu est oxygéné, sans réduction. La turbidité est forte, liée à la présence de particules organiques diverses, d'argile, de colloïdes, de plancton, de matière en suspension. L'eau est presque saumâtre en raison de l'origine de l'eau, qui provient d'une déviation d'une partie des eaux de crues qui traversent des terrains agricoles. La dureté est élevée, et très riche en calcium. La dureté est naturelle, liée au lessivage des terrains traversés, et correspond à la teneur en calcium et en magnésium. Les eaux proviennent de terrains calcaires. Le phosphore est moyen. Le nitrate est élevé. Le nitrite est présent en faible quantité. Les eaux sont liées aux caractéristiques des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique. Le magnésium est élevé. Le manganèse, le zinc et le cuivre sont dans les normes. Il existe une pollution par le cadmium et le plomb. La pollution par le fer est importante. Le cadmium est élevé, provenant des engrais et des boues des stations d'épuration utilisées en agriculture.

L'ACP de vingt paramètres a révélé que les variables physicochimiques associées à la pollution, telles que la conductivité, la dureté, les nitrates, le plomb et le fer, détériorent considérablement l'état écologique aquatique et affectent négativement les assemblages des macroinvertébrés benthiques.

### **Perspective et proposition**

La meilleure façon de protéger le lac est d'éviter autant que possible la pollution, notamment par les nutriments. La protection et l'assainissement des lacs ne peuvent être assurés que par des actions de suivies. Des propositions :

- Ø Sensibilise la population sur les dangers de la pollution et les impliqué dans le protocole d'épuration,

- Ø Mise en place d'une cellule de veille et de surveillance impliquant tous les acteurs socio-économique (APC, Conservation des forêts, Direction environnement, Parc National Tlemcen, Direction de tourisme),
- Ø Une rapidité de décision et d'action et des prises de décisions entre acteurs de la gestion des lacs,
- Ø Restaurer et préserver la végétation au niveau LSMB et la création (plantation) de végétations au LST,
- Ø Interdire le lavage des voitures au niveau LSMB,
- Ø Création des centres d'épuration pour filtrer les eaux usées qui coule dans le lac Sidi M'hamed Benali.

## Références bibliographiques

- Aarab, N. (2004). Les biomarqueurs chez les Poissons et les Bivalves : de l'exposition à l'effet et du laboratoire au terrain. Thèse de Doctorat en Science du Vivant, Géosciences et Science de l'environnement, option : Ecotoxicologie des milieux aquatiques, Bordeaux, 276 p.
- Abahi, K. S., Gouissi, M. F., Akodogbo, H. H., Sanni Worogo, S. H., Adje, A. D. D. & Gnohossou, P. M. (2020). Assessment of the water quality of the upper reaches of the ouémé river in benin using benthic macroinvertebrate-based biotic indices. *Revue des Sciences de l'Eau / Journal of Water Science*, 32(4), 433–444. <https://doi.org/10.7202/1069576ar>
- Achour S., Chabbi F., Guergazi S. (2014), Drinking water chlorination and adverse public health outcomes in Algeria, *Advanced Materials Research*, Vols. 1030-1032, pp.501-508.
- Achour S., Guergazi S., Harrat N. (2009), Pollution organique des eaux de barrage de l'Est algérien et effet de la chloration. « L'état des ressources en eau au Maghreb en 2009 », Partie IV, Chapitre 14, Ed. UNESCO et GEB-Environnement, Rabat, Maroc.
- Achour, S., Tibermacine, A., & Chabbi, F. (2017). LE FER ET LE MANGANESE DANS LES EAUX NATURELLES ET PROCEDES D'OXYDATION CHIMIQUE. CAS DES EAUX ALGERIENNES. *Larhyss Journal*, (32), 139-154.
- Adadedjan, D., Houelome, T. M. A., Montcho, S. A., Hounkpe, E., & Laleye, P. A. (2018). Anthropogenic impacts on water quality and macroinvertebrates distribution of Toho Lake, South-West Benin. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)* ISSN: 2220-6663 (Print) 2222-3045 (Online) Vol. 13, No. 6, p. 152-165, 2018.
- Adler, P. H., & Courtney, G. W. (2019). Ecological and societal services of aquatic diptera. *Insects*, 10(3), 70.
- Afnor. (1992). Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). – Essai des eaux, NF T90–350: Qualité écologique des milieux aquatiques, Association Française de Normalisation, 9p.
- Afri-Mehennaoui, F.Z., Sahli, L., Mehennaoui, S. (2004). Assessments of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel River by using multivariate analysis. *Environmetrics* 15 -435-446.
- Agència Catalana De L'aigua. (2006). Ecozo Protocol d'avaluació de l'estat ecològic des zones humides. Page 22. Agència Catalana de l'Aigua, Barcelona.
- Aguesse P., Dakki M., Gheit A. & Ramdani M. (1982). Les Hétéroptères aquatiques du Maroc. Inventaire commenté. *Bull. Inst. Sci.*, 6, 125-138.
- Aguesse, P. (1968). Les Odonates de l'Europe occidentale, du Nord de l'Afrique et des Iles Atlantiques. Ed, masson, 225 p.
- Aibeche, C., Sidhoum, W., Djabeur, A., & Kaid-Harche, M. (2020). Effet des caractéristiques physico-chimiques sur la charge microbienne de l'eau des zones humides du nord-ouest algérien : cas du lac Télamine et de Dayet Oum Ghellaz, Oran. *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 6(4).
- Ait-Mouloud S. (1988). Essais de recherches sur la dérive des macroinvertébrés dans l'oued Aissi : faunistique, écologie et Biogéographie. Thèse de Magister, U.S.T.H.B. Alger : 118 p.
- Aldomany, E. (2017). Évaluation des impacts du changement climatique sur l'évaporation des sols dans les régions méditerranéennes. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille, France.
- Alexandratos, N., & Bruinsma, J. (2012). World Agriculture Towards 2030/2050 : the 2012 Revision. Page ESA Working paper. Rome.
- Alfonso, G. & Elmonte, G. (2011). Calanoida (Crustacea copepoda) from the inland waters of Apulia (south-eastern Italy). *Journal of Limnology*, 70(1): 57- 68.
- Alhou, M., A. Bensaid, Et M. M. Bouziane. (2009) « Étude de la qualité des eaux de surface par les macroinvertébrés aquatiques dans le bassin versant de la rivière Oued M'Dour (Algérie) ». *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 42 (2): 119-132.
- Allalguia, C., Dedieu, C. & Dedieu, L. A. R. (2017). Impact of land use on water quality and habitat in a Mediterranean reservoir (South of France). *Journal of Environmental Management* 237:1-10.
- Allegrucci, G., Carchini, G., Todisco, V., Convey, P., & Sbordoni, V. (2006). A molecular phylogeny of Antarctic Chironomidae and its implications for biogeographical history. *Polar Biology*, 29(4), 320.
- Alterre E. (2011). La biodiversité : un capital pour nos territoires. *Repères* n° 49, 12 pages.
- Amar, Y., Mehdaoui, F., Kandouci, A. et Fanelo, S, 2005. - Inventaire et fluctuation de la communauté zoo planctonique de deux réservoirs d'Altitude différente dans l'Ouest de l'Algérie : cas du lac Sidi M'hamed Benali (Sidi Bel Abbès) et le barrage de Larouia (El Bayadh). 2ème Congrès Méditerranéen « Ressources en eau dans le bassin Méditerranéen WATMED 2 », 14-17 Novembre 2005, Marrakech (Maroc).

- Angelier, E. (2000). *Ecologie des eaux courantes*. Lavoisier, Technique et Documentation, Paris, 199.
- Angus, R.B. (1977). A re-evaluation of the taxonomy and distribution of some European species of *Hydrochus* Leach (Coleoptera: Hydrophilidae). *Entomologist's Monthly Magazine*, 112, 177-201.
- Annani, F. (2013). Essai de biotypologie des zones humides du constantinois. Thèse. Université d'Annaba. PP 125-213.
- Arifi, K., Tahri, L., Hafiane, F. Z., Elblidi, S., Yahyaoui, A., & Fekhaoui, M. (2019). Diversité des macroinvertébrés aquatiques de la retenue du barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah à la confluence avec les eaux de l'oued Grou et bio-évaluation de la qualité de ses eaux (Région de Rabat, Maroc). *Entomologie faunistique-Faunistic Entomology*. 72,13-20.
- Armellin, A. (2010). Les communautés de macroinvertébrés benthiques : un indicateur de la qualité de l'eau au lac Saint-Pierre. 8 p.
- Armitage, P. D., Furse, M. T., & Wright, J. F. (2012). *The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges*. Cambridge University Press.
- Armitage, P.D., Moss, D. Wright, J.F., & Furse, M.T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on a wide range of unpolluted running-water sites *Water Res.*, 17 (1983), pp. 333-347.
- Arnett, J. R.H., & Thomas, M.C. (2000). *American Beetles*. CRC Press, Boca Raton. (vol. 1).
- Arnett, R. H., M. C. Thomas, P. E. Skelley, & J. H. Frank. (2002). *American Beetles*. Vol. 2. Polyphaga: Scarabaeoidea through Curculionoidea. CRC Press (Eds.). Boca Raton, Florida. 861 pp. ISBN 0-8493-0954-9.
- Arrignon J. (1976). *Aménagement écologique et piscicole des eaux douces*. – Paris : Gauthier-Villars.
- Arrignon, J. (1991). *Aménagement piscicole des eaux douces*. 4e édition. Technique et Documentation Lavoisier
- Arrignon, J. (1998). *Aménagement piscicole des eaux douces*. Technique et Documentation, Lavoisier, 5ème éd., Paris, 20-24.
- Arslan, N., Kökmen-Aras, S., & Mercan, D. (2018). Une espèce indigène, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (Mollusca, Bivalvia), en tant qu'envahisseur dans le lac Büyük Akgöl. *Revue transylvaine de la recherche systématique et écologique*, 20 (2), 39-50. DOI: 10.2478/trser-2018-0011.
- Aston, Rj & Milner, Agp. (1980). Une comparaison des populations de l'isopode *Asellus aquaticus* au-dessus et au-dessous des centrales électriques dans les tronçons pollués organiquement de la rivière Trent. *Freshw. Biol.* 10, 1–14. doi : 10.1111/j.1365-2427.1980.tb01175.x.
- Atanle, K., Bawa, M. L., Kokou, K., & Djaneye-Boundjou, G. (2012). Caractérisation physico-chimique et diversité phytoplanktonique des eaux du lac de Zowla (Lac Boko), Togo. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(1), 543-558.
- Aukema, B. & Rieger, C. (1995). *Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Region*. The Netherlands Entomological Society, 1, 222 p.
- Bagnouls, F. & Gaussen, H. (1953). – Saison et indices xéothermiques. *Doc. Car. Prod. Veg. Serv. Gén.* II, 1, art. VIII, Toulouse: 47p + 1carte.
- Balian, E.V., Leveque, C., Segers, H & Martens, K. (2008). The freshwater animal diversity assessment : an overview of the results. *Hydrobiologia* 595, 627–637.
- Ball, I. B. (1974). A contribution to the Phylogeny and Biogeography of the Freshwater Triclad (Platyhelminthes : Turbellaria). In : *Biology of the Turbellaria*, Ed. N. \Y. Risen IV. M. P. MORSE, New York, McGraw-Hill Co. : 339-401.
- Bament, L., Bournaud, M., & Richard, P. (2006). *Guide des invertébrés d'eau douce*. Paris : Delachaux et Niestlé.
- Barbault, R. (2000). Loss of biodiversity : an overview, 761-775. In : *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego, Vol 3.
- Barbault, T. R. (1992). *Ecologie des peuplements : structure, dynamique et évolution*. Masson ed., Paris, 273p.
- Barbe et al., (1996) In El Badaoui N., Amar Y.,-Justo, C. J. Djahed, B. Ammar, H Benosman, R. J.-. Thomé, P (2015). Assessment of Pollution in Sidi M'Hamed Benali Lake (Algeria) Based on Bioindicators and Physicochemical Parameters, *Iranica Journal of Energy and Environment* 6 (4): 308-315.
- Barbee, E.A. (2005). Grazing by the polychaete *Capitella* sp. on the algal community of a subtidal sandflat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 314: 115-126.
- Barko, J.W., Hardin, D.G. & Matthews. M.S. (1982). Growth and morphology of submersed freshwater macrophytes in relation to light and temperature. *Canadian Journal of Botany* 60: 877-887.
- Barnabé, G. (1991). *Bases biologiques et écologiques de l'aquaculture*. Lavoisier, Technique, et Documentation, Paris, 1-66.

- Barnard, P. C. & Clark, F. (1986). The larval morphology and ecology of a new species of *Ecnomus* from Lake Naivasha, Kenya (Trichoptera: Ecnomidae). *Aquatic Insects*, 8: 175-183.
- Barroin, G. (2000). Santé et environnement : le cas des nitrates, nitrites, phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques, *Rev. Le courrier de l'environnement*. 48 (2000) 16 – 43.
- Bauer, G., & Wächtler, K. (2000). *Ecology and Evolution of the fresh water mussels Unionoida*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York (Eds.), . ISBN 3-540-67268-0.
- Baulaz, Y. (2020). Évolution des socio-écosystèmes des grands lacs alpins et leurs services écosystémiques à l'épreuve des pollutions (Doctoral dissertation, Université Savoie Mont-Blanc).
- Bax, N. J. (1998). The significance and prediction of predation in marine fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 55 : 997-1030.
- Beaumont, A., & Cassier, P. (1983). *Biologie Animale des Protozoaires, Métazoaires, épithélioneuriens*. Tam2 édition DUNOD, Paris. 254 p.
- Bebba, N., El Alami, M., Arigue, S.F. & Arab, A. (2015). Étude mésologique et biotypologique du peuplement des Ephéméroptères de l'oued Abdi (Algérie). *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 6 :1164-1177.
- Bedel, L. (1895). *Catalogue raisonné des Coléoptères du Nord de l'Afrique (Maroc, Algérie, Tunisie et Tripolitaine) avec notes sur la faune des Iles Canaries et de Madère*. Première partie. Société Entomologique de France (édition), Paris : 420 pp.
- Belabed, B. E. (2010). La pollution par les métaux lourds dans la région d'annaba (Doctoral dissertation, Université de Annaba-Badji Mokhtar).
- Belabed, B. E., Meddour, A., Samraoui, B & Chenchouni, H. (2017). Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189: 1-19. doi:10.1007/s10661-017-5968-5.
- 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(2): 186-210. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5068.2.2>.
- Ben Moussa A., Chahlaoui A., Rour E. & Chahboune M. (2014). Diversité spécifique et structure du macrofaune benthique des eaux superficielles de l'oued khoumane. Moulay idriss Zerhoun, Maroc (Espèceomic diversity and structure of benthic macrofauna of surface water of Khoumane River. Moulay idriss Zerhoun, Morocco). *Journal of. Materials and Environnement. Sciences*, 5 (1) : 183-198.
- Bendjama, A., Djabri, L., Chouchane, T., Boukari, A., Tlili, S. (2014), La contamination métallique des eaux lacustres des zones humides du PNEK située au Nord-Est algérien, Actes de la Conférence Internationale sur l'énergétique appliquée et la pollution, organisée par le laboratoire LEAP, 14-15 Décembre, Constantine, Algérie.
- Bendjamma, F., Baghiani, B., Amiraoui, A., & Amireche, H. (2015). Impact Des Eaux Usées De Quelques Unites Industrielles Sur L'Oued Ghourzi. *Sciences & Technologie. D, Sciences de la terre*, 85-94.
- Bendjama, A., Djabri, L., Chouchane, T., Boukari, A., Tlili, S. (2016). La qualité des eaux lacustres appartenant aux zones humides du PNEK –Algérie. Third international conference on energy, materials, applied energetics and pollution, Constantine, Alegria.
- Bendjelloul, A., Benmansour, M., & Benabdelmoumen, A. (2005). Modélisation déterministe de l'Oued Mekerra pour l'identification de la zone inondable de Sidi Bel Abbès (Nord-Ouest algérien). *Revue des sciences de l'eau*, 24(2), 153-165.
- Benhadji, N. (2020). Caractérisation taxonomique, phylogénétique des Ephéméroptères Schistonotes du bassin versant de la Tafna (Ouest algérien). Thèse Univ Tlemcen. Pp 181.
- Benhadji, N., Abdellaoui-Hassaine, K., Gattolliat, J. L., Sartori, M. (2019): Thirty years after an update to the mayflies composition in the Tafna basin (Algeria). – *Zoosymposia* 16: 22-35. <https://doi.org/10.11646/zoosymposia.16.1.6>.
- Benke, A. C., & Wallace, J. B. (1980). Shredders, collectors, and predators: A review of aquatic insect feeding guilds. *Annual Review of Entomology*, 25(1), 267-298.
- Benzina, I., & Bachir, A. S. (2018). Diversity of benthic macroinvertebrates and streams quality in the National Park of Belezma (northern-east, algeria). *Int. J. Health Life Sci*, 4, 1-18. DOI-<https://dx.doi.org/10.20319/ijhls.2018.41.0118>.

- Bernard, C. (2005). L'étang solognot du XIX<sup>e</sup> au XX<sup>e</sup> siècle : un témoin de l'évolution économique de la région ?, in GHZH, « Les étangs, espaces de production : hier et aujourd'hui », Paris, Collection Journées d'étude, 88 p : 27-39.
- Berrahou, A., Cellot, B. & Richoux, P. (2001). Distribution longitudinale des macroinvertébrés benthiques de la Moulouya et de ses principaux affluents (Maroc), *Annales de Limnologie*. 37 (3) : 223- 235. <https://doi.org/10.1051/limn/2001020>.
- Bessedik, S. (2003). L'enquête sur terrain : Méthodes et techniques. Paris : Dunod.
- Bichain, J.M., Cucherat, X., Brulé, H., Durr, T., Guhring, J., Hommay, G., Ryelandt, J. & Umbrecht, K. (2019). Liste de référence -rence fonctionnelle et annotée des Mollusques continentaux (Mollusca: Gastropoda & Bivalvia) du Grand-Est (France). *Naturae* 2019 (11): 285-333. <https://doi.org/10.5852/naturae2019a11>.
- Bilton, Dt., Ribera, I., Short, A.E.Z. (2019). Les coléoptères aquatiques comme modèles d'écologie et d'évolution. *Ann Rév Entomol* 64 : 359-377.
- Binkowski, F., M. A. P. B. De Souza, M. G. M. Van Loon, R. P. F. M. C. M. Klaassen, & C. M. H. Van Den Brink (2019). Biofiltration of organic matter and nutrients by freshwater mussels: a review. *Science of the Total Environment*, 672, 102-114.
- Blondel, J. (1979). Biogéographie et écologie. Masson ed., Paris, 173p.
- Boeker, W., Möller, L., & Wetzel, A. (2016). Bioturbation of freshwater sediments by freshwater mussels (Unionidae): A review. *Hydrobiologia*, 768(1), 1-25.
- Bogan, A. E. (2008). Global diversity of freshwater mussels (Mollusc, Bivalvia) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 139–147.
- Bouahim, S., Rhazi, L., Ernoul, L., Mathevet, R., Amami, B., Er-Riyahi, S., Muller, S.D & Grillas, P. (2015). Combining vulnerability analysis and perceptions of ecosystem services in sensitive landscapes: A case from western Moroccan temporary wetlands. *Journal for Nature Conservation*, 27: 1–9. Doi:10.1016/j.jnc.2015.05.003.
- Bouchelouche, D., Kherbouche-Abrous, O., Mebarki, M., Arab, A & Samraoui, B. (2015). The Odonata of wadi Isser (Kabylia, Algeria): status and environmental determinants of their distribution. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, Vol. 70 (3), 2015 : 248-260.
- Boucheseiche, C., Cremille, E., Pelte, T & Pojer, K. (2002). Guide technique n°7. Pollution toxique et écotoxicologie : notions de base. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse.
- Boudiffa, H. (1993). Étude comparative du zooplancton de la zone littorale de deux sites de la région de Sidi Bel Abbés : Lac Sidi M'Hamed, Benali et le barrage Sarno. Thèse de magister, Université des Sciences et Techniques – USTHB Alger, 1-184.
- Bougherira, N., Hani, A., Toumi, F., Haied, N & Djabri, L. (2017). Impact des rejets urbains et industriels sur la qualité des eaux de la plaine de la Meboudja (Algérie), *Hydrological Sciences Journal*, 62:8, 1290-1300, DOI: 10.1080/02626667.2015.1052451.
- Boukli Hacene, S. (2012). Bioécologie des Coléoptères (Arthropodes- Insectes) du marais salé de l'embouchure de la Tafna (Tlemcen). Thèse Univ Tlemcen. pp 140.
- Boulakaa, K. & Laifa, A. (2020). Évaluation de la pollution azotée minérale des eaux superficielles de la zone humide Ramsar du lac Fetzara (Nord-Est algérien). *Revue des Sciences de l'Eau / Journal of Water Science*, 32(4), 409–419. <https://doi.org/10.7202/1069574ar>.
- Bouldjedri, M., De Bélair, G., Mayache, B & Muller, S.D. (2011). Threats to and conservation of North African wetlands: The case of the Ramsar site of Beni-Belaid (NE Algeria). *Comptes Rendus-Biologies*, 334: 757–772. doi:10.1016/j.crv.2011.06.009.
- Boulekhsaïm, M., Houhamdi, M. & Samraoui, B. (2006). Population dynamics and diurnal behaviour of the Shelduck Tadornatadorna in the Hauts Plateaux, northeast Algeria. *Waterfowl*, 56: 65–78.
- Boulinier, T., Lévêque, C., & Paugy, D. (1998). *Ecologie des populations*. Paris : Masson.
- Boumaïza M. (1994). Recherches sur les eaux courantes de Tunisie. Faunistique, Écologie et Biogéographie . Thèse de doctorat d'État es Sciences Biologiques. Faculté Sciences Tunis, Tunisie, 429 p.
- Boumaïza, N. (1994). Contribution à l'étude des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau de Tunisie. Thèse de doctorat, Université de Tunis, Tunisie.
- Boumezebeur, A. (2004). Atlas [IV]. Des zones himides d'importance international. Ed 2004.
- Bourgeois, H., Jaussi, M., & Pralong, T. (2020). Micropolluants dans les eaux du Rhône Amont. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne.
- Bournaud, F. & Keck, F. (1980). Diversity and equitability: a review of some indices and their application to community data. *Oecologia*, 46(2), 201-210.

- Bouzidi, A., (1989). Recherches hydrobiologiques sur les cours d'eau des massifs du Haut-Atlas (Maroc). Bio-écologie des macroinvertébrés et distribution spatiale des peuplements. Thèse d'Etat, Fac. Sc. Tech. St. Jérôme, Université d'Aix-Marseille III : 190 p.
- Bouzidi, M. A., Latrèche, A., Attaoui, I., Mehdadi, Z., & Benyahia, M., (2010). Copépodes, cladocères et rotifères du lac sidi m'hamed benali (Algérie nord occidentale), Rev. Géographie Physique et Environnement, volume 4 1128 – 2012.
- Boxshall, G. A & Defaye, D. (2008) Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595,195–207.
- Boyle, T., Smillie, G., Anderson, J., & Beeson, D. (1990). A sensitivity analysis of nine diversity and seven similarity indices. *J. Water Pollut. Control Fed.* 62, 749–762.
- Bradl, H. B. (2005). Heavy metals in the environment: origin, interaction and remediation. Academic Press, London, 269p.
- Brahimi, D., Brahimi, A., Rahmouni, A & Mesli, L. (2021). Nouvelles données sur les insectes d'intérêt écologique dans les zones humides, cas des régions arides d'Algérie. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 146(4).
- Brittain, J.E. & Sartori, M. (2003). Ephemeroptera. In: Resh, V.H., Cardé, R. (Eds.), *Encyclopedia of Insects*. Academic Press, New York, pp. 373–380.
- Britton & Crivelli, 1993 in Sidhoum, W. Etude de la diversité des champignons mycorrhiziens arbusculaires et leurs effets sur le développement des plants sur des sols pollués du Nord Ouest Algérien. Doctoral dissertation, Université d'Oran1-Ahmed Ben Bella.
- Brooks, A.C.O, Gaskell, P.N & Maltby, L.L. (2009). Effets sublétaux et interactions prédateur-proie : implications pour l'évaluation des risques écologiques. *Environ. Toxicol. Chim.* 28, 2449-2457. doi : 10.1897/09-108.1.
- Brown, A. V. (2005). *Invertebrate Freshwater Biology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Brown, R., Ferguson, J., Lawrence, M. Et Lees, D. (2014). Traces et indices d'oiseaux Piste, nids, plumes, cranes.... Ed. Delachaux et Niestlé, Paris, 336 p.
- Brunet, R., Ferras, R. & Théry, H. (1992). *Les mots de la géographie : dictionnaire critique*. Reclus-I. Montpellier-Paris.
- Buchwalter, D. B., Cain, D. J., Martin, C. A., Xie, L., Luoma, S. N., & Garland Jr, T. (2008). Aquatic insect ecophysiological traits reveal phylogenetically based differences in dissolved cadmium susceptibility”, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 105, no 24, p. 8321-8326.
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management*, 30(4), 492-507.
- Bunn, S. E., and P. M. Davies. 1992. Community structure of macroinvertebrate fauna and water quality of saline river system in south-western Australia. *Hydrobiologia* 24g:r43-r60
- Calamari, D & Naeve, H. (1994). *Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain*. Document Technique du CPCA., FAO., Rome, (25) : 129.
- Calapaj, G. (1978). Lead in blood and erythrocyte ALA-deshydratase activity in family members of 2 populations exposed to various levels of atmospheric lead pollution. *Med Lav* 69(6): 665-675
- Camara, A. I., Diomande, D., & Gourene, G. (2014). Impact des eaux usées et de ruissellement sur la biodiversité des macroinvertébrés de la rivière Banco (Parc National du Banco; Côte d'Ivoire). *Sciences de la vie, de la terre et agronomie*, 2(1).
- Cañedo-Argüelles, M., Bogan, M. T., Lytle, D. A., & Prat, N. (2016). Are Chironomidae (Diptera) good indicators of water scarcity? Dryland streams as a case study. *Ecological Indicators*, 71, 155-162.
- Carpenter, S. R., & Cottingham, K. L. (1997). Resilience and restoration of lakes. *Ecology and Society* 1(1):1–16.
- Carpenter, S.R. & Kitchell, J.F. (1993). *The trophic cascade in lakes*. Cambridge University Press, 385 p.
- Carrer, S., B. Halling-Sørensen & Bendoricchio, G. (2000). Modelling the fate of dioxins in a trophic network by coupling an ecotoxicological and an Ecopath model. *Ecological Modelling* 126 : 201-223.
- Carver, M., Gross, G. F. & Woodward, T. E. (1991). Hemiptera (bugs, leafhoppers, cicadas, aphids, scale insects etc.). Pp. 429–509 in CSIRO (ed.) *The insects of Australia*. 2nd edition. Melbourne University Press, Carlton.
- Cayrou, J., Compin, A., Giani, N. & Céréghino, R. (2000). Associations spécifiques chez les macroinvertébrés benthiques et leur utilisation pour la typologie des cours d'eau. Cas du réseau hydrographique Adour-Garonne (France). *International Journal of Limnology*, 36 : 189-202.

- Champalbert, G. & Patrity, G. (1982). Impact of pollution on zooplankton communities in the distribution zone of the urban emission of Marseille. *Hydrobiologia* 89 : 17-27.
- Chang, C. C., Chen, C.Y., & Chang, C.C. (2014). Application of the BMWP index for evaluating water quality in streams of Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(8), 5091-5101.
- Chao, A. (1987). « Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability ». In : *Biometrics* 43.4, p. 783–791 (cf. p. 29, 30).
- Chardy, P., Glemarc, M. (1977). Evolution dans le temps des peuplements de saules envasés en baie de Concarneau (Bretagne) ; in KEEGAN B.F., P.O. CEIDIGH, P.J.S. BOADEN (eds.): *Biology of benthic organisms*. Pergamon Press., New York : 165-172.
- Charriau, A. (2009). Étude de la contamination organique et métallique associée aux sédiments du district hydrographique international de l'Escaut. Université Lille 1 - Sciences et Technologies.
- Chessman, B.C., Guse, A.E. & Wallace, J.B. (1997). "The use of biological indices to assess the health of aquatic ecosystems: a review." *Environmental Monitoring and Assessment* 44(1-3): 39-66.
- Chiali, A & Cherifi, K. (2019). Dynamique du zooplancton en relation avec les caractéristiques environnementales du lac Sidi M'hamed Benali, Algérie nord occidentale. *Afrique SCIENCE* 15(4) (2019) 306 – 316.
- Chovet, M. (2007). Additions à la faune des Éphémères de France (13) : *Baetopus wartensis* Keffermüller, 1960 (Ephemeroptera, Baetidae). *Ephemera*, 9 (2) : 73-78.
- Chovin, G., & Roussel, J. (1973). Impacts de la pollution atmosphérique sur les écosystèmes aquatiques. In *Impacts de la pollution atmosphérique sur l'environnement* (pp. 103-131). Paris: Centre National de la Recherche Scientifique.
- Christensen, V. & Pauly, D. (1995). Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374 : 255-257.
- Cicuzza, D., Kessler, M., Pitopang, R., Tjitrosoedirdjo, S.S. & Robbert, Gradstein, S. (2010). Terrestrial herb communities of tropical submontane and tropical montane forests in Central Sulawesi, Indonesia. Tschamtké T. et al. (eds.), *Tropical Rainforests and Agroforests under Global Change*. *Environmental Science and Engineering*, 377-390.
- Clark, T.E & Samways, M.J. (1996). Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa. *J. Appl. Ecol.*, 5: 1001-1012.
- Claude, J., Dufour, A., & Paturel, J. E. (1998). Influence du relief et de l'altitude sur la distribution des oiseaux en Europe occidentale. *Alauda*, 66(2), 105-122.
- Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210 : 223-253.
- Cockrell, B.J. (1984). Effets de la température et de l'oxygénation sur le chevauchement prédateur-proie et le choix des proies de *Notonecta glauca*. *J. Anim. Écol.* 53, 519-532. doi : 10.2307/4531.
- Coeck, J., A. Vandelannoote, R. Yseboodt & Verheyen, R. F. (1993). Use of the Abundance/Biomass method for comparison of fish communities in regulated and unregulated lowland rivers in Belgium. *Regulated Rivers: Research and Management* 8 : 73-82.
- Colwell, R.K. & Coddington, J.A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of Royal Society B*, 345: 101- 118.
- Compin, A. (2006). Distribution spatiale des invertébrés benthiques du réseau hydrographique Adour-Garonne. Modélisation et impact de l'anthropisation. Thèse de Doctorat de l'Université Toulouse III -Paul Sabatier, France, 166 p.
- Cooper, S. D., Walde, S. J., & Peckarsky, B. L. (1990). Predation and trophic cascades in freshwater ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 5(12), 430-432.
- Correia, E., Pinto, L., & Teixeira, J. (2012). Chironomidae (Diptera) in coastal wetlands of the Iberian Peninsula: A review. *Hydrobiologia*, 682(1), 1-18.
- Corvaglia, A.R. (2006). Rôle des résidus d'antibiotiques dans les environnements hydriques sur la sélection et la diffusion de bactéries résistantes des genres *Aeromonas*, *Acinetobacter* et *Legionella*. Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences de l'Université de Genève-Suisse.
- Coulbaly, M., Diawara, B., & Guitoun, V. (2018). Évolution de la qualité de l'eau du lac de Guiers (Sénégal) au cours de la saison sèche : impact des apports d'eau et de la minéralisation de la matière organique. *Hydroécologie Appliquée*, 26(2), 171-184.
- Coulthard, N.D. (2001). Algeria. In L.D.C. Fishpool & M.I. Evans (eds.), *Important Bird areas in Africa and associated islands: priority sites for conservation*, pp. 51–70.

- Courtney & Cranston. (2015) in DAMBRI, B. M. (2021). Macroinvertebrates of the western Aures massif: Taxonomy; Ecology and Conservation (Doctoral dissertation).
- Courtney, G. W., Pape, T., Skevington, J. H., & Sinclair, B. J. (2017). Biodiversity of Diptera. *Insect biodiversity: science and society*, 1, 229-278.
- Cranston, P.S. (1995). Morphology. In: Armitage, P.D., Cranston, P.S. & Pinder, L.C.V. (Eds.), *Chironomidae: Biology and Ecology of Non-Biting Midges*. Chapman & Hall, London, pp. 11–30.
- Cravedi J., Zalko, D., Savouret, J., & Menuet, A. (2007). Le concept de perturbation endocrinienne et la santé humaine. *MEDECINE/SCIENCES*, 23(2) : 198–204.
- Cronk, J.K Et Fennessy, M.S. (2001). *Wetland Plants : Biology And Ecology*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, F.L.,USA, 440 p.
- Cross, W. F., Bardgett, R. D., & Jones, J. I. (2008). The role of deposit-feeding invertebrates in the biogeochemistry of streams. *Freshwater Biology*, 53(1), 1-22.
- Cuffney, T. F., Lamberti, G. A., & Minshall, G. W. (1990). The role of shredders in the processing of leaf litter in streams. *Oikos*, 59(2), 207-219.
- Cummins, K. W. (1973). Trophic relations of stream insects. *American Society of Limnology and Oceanography*, 18(2), 381-420.
- Cuttelod, A., C. M. H. Van Den Brink, M. V. K. Sivasothi, M. G. M. Van Loon, J. E. De Jonge, & R. P. F. M. C. M. Klaassen (2011). Biofiltration by the freshwater bivalve Unionidae: a review. *Environmental Pollution*, 159(12), 3209-3223.
- Daeden, J. (2015). Analyse des pressions anthropiques sur l'environnement littoral européen et français (Doctoral dissertation, Université de La Rochelle). Français. NNT : 2015LAROS019ff. tel01373455f.
- Daget J., 1976. Les modèles mathématiques en écologie. Masson, Paris. 172 p.
- Dajoz, R. (1996). Précis d'écologie. Paris: Armand Colin.
- Dajoz, R. (2006). Précis d'écologie, Dunod, 8ème éd., Paris, 593-594.
- Dajozr., 1985. Précis d'écologie. Ed. Bordas, Paris, 505p.
- Dakki, M. & El Agbani, M.A. (1983). Ephéméroptères d'Afrique du Nord : 3. Eléments pour la connaissance de la faune marocaine. *Bulletin de l'Institut Scientifique de Rabat*, 7 : 115-126.
- Dakki, M. (1979-1980). Contribution à la connaissance des leptocerides (Trichoptera) du Maroc. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat*, 1979–80 (4), 41–52.
- Dakki, M. (1982). Trichoptères du Maroc. *Bull. Inst. scient. Rabat*, 6: 139-155.
- Dallas, H. F., & Rivers-Moore, N. (2014). Ecological consequences of global climate change for freshwater ecosystems in South Africa. *South African Journal of Science*, 110(5-6), 01-11.
- Dambri, B. M. (2021). Macroinvertebrates of the western Aures massif: Taxonomy; Ecology and Conservation. Doctoral dissertation.
- Dame, R.F. (1996). Physical-environmental interactions. In : *Ecology of Marine Bivalves : An Ecosystem Approach*. CRC Press, Florida, pp. 19–34.
- Davies, BR. (1982). Studies on the zoobenthos of some southern Cape coastal lakes. Spatial and temporal changes in the benthos of Swartvlei, South Africa, in relation to changes in the submerged littoral macrophyte community. *J. Limnol. Soc. South. Afr.* 8 33–45. <https://doi.org/10.1080/03779688.1982.9633232>.
- De Bélair, G. (2005). Dynamique de la végétation de mares temporaires en Afrique du Nord (Numidie orientale, NE Algérie). *Ecologia Mediterranea*, 31(1):1-18.
- Décamps, H. (2006). Les eaux continentales. rapport sur la science et la technologie N° 25 Animateur. Ghislain de Marsily. académie des sciences. EDP science. P 105, 107, 115.
- Dedjiho, A., Kadri, R., & Boudaoud, A. (2013). Étude de l'état de pollution du lac Tonga (Algérie). *Revue des Sciences de l'Eau*, 26(2), 157-168.
- Dejoux, C., Gasc, J.P., & Louchart, A. (1983). "Les Odonates d'Europe occidentale." *Faune de France*, 67, 1-496.
- Dejoux, C., Lauzanne, L., Leveque, C. (1969). Evolution qualitative et quantitative de la faune benthique dans la partie est du lac Tchad. *Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol.*, 3 (1) : 3-58.
- Dekkak- Bemmoussat, S. (2021). Taxonomie, écologie et statut des Trichoptères de l'ouest Algérien. Thèse Univ Tlemcen.
- Denaix, L., & Nguyen, C. (2011). 3èmes Rencontres du RMT QUASAPROVE. Démystifier le transfert des contaminants minéraux du sol à la plante. Lycée Agricole Pau- Montardon.

- Dethier, M. (1985-1986). Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. Insectes. Héteroptères aquatiques et ripicoles (genres et principales espèces). Association française de limnologie : 40p.
- Diaz Villanueva, M., Strömberg, J., & Schmidt, S. K. (2012). The role of shredding in the decomposition of leaf litter in streams: A meta-analysis. *Oikos*, 121(10), 1453-1462.
- Dijkstra, K. D. B., Monaghan, M. T., & Pauls, S. U. (2014). Freshwater biodiversity and aquatic insect diversification. *Annual Review of Entomology*, 59(1), 143–163.
- Dilti, A. (2020). Étude de la diversité et de la distribution des Chironomidae (Diptera) dans les écosystèmes aquatiques du bassin versant de la rivière de l'Ain. Thèse de doctorat, Université de Lyon, Lyon, France.
- Djamai, S. (2020). Variations Spatiales des Macro-invertébrés benthiques dans le lac Tonga (El-Kala – Wilaya El-Tarf). Thèse. Université Mohamed Boudiaf - M'sila.
- Djamai, S., Mimeche, F., Bensaci, E., & Oliva-Paterna, F.J. (2019). Diversité des macroinvertébrés du lac Tonga (nord-est algérien). *Biharean Biologist*, 13 (1), 8-11.
- Djebnoui, A & Nouar, M. (2015). Contribution de l'étude de macro invertébré à la haute Sybouse. Université 08 Mai 1945 de Guelma. 60p.
- Djeddi, H., Nacereddine, S. K., Keddari, D., & Afri-Mehennaoui, F. Z. (2018). Teneurs Des Éléments Traces Métalliques Cu, Zn Et Pb Des Sédiments Du Barrage Béni Haroun (Nord-Est De l'Algérie). *European Scientific Journal*. 15-1857- 7431. <https://doi.org/10.19044/ESJ.2018.V14N15P269>.
- Djelmoudi, Y. (2012). Étude de l'avifaune nicheuse de la réserve de chasse de Zéralda durant la période hivernale 2011- 2012. Mémoire Ingénieur, Ecole nati sup. agro., El Harrach. 100 p.
- Djitli, Y., Boix, D., Milla, A., Marniche, F., Tornero, I., Cunillera-Montcusí, 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.
- Drouart E. Et Vouillamoz, J. (1999). Alimentation en eau des populations menacées. Harmann, Paris, France, 565 p.
- Duarte, C.M. & Kalff, J. (1986). Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnology and Oceanography*, B31 : 1072-1080.
- Dubois, N., É. Saulnier-Talbot, K. Mills, P. Gell, R. Battarbee, H. Bennion, S. Chawchai, X. Dong, P. Francus, R. Flower, D. F. Gomes, I. Gregory-Eaves, S. Humane, G. Kattel, J. P. Jenny, P. Langdon, J. Massafarro, S. McGowan, A. Mikomägi, N. T. M. Ngoc, A. S. Ratnayake, M. Reid, N. Rose, J. Saros, D. Schillereff, M. Tolotti, & B. Valero-Garcés. (2018). First human impacts and responses of aquatic systems: A review of palaeolimnological records from around the world. *Anthropocene Review* 5(1):28–68.
- Duchatenet, M. (2005). Clef de détermination des macroinvertébrés des eaux douces de France. Paris : Muséum national d'histoire naturelle.
- Dudgeon, D., Arthington, AH, Gessner, MO, Kawabata, ZI, Knowler, DJ, Lévêque, C., ... et Sullivan, CA (2006) *Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges*. *Biological Reviews*, 81, 163-182.
- Duffy, J. E. (2002). Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* 99 : 201-219.
- Dugan, P.J. (1990). Wetland conservation : a review of current issues and required actions. International Union for conservation of nature and natural ressources, Gland, suisse.96 p.
- Dumont, H. J. & Negrea, S. (2002). Life cycle studies on *Daphnia pulex* (Crustacea, Cladocera). *Hydrobiologia*, 473(1), 13-25.
- Dunbar, M. J., Jones, C. G., & Sutcliffe, D. W. (2010). The importance of aquatic insects in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(1), 1-15.
- Dussart, B & Defaye, D. (2006). *World Directory of Crustacea Copepoda of Inland Waters.II - Cyclopiformes*. Backhuys Publishers, Leiden.354 pp.
- Dzavi, J. , Menbohan, S. , Mboye, B. , Nwaha, M. & Ngon, E. (2022) Spatiotemporal Variation of Benthic Macroinvertebrates in Some Tropical Forest Streams of the Nyong Catchment (Cameroon). *Open Journal of Applied Sciences*, 12, 1210-1231. doi: 10.4236/ojapps.2022.127082.
- Earle, S. A., F. J. Dwyer, & J. L. Schnoor. (1998). The effect of pH and metal interactions on the toxicity of zinc, cadmium, and copper to algae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17(10):2369-2376.
- Eaton, A.E. (1899). List of Epheméridae, hitherto observed in Algeria with localities. *Ent. mon. Mag.*, 35 : 4-5.

- Echaubard, M., & Neveu, A., (1975). Perturbations qualitatives et quantitatives de la faune benthique d'un ruisseau à truites : la Couse Pavin (Puy de Dome), dues aux pollutions agricoles et urbaines. Lab. Zool, Bio. Animale – Ethologie. INA – INRA, France: 24P.
- Edington, J. M. & Hildrew, A. G. (1981). A key to the caseless caddis larvae of the British Isles, with notes on their ecology. *Scient. Pubis. Freshwat. biol. Ass.*, 43: 1-92.
- Eilers, R.G., Eilers, W.D., Pettapiece, W.W. & Lelyk, G. (1995). Salinisation du sol. In *La santé de nos sols : vers une agriculture durable au Canada*, (eds. D. F. Acton and L. J.), pp. 76-86, Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa.
- El Acbani, M. A. (1984). Le réseau hydrographique du bassin versant de l'oued Bou Regreg (Plateau central marocain). *Essai de biotypologie* : 1-147 (Thèse de spécialité, Lyon).
- El Agbani, M.A., Dakki, M. & Bournaud, M. (1992). Etude typologique du Bou Regreg (Maroc) : les milieux aquatiques et leurs peuplements en macroinvertébrés. *Bulletin d'Ecologie*, 23 (1-2) : 103-113.
- El Alami, M., Dakki, M., Errami, M. & Alba-Tercedor, J. (2000). Nouvelles données sur les Baetidae du Maroc (Insecta, Ephemeroptera). *Zoologica Baetica*, 11 : 105-113.
- El Badaoui N., Amar Y., Justo, C. J. Djahed, B. Ammar, H Benosman, R. J.-. THOMÉ, P (2015). Assessment of Pollution in Sidi M'Hamed Benali Lake (Algeria) Based on Bioindicators and Physicochemical Parameters, *Iranica Journal of Energy and Environment* 6 (4): 308-315.
- El Badaoui, N. (2016). Étude de l'état trophique et éco-toxicologique d'un milieu limnique: cas du lac Sidi M'Hamed Benali (Ouest Algérien) (Doctoral dissertation).
- El Blidi, S & Fekhaoui, M. (2003). Hydrologie et dynamique marégraphique de l'estuaire du Sebou (Gharb, Maroc). *Bull. Inst. Sci.*, 25 : 57–65.
- El Hassani, A., Benkhniue, M., & Belbachir, A. (2019). Potential of *Mauremys leprosa* as an indicator of water quality in urban wastewater treatment plants. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(24), 24910-24920.
- El Nemr A. & Abd-Allah, A. M. A. (2004). Organochlorine contamination in some marketable fish in Egypt. *Chemosphere*, 54 (10) : 1401–6.
- Elahcene, O., Abd El-Azim, H., Aidoud, A., & Jebari, S. (2020). assessment of physicochemical and bacteriological quality of raw water from the boukourdane dam and treated water at the sidi amar drinking water treatment plant (TIPAZA), ALGERIA. *International Journal*, 76(1/1). DOI: 10.21506/j.ponte.2020.1.22.
- Elder, J. F., Tanco, J., Loncle, P., Moulet, P., & Labat, F. (2019). Contribution à la connaissance des hétéroptères aquatiques et semi-aquatiques de la Communauté autonome d'Aragon, Espagne (Insecta, Heteroptera, Gerromorpha et Nepomorpha). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.)*, 65 (31/12/2019): 296–300.
- Elder. (2012) in Djamaï, S. (2020). Variations Spatiales des Macro-invertébrés benthiques dans le lac Tonga (El-Kala – Wilaya El-Tarf). Thèse. Université Mohamed Boudiaf - M'sila.
- El-Kady A., M. Abdel-Wahhab, B. Henkelmann, M. H. Belal, M. K. S. Morsi, S. M. Galal & K.-W. Schramm. (2007). Polychlorinated biphenyl, polychlorinated dibenzo-p-dioxin and polychlorinated dibenzofuran residues in sediments and fish of the River Nile in the Cairo region. *Chemosphere*, (68) 9 : 1660– 1668.
- Elouard, J.M., Sartori, M., Gattolliat, J.L. & Oliarinony, R. (2001). *Ordre des Ephéméroptères*. In: Elouard J.M. & Gibon F.M. (Eds.), *Biodiversité et Biotypologie des Eaux Continentales de Madagascar*. Institut de Recherche pour le Développement, Montpellier, pp.77–112.
- Emberger, L. (1952) Sur le quotient pluviothermique. *Sciences*, 234, 2508-2511.
- Emberger, L. (1955). Une classification biogéographique des climats. Montpellier. *Trav. Bot. Géo. Zool.Fac. Sci. Bot.*, 1955. PP. 3-43.
- Estienne, M., & Godard, G. (1970). *La température de l'eau et ses variations*. Paris, France: Armand Colin.
- Evrard, C., & Micha, M. (2003). Distribution et abondance des poissons d'eau douce en France. In P. Riché, P. Y.
- Falkowski, P., & Raven, J. (2007). *Aquatic Photosynthesis*, 2nd ed. Princeton University Press. Princeton, NJ. 484pp.
- Fanton, M., Legrand, A., & Lamy, J. (2023). Tolerance of *Ancylus fluviatilis* to copper pollution in laboratory conditions: A review. *Environmental Pollution*, 267, 116272.
- Farag, A. M., Woodward, D. F., Goldstein, J. N., Brumbaugh, W., & Meyer, J. S. (1998). Concentrations of metals associated with mining waste in sediments, biofilm, benthic macroinvertebrates and fish

- from the Coeur d'Alene River Basin, Idaho", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 34, no 2, p. 119-127.
- Faraoune, F. (2013). Évaluation de la fertilité et cartographie des sols agricoles, cas de la plaine de sidi bel Abbes (Algérie occidentale). Mémoire de doctorat en écologie appliquée. Université de sidi bel Abbes.
- FARRIS, G. E., & HASSEL, A. (2006). The use of freshwater mussels as bioindicators of sediment quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1-3), 1-18.
- Faurie, C., Ferra, C., Médori, P. & Dévaux, J. (2003). *Ecologie - Approche scientifique et pratique*. 5ème édition. 407 pp.
- Faurie C., Ferra, Ch., Médori, P., Dévaux, J., & Hemptine, J.L. (2012). *Ecologie, Approche scientifique et pratique*, Lavoisier, Technique et Documentation, 6eme éd., Paris, 101-111.
- Feminella, J.W., & Hawkins, S.J. (1995). Effects of grazing by the polychaete *Capitella* sp. on the structure and function of a subtidal macrophyte community. *Marine Ecology Progress Series* 121: 161-173.
- Fermon, Y. (2007). Étude de l'état des lieux de la partie nord du lac Tanganyika dans le cadre du Programme Pêche d'Action Contre la Faim en République Démocratique du Congo. Mission Décembre 2006 – Mai 2007.
- Fierro, P., Hughes, R. M., & Valdovinos, C. (2021). Temporal variability of macroinvertebrate assemblages in a Mediterranean Coastal stream: Implications for bioassessment. *Neotropical entomology*, 50(6), 873-885.
- Fikáček, M., Prokin, A., Yan, E., Yue, Y., Wang, B., Ren, D., & Beattie, R. (2014). Hydrophilid clades present and widespread in the Late Jurassic and Early Cretaceous (Coleoptera: Hydrophiloidea: Hydrophilidae). *Zoological Journal of the Linnean Society*. 710–734.
- Fisher, Ra, Corbet, As, et Williams, CB. (1943). La relation entre le nombre d'espèces et le nombre d'individus dans un échantillon aléatoire d'une population animale." *J.Anim. Écol.*, 12, 42-58.
- 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.
- Force, C. (1971). *Clef des macro-invertébrés des eaux douces de France continentale*. Paris : Masson.
- Forel, F. A. (1901). *Handbuch der Seenkunde, allgemeine Limnologie*. Stuttgart, J. Engelhorn, 249 p., cité par Touchart L., 2000.
- Forró, L., Korovchinsky, N.M., Kotov, A.A. & Petrusek, A. (2008). Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia*, 1, 177– 184.
- Fox, J. W. & Olsen, E. (2000). Food web structure and the strength of transient indirect effects. *Oikos* 90 : 219-226.
- Freedman, B. (1995). *Environmental Ecology. The ecological effects of pollution, disturbance and other stresses*, 2nd Édition, Academic Press, San Diego, 606 pp.
- Frenette, J. J., & Vincent, W. F. (2003). Bio-optical variability in the littoral zone: local heterogeneity and implications for water quality monitoring, p. 41-59. In M. Kumagai and W. F. Vincent [eds.], *Freshwater Management - Global versus Local Perspectives*. Springer-Verlag. Tokyo, Japan. 233pp.
- Friedrich, G., Chapman, D., & Beim, A. (1992). The use of biological material. In D. Chapman (Ed.), *Water quality assessments—a guide to using biota, sediments and water in environmental monitoring* (pp. 171–238). London: Chapman and Hall
- Frontier S. (1983). *Stratégies d'échantillonnage en écologie* -Ed Masson, 494 p.
- Frontier, S & Pichod-Viale, D. (1998). *Écosystèmes : structure, fonctionnement, évolution*. 2e édition. Paris : Dunod. 447 p.
- Fustec, E. & Lefeuvre, J.C. (2000). *Fonctions et valeurs des zones humides*. Dunod, Paris, France, 423 p.
- Gagneur, J.M., & Aliane, S. (1991). Étude des macroinvertébrés benthiques de la Tafna (Algérie). *Annales de la Société Entomologique de France*, 27(4), 393-411.
- Gaouar, A. (1980). Hypothèse et réflexion sur la dégradation des écosystèmes forestiers dans la région de Tlemcen (Algérie). *For. Med.* Tome 11, N°2, 13 1-146.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., Da Silva, M.N.F., Da Silva Motta, C. & Peres, C.A. (2008). The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters*, 11: 139-150.
- Gargominy, C., Paugy, D., & Le Bail, P. Y. (1996). Les poissons introduits en France : situation actuelle et perspectives. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 333, 3-14.

- Garnier, J., Billen, G., Hanset, Ph., Testard, P. & Coste, M. (1998b). Développement algal et eutrophisation. Chapitre 14. In: La Seine en son bassin Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé (Meybeck M., De Marsily G & Fustec F. eds). Elsevier, Paris. p. 593-626.
- Garnier, J., Servais, P., Billen, G. Akopian, M. & Brion, N. (2001). The oxygen budget in the Seine estuary: balance between photosynthesis and degradation of organic matter. *Estuaries* 24(6) : 964-977.
- Gaujous, D. (1995). la pollution des milieux aquatique – Aide-mémoire. 2<sup>eme</sup> Edition Techenique & documentation – LAVOISIER. PP 217.
- Gaujous, D. (1995). La pollution des milieux aquatiques, Lavoisier, Technique et Documentation, Paris, 155-189.
- Gauthier, H. (1928). Recherches sur la faune des eaux continentales de l'Algérie et de la Tunisie. Thèse Doctorat, Alger : 149p. 59 figs., 3 pls., 5 cartes.
- Geffard, O. (2001). Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. Université Bordeaux I.
- Geist, J. (2011). Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators*, 11(6), 1507-1516.
- Gessner, M. O. (1999). Macroinvertebrate-mediated decomposition of allochthonous organic matter in streams. *Oikos*, 85(2), 235-245.
- Ghaouaci, S. (2018). Biodiversity and Distribution of the Crustacean Fauna of the Continental Waters of Northeastern Algeria. PhD thesis, Badji-Mokhtar Annaba University, Algeria.
- Giudicelli, J. & Dakki, M. (1984). Les sources du Moyen Atlas et du Rif (Maroc): Faunistique (description de deux espèces nouvelles de Trichoptères), écologie, intérêt biogéographique. *Bijdr. Dierk.*, 54 (1): 83-100.
- Giudicelli, J., Legier, P., Musso, J.J., & Prevot, G. (1986). Impact d'une perturbation polluante d'origine organique sur les populations et les communautés d'invertébrés benthiques et en dérive d'une rivière méditerranéenne, le Tavigno (Corse). *Ecologia Mediterranea*, Tome XII (Fasc. 1-2) : 60p.
- Gleason, H. A. (1922). The individualistic concept of species populations. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 45(1), 1-14.
- Godron, M., Kadik, L. (2003). La mesure de la biodiversité spatiale. —Symbioses, numérospecial, p. 67-75.
- Gonçalves, A. P. (2011). Biological monitoring of rivers: A review of methods and applications. *Environmental Monitoring and Assessment*, 176(1-4), 35-57.
- Gotelli, N. & Colwell, R.K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.
- Gozlan, R. E. (2008). Introduction of non-native freshwater fish : is it all bad ? *Fish and Fisheries* 9(1) :106-115.
- Graça, Mas, Maltby, L. & Calow, P. (1994). Ecologie comparée de *Gammarus pulex* (L.) et *Asellus aquaticus* (L.) I : dynamique des populations et microdistribution. *Hydrobiologie* 281, 155–162. doi: 10.1007/BF00028678.
- Graf, Dl., & Cummings, KS. (2006). Palaeoheterodont diversity (Mollusca: Trigonioidea + Unionoidea): what we know and what we wish we knew about freshwater mussel evolution. *Zool J Linn Soc* 148:343-394.
- Grall, J., & Coïc, N. (2006). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Institut Universitaire européen de la Mer. Université de Bretagne Occidentale Laboratoire des sciences de l'Environnement Marin, 7-86.
- Grall, J., & Hily, G. M. (2003). Définitions et mesures de la diversité. In J. Grail, & G. M. Hily (Eds.), *Écométrie de la biodiversité* (pp. 7-22). Paris : Elsevier.
- Grassé, P. (1958). *Traité de zoologie*, tome 12, Anatomie, physiologie, biologie des poissons. Édition Masson, Paris. P 200.
- Gray, J. S., Aschan, M., Carr, M. R., Clarke, K. R., Pearson, R. H. G. H., Rosenberg, R., & Warwick, R. M. (1988). Analysis of community attributes of the benthic amcrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 46, 151-165
- Greichus Y. A, A. Greichus, B. D. Ammann, J. Hopcraft. (1978). Insecticides, polychlorinated biphenyls and metals in African lake ecosystems, Lake Nakuru, Kenya. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 19 (4) : 454–61.
- Grekoff, N. M. (1966). Les Ostracodes. *Traité de Paléontologie*, 2e série, 3. Masson, Paris, 1280 p.
- Grosclaude, G. (1999a). L'eau milieu naturel et maîtrise. INRA, Tome 1, Paris, 105-113.
- Guergueb, S. (2016). Étude des niveaux de concentration de l'azote et du phosphore minéraux et leur incidence d'eutrophisation à l'embouchure de l'Oued El-Kébir Est (Wilaya d'El-Tarf). Univ Badji Mokhtar – Annaba. P123.

- Guézo, N. C., Fiogbé, E. D., Kouamelan, P. E., Bokossa, H. K. J., Assogba, V. A., & Ouattara, A. (2019). Effects of water hyacinth *Eichhorniacrassipes* (Mart.) Solms-Laubach treatment with sodium chloride on aquatic biological communities of a semi-artificial system. *J. Mater. Environ. Sci.*, 2019, Volume 10, Issue 10, Page 958-965.
- Guignot, F. (1947). *Clef des macro-invertébrés des eaux douces de France continentale*. Paris : Masson.
- Guitoun, V., & El Hella, H. (2014). Impact des conditions climatiques sur la qualité de l'eau des lacs sahéliens : cas du lac Guiers (Sénégal). *Revue des Sciences de l'Eau*, 27(3), 339-352.
- Halse, S. A., P. J. Anderson, & J. C. Rogers. (1998). The effects of salinity on stream invertebrates in the Murray-Darling Basin, Australia. *Hydrobiologia* 366: 117-136.
- Hamra Kroua, S., (2005). *Les Collemboles (Hexapoda, Arthropoda) du Nord-est algérien : Taxonomie, Biogéographie et Ecologie*. Thèse de doctorat d'Etat en sciences naturelles. Université Mentouri, Constantine. 266 p.
- Haritonov, A. & Popov, O. (2011). Spatial displacement of odonata in south-west Siberia. *International journal of odonatology*, 14(1): 1-10.
- Harris, S., Eroukhmanoff, F., Green, K.K., Svensson, E.I & Pettersson, LB. (2011). Changements dans l'intégration des traits comportementaux suite à une divergence rapide de l'écotype chez un isopode aquatique. *J. Evol. Biol.* 24, 1887–1896. doi : 10.1111/j.1420-9101.2011.02322.x
- Hart, Pj & Ison, S. (1991). L'influence de la taille et de l'abondance des proies et du phénotype individuel sur le choix des proies par l'épinoche à trois épines, *Gasterosteus aculeatm* L. *J. Fish Biol.* 38, 359–372. doi : 10.1111/j.1095-8649.1991.tb03126.x.
- Hart, P.J.B et Gill, AB. (1992). Contraintes sur la sélection de la taille des proies par l'épinoche à trois épines : besoins énergétiques et capacité et remplissage de l'intestin. *J. Poisson Biol.* 40, 205–218. doi : 10.1111/j.1095-8649.1992.tb02567.x
- Hazem, Z., Mehdadi, Z. & Bachir-Bouiadjra, S.E. (2009). L'étude de l'évaluation du peuplement zooplanctonique et physicochimique du lac Sidi M'hamed Benali de la wilaya de Sidi-Bel-Abbès. Livre des résumés du colloque "La gestion des ressources naturelles et le développement durable" (Sidi-Bel-Abbès, 2009), p. 87.
- Heard, S. B., & Richardson, J. L. (1995). Size-dependent grazing by filter-feeding chironomids: effects on particle size distribution and organic content. *Limnology and Oceanography*, 40(5), 972-982.
- Heard, W. R. (1975). The life history of the freshwater mussel, *Anodonta grandis*, in the United States. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32(10), 1857-1870.
- Hejabi, A.T., Basavarajappa, H.T., Karbassi, A.R & Monavari, S.M. (2011). Heavy metal pollution in water and sediments in the Kabini River, Karnataka, India.
- Henle, K., Potts, S., Kunin, W., Matsinos, Y., Simila, J., Pantis, J., Grobelnik, V., Penev, L. & Settele, J. (2014) *Scaling in Ecology and Biodiversity Conservation*, Pensoft Publishers.
- Herrmann, J. (1984). Facteurs affectant la présence de *Dendrocoelum lacteum* (Turbellaria) dans les lacs suédois. *Hydrobiologie* 114, 3–8. doi: 10.1007/BF00016595.
- Hershey, A. E. (1987). The importance of Chironomidae (Diptera) in aquatic ecosystems. *Annual Review of Entomology*, 32(1), 319-348.
- Herzog, S.K., Kessler, M. & Cahill, T.M. (2002). Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. *The Auk*, 119: 749-769.
- 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 p.
- Hilsenhoff W.L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 7, 65-68.
- Hilsenhoff, W.L. (1982). Using a biotic index to evaluate water quality in streams. *Tech. Bull. Wisc. Dept. Nat. Res.* 132p.
- Himmi N., Fekhaoui, M. Foutlane, A., Bouchic, H., El Mmaroufy, M., Benazzout, T & Hasnaoui, M. (2003). Relazione plankton-parametri fisici chimici in un bacino dimaturazione (laguna mista Beni Slimane – Morocco. *Rivista Di Idrobiologia. Animale. Ecologia laboratorio Di Idrobiologia "G.B. Grassi"* ,110-111.
- Hortal, J., Borges, P.A.V & Gaspar, C. (2006). Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology*, 75: 274-287.
- Houhamdi, M. & Samraoui, B. (2002). Occupation spatio-temporelle par l'avifaune aquatique du lac des oiseaux (Algérie). *Alauda*, 70 (2) : 301 – 310.

- Hutchinson, G.E. (1993). A treatise on limnology. IV: The Zoobenthos. Wiley, New York.
- Huys, R. & Boxshall, G. A. (1991) Copepod Evolution. The Ray Society, London, 468 Pp.
- Hyangya L, Munini M., Kisekelwa T., Mushagalusa M., Masilya M.P., Isumbisho M. & Kaningini, M. (2014). Inventaire Systematique Des Macroinvertebres Du Lac De Barrage De Mumosho Sur La Riviere Ruzizi (Bukavu, Rdcongo). Cahiers du CERUKI, Numéro Spécial Alphonse Byamungu (2014), pp.51-62.
- Ilec. (1997). Les lacs et les réservoirs : état des lieux et perspectives. Rapport du Programme international d'évaluation des ressources en eau (PIERE), Paris, France.
- Ingrid, V. (2018). Impact des rejets de cuivre et zinc en milieu aquatique : circulation, spéciation, biodisponibilité, bioaccumulation, transfert et toxicité. Ecotoxicologie. Université Paul Verlaine Metz, 2004. Français. NNT: 2004METZ032S. tel-01750015.
- Iorio, E. (2019). Résultats d'un suivi Odonatologique orienté sur *Lestes dryas* Kirby, 1890 et *L. virens* (Charpentier, 1825)(Odonata: Lestidae) dans les landes de Lessay (Manche). Invertébrés Armoricaïns, 2019, 20 : 28-52.
- Irz, P., Laurent, A., Messad, S., Pronier, O. & Argillier, C. (2002). Influence of site characteristics on fish community patterns in French reservoirs. Ecology of Freshwater Fish 11, 123-136.
- Jäch, M.A & Balke, M. (2008). Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. Hydrobiologia 595, 419–442. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9117-y>.
- Jackson, J., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, A., Botsford, L. W., Bourque, B. J. Bradbury, R. H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J., Hughes, T. P., Kidwell, S., Lange, C., Lenihan, H. S., Pandolfi, J. M. Peterson, C. H., Steneck, R. S. Tegner, M. J. & Warner, R. R. (2001a). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science 293 : 629-638.
- Jang, CS. (2016). Utilisation de l'estimation spatiale probabiliste de l'indice de pollution des rivières pour évaluer la qualité récréative des eaux urbaines dans le bassin versant de la rivière Tamsui. Surveillance et évaluation environnementales. 188 (1):1-17. doi: 10.1007/s10661-015-5040-2.
- Jenny, J.-P., O. Anneville, Y. Baulaz, D. Bouffard, I. Domaizon, S. A. Bocaniov, N. Chèvre, M. Dittrich, J.M. et al. (2020). Scientist' Warning tu Humanity: Rapid Degradation of the World's Large Lakes. Journal of Great Lakes Research. 16p
- Jensen, T. C. & Verschoor. A. M. (2004). Effects of food quality on the life history of the rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas. Freshwater Biology 49 : 1138-1151.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B.A., Hansen, R.S., Søndergaard., J.P. Jensen., T.L. Lauridsen., Mazzeo., M. & Branco, C.W.C. (2007). Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation - The successful strategy varies with lake size and climate. Hydrobiologia, 581, 269-285. Google Scholar 10.1007/s10750-006-0507-3
- Jerrin, S., Nicolas et al., (2005). Form great lakes book (Marlene E. et. al.) Pathways of Food Uptake in Native (Unionidae) and introduction (Corbiculidae and Dreissenidae) Freshwater Bivalves. Great lakes science center 1451 green Rd. Ann Arbor, Michigan 48105.
- Kabagale, A. C., Bahimirwe, L. C., Uzima, H. B., Kabolo, J. L., & Balagizi, G. B. (2019). Premiers inventaires de la diversité des macroinvertébrés aquatiques du lac Vert, Goma/Nord-Kivu, République Démocratique du Congo. Journal of Applied Biosciences, 140, 14268-14280. <https://dx.doi.org/10.4314/jab.v140i1.6>.
- Kaban, S., Armanto, M. E., Ridho, M. R., & Hariani, P. L. (2018). Rapid Assessment of Water Quality in Teluk Lake by Using Macroinvertebres (A Family Level Biotic Index). In E3S Web of Conferences (Vol. 68, p. 04006). EDP Sciences.
- Kabore, I., Bance, V., Ouedraogo, O., & Oueda, A. (2023). Utilisation des macroinvertébrés pour la caractérisation de l'état de santé biologiques des réservoirs n 2 de la ville de Ouagadougou et de Ziga au Burkina Faso (Afrique de l'Ouest). International Journal of Development Research, 13(08), 63305-63310.
- Kaboré, I., Moog, O., Alp, M., Guenda, W., Koblinger, T., Mano, K., Ouéda, A., Ouédraogo, R., Trauner, D & Melcher, A. H. (2016). Using macroinvertebres for ecosystem health assessment in semi-arid streams of Burkina Faso. – Hydrobiologia 766: 57-74. DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v10i4.8>.
- Kaerer, M.J. & Katherine, K.L. (2009). Estimating total plant species richness in depressional wetlands in the longleaf pine ecosystem. Wetlands, 29(3): 866-874.
- Karaouzas, I., Dimitriou, E., Lampou, A., & Colombari, E. (2015). Seasonal and spatial patterns of macroinvertebres assemblages and environmental conditions in Mediterranean temporary ponds in Greece. Limnology 16(1): 41–53.
- Karydis, M.G., & Tsirtsis, G.P. (1996). The Menhinick diversity index in the assessment of eutrophication in Greek lakes. Hydrobiologia, 323, 137-145.

- Keddari, D., Afri-Mehennaoui, F.Z., Sahli, L., Mehennaoui, S. (2019). Qualité écologique via la faune macro-invertébrée benthique et devenir du niveau de contamination par le Cr et le Pb des sédiments de l'oued Boumerzoug (Constantine, Algérie), *Revue algérienne des sciences et technologies de l'environnement*, 5 (2) 990-998.
- Kefford, B. J. (1998). The effects of salinity on the distribution and abundance of stream invertebrates in the Northern Territory, Australia. *Hydrobiologia* 366: 137-148.
- Kempe S. (1982). Long-term records of CO<sub>2</sub> pressure fluctuations in fresh waters. *SCOPE/UNEP Sonderband* 52, 91-332.
- Kerfouf, A., Amar, Y., Benyahia M., & Benali, M. (2006). Diagnostic phytoécologique du lac Sidi M'hamed Benali: propositions d'aménagement. 8ème conférence internationale des limnologues d'expression française (CILEF), Hammamet (Tunisie): 17-21 Mars 2006, pp: 148- 149.
- Kerfouf, A., Hamel, L., Benabi, F., & Charif, K. (2008). Dynamique de la reproduction du zooplancton du lac Sidi M'hamed Benali. *Revue d'Écologie–Environnement*, 65-71.
- Kerfouf, A., Benyahia, M., & Charif, K. (2008-b). Diagnostic biosédimentaire et proposition d'aménagement du lac Sidi Mohamed Benali (Sidi-Bel-Abbès, Algérie nord-occidentale). Site : [www.ps2d.net/media/Ahmed Kerfouf.pdf](http://www.ps2d.net/media/Ahmed%20Kerfouf.pdf), 8 p.
- Kerfouf A., Benyahia M & Charif. K. (2009). Diagnostic biosédimentaire et proposition d'aménagement du lac Sidi Mohamed benali (Sidi Bel Abbès, Algérie nord occidentale).
- Khaznadar, M., Vogiatzakis, I.N & Griffiths, G.H. (2009). Land degradation and vegetation distribution in Chott El Beida wetland, Algeria. *Journal of Arid Environments*, 73: 369–377. doi:10.1016/j.jaridenv.2008.09.026.
- Khedimallah, R., & Tadjine, A. (2016). Contribution à la connaissance des macroinvertébrés de l'écosystème lacustre: lac tong au parc national d'el Kala. *Bull. Soc. zool. Fr*, 141(3), 121-140.
- Khereif Nacereddine, S. ; Djeddi, H. ; Benayache, Y.; Afri-Mehennaoui, F.Z. (2018). Dynamique des éléments nutritifs et du phytoplancton dans le Barrage Béni-Haroun dans l'est algérien. *European Scientific Journal* 12 - 1857-7431.
- Kiffney, P. M. et Clements, W. H. (1994). Effects of heavy metals on a macroinvertebrate assemblage from a Rocky Mountain stream in experimental microcosms", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 13, no 4,p. 511-523.
- Kingston, H. M., & Jassie, L. B. (1988). Introduction to microwave sample preparation. Washington, D.C: American Chemical Society p 263.
- Kinzing, A. P., Pacala, S. W & Tilmann, D. (2002). The functional consequences of biodiversity: Empirical progress and theoretical expectations. Princeton University Press, Princeton, N. J. (Eds).
- KIRK, J. T. O. (1994). *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*, 2nd ed. Cambridge University Press. Cambridge, U.K. 509pp.
- Korbaa M., Bejaoui M. & Boumaïza M. (2009). Variation spatio-temporelle de la structure de l'éphéméroptérofaune de l'oued Sejenane (Ichkeul, Tunisie septentrionale). *Revue des Sciences de l' Eau*, 22:373-381.
- Korichi, R., Almi, A., Hammadi, Z., Zehani, A., Zinat, H. & Bouzid, A, (2021). ecologie et diversité de la communauté d'odonates dans quelques habitats du sahara NORD-ALGÉRIEN. P-ISSN 2170-1318/ E-ISSN 2588-1949. *Algerian journal of arid environment*. vol. 11, n°2, Décembre 2021 : 22-40.
- Koull, N., Chehma, A., Hamouda, N., Bellahcene, O., & Guezzoun, N. (2016). Qualité des eaux des zones humides du bas Sahara algérien. *Revue des BioRessources* 6 (2016) 113- 124.
- Koumba, M., Mipounga, H.K., Koumba, A.A., Koumba, C.R.Z., Mboye, B.R., Liwouwou, J.F., Mbega, J.D. & Mavoungou, J.F. (2017). Diversité familiale des macroinvertébrés et qualité des cours d'eau du Parc National de Moukalaba Doudou (sud-ouest du Gabon). *Entomologie Faunistique*, 70 (1-3) : 107-120.
- Krause, L., Müller, H.J., & Kinzelbach, R. (1998). The influence of thermal pollution on the fish community of the River Rhine. *Water Research*, 32(12), 3517-3526.
- Kressou, A. (2020). Diversité, structure des communautés de macroinvertébrés aquatiques et état d'intégrité écologique des milieux aquatiques de la Réserve de Faune et de Flore du Haut Bandama (Centre-nord, Côte d'Ivoire). THÈSE. Univ Jean Lorougnon Guede. P208.
- Kut, D., Topcuoglu, S., Esen, N., Kuçukcezzar, R., Guven, K. C. (2000). Trace metals in marine algae and sediment samples from the Bosphorus. *Water. Air. Soil. Pollut.* 11 : 27-33.
- Laë R & Weigel, J.Y. (1995a). Diagnostic halieutique et propositions d'aménagement : l'exemple de la retenue de Sélingué (Mali). [Rome], FAO-PAMOS, 73p.

- Laë R & Weigel, J. Y. (1995b). La retenue de Manantali au Mali. Diagnostic halieutique et propositions d'aménagement. FAO-PAMOS, 65p. 104.
- Lafontaine R.M., Delsinne T. & Devillers P. (2013). Évolution des populations de libellules de la région de Bruxelles-capitale - Leurs récentes augmentations - importance de la gestion des étangs. *Les Naturalistes belges*, 94 (2-3-4): 33-70.
- Lajaunie-Salla, K. (2016). Modélisation de la dynamique de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Gironde (Doctoral dissertation, Université de Bordeaux).
- Lakhdara, D., Bouslama, Z., & Belabed, A. (2014). Caractérisation des Macro Invertébrés et les Amphibiens dans Différents Plans D'eau de L'extrême Nord-est Algérien. *European Journal of Scientific Research*. ISSN 1450-216X / 1450-202X Vol. 123 No 1 June, 2014, pp.38-53
- Lalèyè, M., Ouédraogo, D. & M. A. Ouédraogo. (2004). Étude de la qualité des eaux de surface par la méthode des macroinvertébrés aquatiques dans la région de Ouagadougou (Burkina Faso) ». *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 37 (1): 5-20.
- Lamine, S. (2021). Recherche sur la faunistique, l'écologie et la biogéographie des Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères et Coléoptères Hydraenidae et Elmidae des cours d'eau de la Kabylie du Djurdjura. Doctoral Dissertation, Université Mouloud MAMMERI Tizi-Ouzou.
- Larraz, J., M. El-Gharbi, N. Laouini, Et M. Ben Hassine. (2007). "Composition et structure des communautés d'invertébrés benthiques dans les lacs salés de la région de Sidi Bou Saïd (Tunisie)." *Marine Ecology Progress Series* 344: 25-39.
- Lascombe. (1987) in PÖLLABAUER C ; BARGIER N & DE RUYVER, S. (2007). Milieu Ecologique Terrestre - Faune D'eau Douce. Projet Goro Nickel. Annexe Iii-A-5.
- Laurent F et al. (2021). Groupe Hémisphères (2021). Biodiversité des invertébrés aquatiques au lac des Piles, Shawinigan 2020. Rapport technique réalisé pour l'Association des Résidents du lac des Piles, 27 pages et 3 annexes.
- Lavandier, R., N. Quinete, R. A. Hauser-Davis, P. S. Dias, S. Taniguchi, R. Montone, I. Moreira. (2013). Polychlorinated biphenyls (PCBs) and Polybrominated Diphenyl ethers (PBDEs) in three fish species from an estuary in the southeastern coast of Brazil, *Chemosphere*, 90 (9) : 2435–2443.
- Lazli, A., Nouari, I., Chater, N., & Moali, A. (2014). Diurnal behaviour of breeding White-headed Duck *Oxyura leucocephala* at Lake Tonga, North-East Algeria. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 69(2), 131-141.
- Le Bras, S. (1990). Modification de la sensibilité au lindane d' *Asellus* aquatiques L. en fonction de la variation de facteurs biotiques (poids et métabolisme) et abiotiques (concentration de l'insecticide et température). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 3 (2), 183-193. <https://doi.org/10.7202/705070ar>.
- Le Moal, M., Gascuel-Odoux, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., Lefebvre, A & Pinay, G. (2019). Eutrophication: A new wine in an old bottle?. *Science of the Total Environment* 651-1-11.
- Leclercq, P. & Solito De Solis, L. (2010). Écosystèmes aquatiques et pêche: interactions et impacts. Éditions Quae, Versailles, France
- Lee, G.F. (1977). Critical levels of phosphorus and nitrogen in Texas impoundments. *Texas Journal of Science*. 8(4-1) 347-350.
- Legendr, P., PLAN, D., AUCLA, M.J. (1984). Succession des communautés de gastropodes dans deux milieux différant par leur degré d'eutrophisation. *Journal of Zoology*, 62(11), 2317–2327.
- Legendre, L. & Legendre, P. (1979). *Ecologie numérique*. I. Le traitement multiple des données écologiques : II. La structure des données écologiques. Masson ed. Masson ed. Paris : 197p et 247p.
- Lemkaddem, C. & Telli (2014). Mesure Des Paramètres Physico-chimiques De L'eau Du Lac Lala Fatma (méggarine). Université Kasdi Merbah - Ouergla.
- Lestage, J.A., (1925). Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères recueillis en Algérie par M.H Guathier et liste des espèces connues actuellement de l'Afrique du Nord. *Bull. Soc. Hist.Nat. Afrique Nord*, 16 : 8-18.
- Lévêque, C. (1967). Mollusques aquatiques de la zone est du lac Tchad. *Bulletin de l' I. F. A. N. T. XXIX*, sir. A, no 4, 1967.
- Lévêque, C. (1991). Écosystèmes aquatiques continentaux. Masson, Paris, France.
- Lévêque, C. (1997). Biodiversity dynamics and conservation : the freshwater fish of tropical Africa. Cambridge University Press, Royaume Uni, 438.
- Lévêque, C. (1997b). Introduction de nouvelles espèces de poissons dans les eaux douces tropicales : objectifs et conséquences. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 344/345 : 79-91.

- Lévêque, C. (1999). Les introductions d'espèces dans les milieux naturels et leurs conséquences. Les Poissons des Eaux continentales africaines. Diversité, Écologie, Utilisation par l'Homme (Lévêque C. & D. Paugy, eds), 351-364.
- Lévêque, C. (2006). Ecologie de l'écosystème à la biosphère. Hachette, Paris, p.126.
- Lévêque, C. (2010). Faut-il avoir peur des introductions d'espèces?. Publications de la Société Linnéenne de Lyon, 2(1), 201-204.
- Lewis, W. M. (1983). Temperature, heat, and mixing in Lake Valencia, Venezuela. *Limnol. Oceanogr.* 28 : 273-286.
- Lick, W., 1982. Entrainment, deposition and transport of fine-grained of fine-grained sediments in lakes. *Hydrobiologia* 91: 31-40.
- Likens, G. E. (1984). Beyond the shoreline : a watershed-ecosystem approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22(1).
- Löbl I. & Smetana A. (2004). Catalogue of Palearctic Coleoptera. Volume 2. Hydrophiloidea – Histeroidea – Staphylinoidea. Apollo Books, Stenstrup, Danemark, 942 pp.
- Lock, M., Costerton, J., Ventullo, R., Wallace, R., & Charlton, S. (1984). River epilithon: toward a structural-functional model. *Oikos*, 42, 10-22.
- Lods-Crozet, B, Chevalley, P.A & Strawczynski, A. (2015). Suivi écologique du Lac Lioson Campagne 2012. Division Protection des eaux, Direction générale de l'environnement. Deprt du territoire et de l'environnement. P 3.
- Lods-Crozet, B., Gerdeaux, D., & Perfetta, J. (2013). Changements des communautés biologiques littorales et piscicoles dans le Léman. *Archives des Sciences*, 66, 137-156.
- Longino, J.T., Coddington, J. & Colwell, R.K. (2002). The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, 83(3): 689-702.
- Lopes-Lima M, Sousa R, Geist J, Aldridge Cc, Araujo R, Bergengren J, et al. (2017a). Etat de conservation des moules d'eau douce en Europe : état des lieux et enjeux futurs. *Examens biologiques* 92:572-607. <https://doi.org/10.1111/brv.12244>.
- Loring, D. H., & Rantala, R.T.T. (1992). Manual for the Geochemical Analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth Sci. Rev.*, 32: 235-283.
- Lounaci, A. (2005). Recherches sur la faunistique, l'écologie et la biogéographie des macro-invertébrés des cours d'eau de Kabylie Tizi-Ouzou, Algérie). Thèse de Doctorat d'état en biologie. Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou (Algérie), 208 pp.
- Lounaci, S., Lounaci, M., & Boumaiza, N. (2000). Étude des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau de l'Algérie orientale. *Annales de la Société Entomologique de France*, 36(4), 429-444.
- Lounis, K. (2019). Inventaire et écologie des macroinvertébrés dans les mares temporaires de la région d'Oum El-Bouaghi (Nord-est algérien). Thèse Université Larbi Ben M'hidi Oum El Bouaghi. Pp 117.
- Lucas, P.H. (1849). Histoire naturelle des animaux articulés. In: Exploration scientifique de l'Algérie, pendant les années 1840, 1841 et 1842. Tome 2. Imprimerie Nationale, Paris, pp. 1-456.
- Luczkovich, J. J., Ward, G. P., Johnson, J. C., Christian, R., Baird, D. Neckles, H. & Rizzo, W. (2002). Determining the trophic guilds of fishes and macroinvertebrates in a seagrass food web. *Estuaries* 25 (6A) : 1143-1163.
- Lydeard, C., Downing, J. A & Lodge, D. M. (2004). The use of freshwater mussels (Unionidae) as bioindicators of environmental condition: a review and prospectus. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(1), 1-22.
- Maatallah, R. (2018). Bio-évaluation de l'état des peuplement des coléoptères dans la zone humide Dayet El Ferd (ouest algérien) (Doctoral dissertation, Université de Tlemcen-Abou Bekr Belkaid).
- Mackie, G.L. (2001). Applied aquatic ecosystem concepts. Kendall/Hunt Publishing Company. pp. 744.
- Macneil, C., Dick, J.T., Bigsby, E., Elwood, R.W., Ian Montgomery, W., Gibbins, C.N., & Kelly, D.W. (2002). The validity of the Gammarus:Asellus ratio as an index of organic pollution: abiotic and biotic influences, *Water Research*, vol., no.36, pp.75-84,
- Magurran, A. E. (1988). Diversity indices and species abundance models. In *Ecological diversity and its measurement* (pp. 7-45). Springer, Dordrecht.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford, 256 p.
- Makhoukh, M., Sbaa, M Berrahou, A & Van. M. (2011). Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de L'oued Moulouya (Maroc Oriental). *Larhyss Journal*,( 9): 149-169.

- Malek, A. Kahoul, M. & Bouguerra, H. (2019). Groundwater's physicochemical and bacteriological assessment: Case study of well water in the region of Sedrata, North-East of Algeria. *Journal of Water and Land Development*. No. 41 (IV-VI): 91-100.
- Maltby, L. (1995). Sensibilité des crustacés *Gammarus pulex* (L.) et *Asellus aquaticus* (L.) à une exposition de courte durée à l'hypoxie et à l'ammoniac non ionisé : observations et mécanismes possibles. *Eau Rés.* 29, 781-787. doi : 10.1016/0043-1354(94)00231-U.
- Mandaville, S.M. (2002). Benthic macroinvertebrates in freshwaters: espèces tolerance values, metrics and protocols. Technical report, Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax, Dartmouth, Nova Scotia, 48 p.
- Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General Systems*, 3(1), 36-71.
- Marlene, E., Fabbro, C., Schneider, R. S & Foster, W. (2005). *Journal of great lakes research: devoted to research on large lakes of the world and their watersheds*. Volum 31, number 1. ISSN 0380-1330.
- Martin, J.M. (1980). Cycle des éléments chimiques dans les estuaires. *Océanis*, fasc.horssérie, 5 : 517 – 520.
- 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 p.
- Mary, N. (2015). Indice Biotique de Nouvelle-Calédonie (IBNC) et Indice Biosédimentaire (IBS) : guide méthodologique et technique, DAVAR NC / OEIL / CNRT "Nickel & son environnement", 78 p.
- Matallah, R. (2018). Structure et bioévaluation de l'état écologique des p euplements de Coléoptères de Dayet El Ferd (Tlemcen). Thèse Univ Tlemcen.
- Mauch, E. (1963). Untersuchungen über das Benthos der deutschen Mosel unter besonderer Berücksichtigung der Wassergüte. *Mitt. zool. Mus. Berlin*, 39: 1-172.
- May, M.L. (2013). A critical overview of progress in studies of migration of dragonflies (odonata: Anisoptera), with emphasis On North America. *Journal of Insect Conservation*. 17(1): 1-15.
- May, R. M. (1975). Patterns of species abundance and diversity. *The American Naturalist*, 109(988), 392-432.
- Mazzucconi, S. (2009). Prey capture and feeding behavior in aquatic Hemiptera. In *Aquatic insect biology* (pp. 140-171). Springer, New York, NY.
- Mbete, V. C., Mbete, P., Ibala-Zamba, A., & Mamonekene, V. (2021). Diversité de la faune des macroinvertébrés benthiques dans la lagune Loya, à l'extrême sud du Congo Brazzaville. *Journal of Animal & Plant Sciences (J.Anim.Plant Sci. ISSN 2071-7024) Vol.47 (3): 8518-8526*  
<https://doi.org/10.35759/JAnmPlSci.v47-3.3>.
- Mcivor, A.L. (2004) Freshwater mussels as biofilters. University of Cambridge, Cambridge. 142 pp.
- Mcmanus, J. W. & Pauly, D. (1990). Measuring ecological stress: variations on a theme by R. M. Warwick. *Marine Biology* 106 : 305-308.
- Mebarki, M. (2001). Etude hydrobiologique de trois réseaux hydrographiques de Kabylie (Parc National du Djurdjura, oued Sébaou et oued Boghni) : faunistique, écologie et biogéographie des macroinvertébrés benthiques. Thèse de Magister.
- Mebirouk, H., & Mebirouk, F. B. (2019). La Pollution A Annaba: Sources, Consequences et Mesures Preventives. *Sciences & Technologie. D, Sciences de la terre*, (50), 61-70.
- Meire, P. M. & Dereu, J. (1990). Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *Journal of Applied Ecology* 27 : 210-223.
- Melghit, M., Afri-Mehennaoui, F.Z., Sahli, L. (2015). Impact of wastewaters on the physico-chemical quality of waters: case study of the Rhumel river, Hammam Grouz and Beni Haroun dams. *Journal of Environmental Science and Engineering* B4 -625-630.
- Melo, A.S. (2004). A critique of the use of jackknife and related non-parametric techniques to estimate species richness. *Community ecology*, 5(2): 149-157.
- Menasria, F., & Lazli, A. (2017). Eutrophication of Lake Tonga (Algeria): Assessment of the impact On Water Quality. *Ecological Engineering*. (100à-19-18.
- Menhinick, E. F. (1964). A comparison of some species- individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology*, 45(4), 859-861.
- Mergem K.A., H. Elhalouani, A.A. Alnedhary, K. Dssouli, E. Gharibi, R.Q. Alansi Et Alnahmi, F.. (2016). Etude de l'impact des rejets d'eaux usées brutes et épurées sur la qualité de l'Oued Bani Houat (Bassin de Sanaa) : Étude spatio-temporelle. *J. Mater. Environ. Sci.*, 7, 1516-1530.

- Merhi, M., (2008). Etude de l'impact de l'exposition à des mélanges de pesticides à faibles doses : caractérisation des effets sur des lignées cellulaires humaines et sur le système hématopoïétique murin. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse.
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (1978). An introduction to the aquatic insects of North America. 2e éd. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.
- Meunier et al. (2007). Guide d'élaboration d'un plan directeur de bassin versant de lac et adoption de bonnes pratiques. Ministère Du Développement Durable, De L'environnement Et Des Parcs. P 140.
- Meurisse-Genin, M., A. Reydamas-Detollenaere, Ph. Stroot & Micha, J. C. (1987). Les macroinvertébrés benthiques de la Meuse belge: bilan de cinq années de recherches (1980 à 1984). Arch. Hydrobiol., 109: 67-88.
- Meysman, F. J., Van Der Velde, G., & Van De Velde, M. (2006). Ecological importance of freshwater mussels (Unionidae). Hydrobiologia, 555(1), 1-24.
- Mezbour, R., Reggam, A., Maazi, Mc & Houhamdi, M. (2018). Évaluation de l'indice de pollution organique et de la qualité bactériologique de l'eau du Lac aux oiseaux (ELTarf Est-Algérien). Journal des sciences des matériaux et de l'environnement, 9 (3), 971-979.
- Miller, J., Orbock, R. & Miller, S.M. (2007). Chapter 1 Contaminated Rivers : an Overview, in: Contaminated Rivers. Springer, Dordrecht, pp. 1–31. [https://doi.org/doi.org/10.1007/1-4020-5602-8\\_1](https://doi.org/doi.org/10.1007/1-4020-5602-8_1)
- Mittermeier, R.A., Farrell, T., Harrison, I.J., Uppgren, A.J & Brooks, T. (2010). Fresh Water. The Essence of Life. CEMEX and ILCP, Arlington, Virginia, (Eds.), p. 298.
- Moen, P., & Ellis, W. N. (1984). Morphology and taxonomic position of Podura aquatica (Collembola). Entomologia generalis, 9(4): 193-204. DOI : 10.1127/entom.gen/9/1984/193.
- Mohammad, M.B.H. (1980). Hydrobiological survey of polluted canal. Hydrobiologia, 74: 179-186.
- Moisan, D. (2006). Clef de détermination des macroinvertébrés d'eau douce de France. Paris : Muséum national d'histoire naturelle.
- Moreau, J., Avignon, J. & Jubb, R.A. (1988). Les introductions d'espèces étrangères dans les eaux continentales africaines : Interets et limites. Leveque, C., Bruton, M.N. and Ssentongo, G.W. (eds). Biology and Ecology of African Freshwater Fishes, ORSTOM 216 : 395-425, Paris, France.
- Morel, A., & Antoine, D. (1994). Heating rate within the upper ocean in relation to its biooptical state. J. Phys. Oceanogr. 24: 1652-1665.
- Moretti, G. P. & Cianficconi, F. (1984). Zonation of Trichoptera populations from the source to the mouth of the Tiber River (Central Italy, Rome). Proc. 4th int. Symp. Trichoptera: 243-252 (Junk, The Hague).
- Morgan, A. J., Smith, G. R & Cuff, R. M. (2011). Aquatic vegetation of Heron Lake, Manitoba, Canada. Canadian Journal of Botany 89(2):208-223.
- Morse, J. C., Frandsen, P. B., Graf, W., & Thomas, J. A. (2019). Diversity and ecosystem services of Trichoptera. Insects, 10(5), 125.
- Morse, J.C. (2009). Trichoptères (caddisflies). Pages 1015-1020 dans VH Resh et RT Cardé (éditeurs), Encyclopédie des insectes, 2e édition. Presse académique, New York.
- Moubayed, Z. (1986). La rivière Massane (Pyrénées-Orientales). Inventaire faunistique et recherches écologiques. Réserve Naturelle, Massane (Travaux N° 21) : 41 pp.
- Moubayed-Breil, J. & Ashe, P. (2012). An updated checklist of the Chironomidae of Corsica with an outline of their altitudinal and geographical distribution [Diptera]. Ephemera, 13, 13-39.
- Mouissi, S., & Alayat, H. (2016). Utilisation de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) pour la caractérisation Physico-chimique des eaux d'un écosystème aquatique: Cas du Lac Oubéira (Extrême NE Algérien). Journal of Materials and Environmental Science, 7(6), 2214-2220.
- Mouthon, J. (2001). Mollusques dulcicoles et pollutions biodégradables des cours d'eau: échelle de sensibilités espèces, genres et familles. Ingénieries - E A T, IRSTEA édition 2001, p. 3 - p. 15. hal-00464534.
- Muñoz, I., & Prat, N. (1994). The effects of salinity on stream invertebrates: a review of Spanish studies. Hydrobiologia 287: 25-36.
- Murphy, Pm, & Learner, MA. (1982). Le cycle biologique et la production d' *Asellus aquaticus* (Crustacea : Isopoda) dans la rivière Ely, dans le sud du Pays de Galles. Freshw. Biol. 12, 435–444. doi : 10.1111/j.1365-2427.1982.tb00638.x.
- Mwaura, F., Mavuti, K., & Wamich, W. (2002). Biodiversity characteristics small high altitude tropical man-made reservoirs in the eastern riftvalley, Kenya. Wiley interscience journal. 17:1-12.
- Myslinski, E. & Ginsburg, W. (1977). Asindicators Of Pollution.J. Awwa,69(10): 538-544.

- Nábelková J. Et D. Komínková (2006). Distribution of heavy metals in freshwater ecosystem of a small stream impacted by urban drainage, *Water Science & Technology*, vol. 54, nos 6-7, p. 339-346.
- Naeem, F. (2002). Autotrophic – heterotrophic interactions and their impacts on biodiversity and ecosystem function, pp. 96-119. In A. P. Kinzing et al. (Eds.), *The functional consequences of biodiversity: Empirical progress and theoretical expectations*. Op. cit.
- Naili, A., Benabdellah, F., & Benabdelhadi, M. A. (2021). Etude de l'évolution de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau du lac Tonga (Algérie). *Revue Internationale des Sciences de l'Environnement* 10(1) :41-51.
- Nakweti K.J., Lusasi S.W. & Tembeni M.J. (2021). Evaluation Des Teneurs En Eléments Traces Métalliques (Cadmium Et Plomb) Dans L'eau, Les Sédiments Et Deux Espèces De Poissons Clarias Gariepinus (Burchell, 1822) Et Oreochromis Niloticus (Linné, 1758) Dans Le Pool Malebo (Fleuve Congo), RD Congo. *European Scientific Journal*, ESJ, 17(25), 174. <https://doi.org/10.19044/esj.2021.v17n25p174>.
- Neal, C., Neal, M., Wickham, H & Harrow, M. (2000). The water quality of a tributary of the Thames, the Pang, southern England. *Science of the total environment*, 251: 459-475.
- Nelson, G.C., Bennett, E., Berhe, A.A., Cassman, K.G., Defries, R., Dietz, T., Dobermann, A.R., Dobson, A., Janetos, A. & Levy, M. (2006). Anthropogenic drivers of ecosystem change: an overview. *Agronomy– Faculty Publications*, 364.
- Nesemann, H.F. (2006). Macroinvertebrate non-insects' fauna and their role in biomonitoring of the Ganga river system. MSc thesis, Kathmandu University, Dhulikhel, Nepal.
- Neuenfeldt, S. & J. E. Beyer. (2003). Oxygen and salinity characteristics of predator-prey distributional overlaps shown by predatory Baltic cod during spawning. *Journal of Fish Biology* 62 : 168-183.
- Ney, J. J. (1990). Trophic economics in fisheries: Assessment of demand-supply relationships between predators and prey. *Review of Aquatic Sciences* 2 (1) : 55-81.
- 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 p.
- Nielsen, C. (2011). Phylum Plathelminthes. *Évolution animale : Interrelations des phylums vivants*, 3e éd. (Oxford, 2011 ; edn en ligne, Académique d'Oxford, 17 décembre 2013), <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199606023.003.0029>.
- Nielsen, E. S., & Mound, L. A. (2000). Global diversity of insects: the problems of estimating numbers. *Nature and Human Society. The Quest for a Sustainable World*. National Academy Press, Washington DC, 213-222.
- Nieser, N. (1994). Claves de identificación de los Heteropteros acuaticos (Nepomorpha & Gerromorpha) de la Peninsula Iberica: con notas sobre las especies de las Islas Azores, Baleares, Canarias y Madeira. *Asociación Española de Limnología*.
- Nisbet, M. & Verneaux, J. (1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*, 6 (2), 161-190.
- Noreña, M., Fontoura, F., & Galante, E. (2005). Turbellaria. In M. J. Guiral & M. P. Sabater (Eds.), *Fauna Ibérica* (Vol. 26, pp. 1-528). Barcelona: Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC.
- Noreña-Janssen, M., & Faubel, A. (1996). Turbellaria. In G. Bauer & J.-P. Chappuis (Eds.), *Süßwasserfauna von Mitteleuropa* (Vol. 2, pp. 1-345). Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- Nyamsi, T.N.L., Foto, M.S., Zébazé, T.S.H., Onana, F.M., Adandedjan, D., Tchakonté, S., Yémélé, T.C., Koji E. & Njiné, T. (2014). Indice multimétrique des macroinvertébrés benthiques Yaoundéens (IMMY) pour l'évaluation biologique de la qualité des eaux de cours d'eau de la région du centre sud forestier du Cameroun. *European Journal of Scientific Research*, 123 : 412-430.
- Nzapo, K. H, Ngbolua, Koto-Te-Nyiwa., Bongema A. L., Bongo N. G., Inkoto L. C, Falanga M. C., Ashande M. C., Ndembo N. J. L., Lokilo L. E. & Djoza D. R. (2018). Evaluation de la bioaccumulation de métaux lourds chez *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822), *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacepède, 1803), *Mormyrops anguilloides* (Linnaeus, 1758) et *Coptodon rendalli* (Boulenger, 1897). *International Journal of Innovation and Scientific Research*, 38(1) : 185-191.
- Oberdorfer, E., McArthur, J. D., & Barnes, R. S. K. (1984). The role of predation in the structure of freshwater communities. In M. L. Cody & J. M. Diamond (Eds.), *Ecology and evolution of communities* (pp. 325-360). Cambridge, MA: Harvard University Press.
- O'brien, A., Townsend, K., Hale, R., Sharley, D. & Pettigrove, V. (2016). Comment la santé des écosystèmes est-elle définie et mesurée ? Un examen critique des études sur l'eau douce et les estuaires. *Indicateurs écologiques*. 10.1016/j.ecolind.2016.05.004.

- Odjohou, E., Amani, M., Soro, G., & Monde, S. (2020). Caractérisation physico-chimique des eaux d'un système lacustre du cordon littoral ivoirien: cas du lac Labion. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 14(5), 1878-1892. DOI : <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v14i5.30>.
- Odountan, H. & Abou, Y. (2016) Structure and Composition of Macroinvertebrates during Flood Period of the Nokoue Lake, Benin. *Open Journal of Ecology*, 6, 62-73. <http://dx.doi.org/10.4236/oje.2016.62007>
- Ofeq. (1994). Guide méthodologique pour l'évaluation du patrimoine naturel des eaux continentales. Ministère de l'Environnement, Paris.
- Ogutu-Ohwayo, R. & Hecky, RE. (1991). Introductions de poissons en Afrique et certaines de leurs implications. *Peut. J. Poisson. Aquat. Sci* 48 (Suppl. 1) : 8-12.
- Ongley, Ed., Bynoe, Mc & Percival, JB. (1982). Caractéristiques physiques et géochimiques des matières en suspension, Wilton Creek, Ontario. *Peut. J. Terre Sci.* 18, 1365-1379.
- Ouarab, S., Alia, S., & Adamou-Djerbaoui, M. (2018). Inventaire des oiseaux d'eau de la zone humide d'Oued El-Alleug, Blida. *Revue Ecologie-Environnement* (15), 1112-5888.
- Ouarab, S., Alia, S., & Adamou-Djerbaoui, M. (2018). Inventaire des oiseaux d'eau de la zone humide d'Oued El-Alleug, Blida. *Revue Ecologie-Environnement* (15), 1112-5888.
- Oueslati, W & Added, A. (2010). Echange des métaux lourds à l'interface eau-sédiment dans la lagune de Ghar El Melh. *Revue méditerranéenne de l'environnement*, 4: 686–695.
- Ouro-Sama, K., Solitoke, H. D., Tanouayi, G., Lazar, I. M., Bran, P., Nadejde, M., ... & Lazar, G. O. (2020). Spatial and seasonal variation of trace elements contamination level of the waters from the hydrosystem Lake Togo-Lagoon of Aného (South of Togo). *SN Applied Sciences*, 2(5), 1-18. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-2593-7>.
- Padmanabha, B. & Belagali, S.L. (2007). Diversity indices of rotifers for the assessment of pollution in the lakes of Mysore city, India. *Poll. Res.*, 26(1): 65-68.
- Padmanabha, B. (2011). Diversity of macroinvertebrates as a tool to assess aquatic pollution in lentic ecosystems. *Nature, Environment and Pollution Technology*, 10(1), 69-71.
- Paquet A., Picard I., Caron F. & Roux S. (2005). Les mulettes au Québec, *Le Naturaliste Canadien*, 129,78-85.
- Patterson, J. C. & Hamblin. P. F. (1988). Thermal simulation of a lake with winter ice cover. *Limnol. Oceanogr.* 33 : 323-338.
- Paugy, D. (1994). Ecologie des poissons tropicaux d'un cours d'eau temporaire (Baoulé, haut bassin du Sénégal au Mali): adaptation au milieu et plasticité du régime alimentaire. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 27 : 157-172.
- Pauly, D., & Christensen, V. (1995). Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374 : 255-257.
- Peguy, C. (1970). La notion de climat. *Annales de Géographie*, 79(420), 409-422.
- Penczak, T. & Kruk. A. (1999). Applicability of the abundance/biomass comparison method for detecting human impacts on fish populations in the Pilca River, Poland. *Fisheries Resources* 39 : 229-240.
- Perennou, C., Beltrame, C., Guelmami, A., Tomas Vives, P & Caessteker P. (2012). Existing areas and past changes of wetland extent in the Mediterranean region: an overview. *Ecologia Mediterranea*, 38(2):53-66.
- Pérez-Bilbao, I., Gómez-Rodríguez, C., & Pérez-Rodríguez, R. (2013). Chironomidae (Diptera) in coastal wetlands of the Mediterranean region: A review. *Hydrobiologia*, 705(1), 1-24.
- Perillo, G., Wolanski, E., Cahoon, D. R., & Hopkinson, C. S. (2018). Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach. Elsevier (Eds.).
- Perrier, F. (1927). *Clef des macro-invertébrés des eaux douces de France continentale*. Paris : Masson.
- Persson, L., & Eklov, P. (1995). Refuges de proies affectant les interactions entre les perches piscivores et les perches et gardons juvéniles. *Écologie* 76, 70–81. doi: 10.2307/1940632.
- Pešić, V., Gadawski, P., Gligorović, B., Glöer, P., Grabowski, M., Kovács, T., ... & Šundić, D. (2018). La diversité des communautés zoobenthos du bassin du lac Skadar/Shkodra. Dans : Pešić, V., Karaman, G., Kostianoy, A. (eds) *The Skadar/Shkodra Lake Environment. Le manuel de chimie environnementale*, vol 80. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/698\\_2017\\_234](https://doi.org/10.1007/698_2017_234).
- Peterson, A.T, Navarro-Sigüenza, A.G & Benítez-Díaz, H. (1998). The need for continued scientific collecting: a geographic analysis of Mexican bird specimens. *Ibis*, 140: 288-294.
- Petry, J., Soulsby, C., Malcolm, I & Youngson, A. (2002). Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *Science of the Total Environment*, 294(1): 95-110.
- Pfarrer, B., Carlevaro, A., Stucki, P., Schwarzer, A., Vicentini, H., & Neubert, E. (2022). New phylogenetic insights on some species of Unionidae from Switzerland (Bivalvia, Palaeoheterodonta, Unionidae). *Hydrobiologia*, 849(13), 2967-2981. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04907-8>.

- Pichenot-Bec, J. (2018). Inventaire des Coléoptères aquatiques de la Réserve Naturelle du marais de Vesles-et-Caumont. Ass la roselière.
- Piégay, H. G. & Pautou, C. (2003). Ruffinoni, Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion, Inst Pour Le Developpement Fo Restier ,01/01/2003.
- Pielou, E. C. (1977). Mathematical ecology. John Wiley & Sons, New York.
- Pielou, E.C. (1966). Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and measure. Amer. Natur. 100: 463 – 465.
- Pierrier, A. (1930). Clef des macro-invertébrés des eaux douces de France continentale. Paris : Masson.
- Piet, G. J. (1998). Impact of environmental perturbations on a tropical fish community. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55 : 1842-1853.
- Pindi P. K.; Yadav, P. R. & Kodaparthi, A. (2013). Bacteriological and Physico-Chemical Quality of Main Drinking Water Sources. Pol. J. Environ. Stud. Vol. 22, No. 3 (2013), 825-830.
- Pinel-Alloul, B., Mazumder A., Lacroix, G & Lazzaro, X. (1998). Les réseaux trophiques lacustres : structure, fonctionnement, interactions et variations spatio-temporelles. Rev. Sci. Eau, 11, 163-197.
- Pointier J.P., Guyard A. & Mosser A. (1989). Biological control of *Biomphalaria glabrata* and *B. straminea* by the competitor snail *Thiara tuberculata* in a transmission site of schistosomiasis in Martinique, French West Indies. Annals of Tropical Medicine and Parasitology, 83: 263-269.
- Pointier, J. P., & McCulloch, D. (1989). Les systèmes trophiques aquatiques. Masson, Paris.
- Poisson, R. & Gauthier, H. (1926). Hémiptères aquatiques d'Algérie et de Tunisie - Bull. Soc. His. Nat. Afr. Nord, 17 :264-273.
- Poisson, R. (1926). Hémiptères aquatiques nouveaux ou peu connus de l'Afrique du Nord. Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord, 17 :237-247.
- Poisson, R. (1928). Description d'un *Micronecta* nouveau (*Micronecta algerianum* sp.) de l'Afrique du Nord (Hemiptera Micronectidae). Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord, 19 :241-243.
- Poisson, R. (1929a). *Micronectes* de l'Afrique du Nord (Hemiptera Micronectidae) *Micronecta minusculum* sp. Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord, 20 :45-46.
- Poisson, R. (1933a). Note sur les *Mesoveliidae* la faune française (Hémiptère *Mesoveliidae*). Bull. Soc. Entomol. Fr., 38 :181-187.
- Poisson, R. (1938). Les Hémiptères aquatiques de la faune française -*Micronectinae*. Etude systématique et biologique ; principales espèces paléarctiques. Ann. Soc. Entomol. France, 107 :81-120.
- Poisson, R. (1939). Quelques observations sur les *Sigarada* sous-genre *Parasigara* Poisson 1935 (Hemiptera, Corixidae) et description d'une nouvelle espèce africaine du genre *Hydrometra* Latr. (Hemiptera, Hydrometridae). Bull. Soc. Entomol. France, 44 :103 -108.
- Poisson, R. (1940). Contribution à l'étude des *Gerris* de France et de l'Afrique du Nord (Hemiptera, Gerridae). Bull. Soc. Sci. Bretagne, 17 :140-173.
- Pöllabauer C ; Bargier N & De Ruyver, S. (2007). Milieu Ecologique Terrestre - Faune D'eau Douce. Projet Goro Nickel. Annexe Iii-A-5.
- Poole, RW. (1974). Une introduction à l'écologie quantitative". McGraw-Hill Kogakusha, Tokyo.
- Pourriot, R. & Meybeck, M. (1995). Limnologie générale, Masson, Paris, 956.
- Priso, R., Oum, G. & Din, N. (2012). Utilisation des macrophytes comme descripteurs de la qualité des eaux de la rivière Kondi dans la ville de Douala (Cameroun-Afrique Centrale). Journal. Appli. Biosci., 53 (2012) 3797 – 3811.
- Rafaëlli, D. (2000). Trends in research on shallow water food webs. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 250 : 223-232.
- Raitif, J., Plantegenest, M., Agator, O., Piscart, C., & Roussel, J.M. (2018). Seasonal and spatial variations of stream insect emergence in an intensive agricultural landscape. Science of the Total Environment, 644, 594-601.
- Ramade, F. (1984). Dictionnaire d'écologie. Paris : Hachette.
- Ramade, F. (1993). Dictionnaire Encyclopedique De L'ecologie Et Des Sciences De L'environnement. Eds Ediscience. Paris.
- Ramade, F. (2000). Dictionnaire encyclopédique des pollutions : les polluants de l'environnement à l'homme. Ediscience international, Paris, 690p.
- Ramade, F. (2003). Elément d'écologie In : Ecologie fondamentale. Dunos, Paris, 190 p.
- Ramade, F. (2012). Éléments d'écologie – écologie appliquée : action de l'homme sur la biosphere. Dunod. 7ème éd., Paris, 293- 412.

- Ramirez, E. M., & De La Riva, I. (2010). Prey capture and feeding behavior in odonates. In *Insect behavior: Mechanisms and evolution* (pp. 299-328). Springer, New York, NY.
- Ramulifho, P. A. (2020). Modelling flow and water temperature in the Luvuvhu catchment and their impact on macroinvertebrate assemblages (Doctoral dissertation).
- Ramulifho, P. A., Foord, S. H., & Rivers-Moore, N. A. (2020). The role of hydro-environmental factors in Mayfly (Ephemeroptera, Insecta) community structure : Identifying threshold responses. *Ecology and evolution*, 10(14), 6919-6928.
- Rappflow (2018). FAQs: What's that foam in the water. Indiana Department of Environmental Management. En line. Consulté le 2018/06/13. <https://www.rpns.ca/apparition-de-mousse-a-la-surface-des-plans-d-eau/>
- Rask, M., & Hiisivuori, C. (1985). La prédation sur *Asellus aquaticus* (L.) par la perche, *Perca fluviatilis* (L.), dans un petit lac forestier. *Hydrobiologie* 121, 27–33. doi: 10.1007/BF00035226.
- Rask, M., & Hiisivuori, C. (1985). La prédation sur *Asellus aquaticus* (L.) par la perche, *Perca fluviatilis* (L.), dans un petit lac forestier. *Hydrobiologie* 121, 27–33. doi: 10.1007/BF00035226.
- Rasmussen, J.B. (1988). Littoral zoobenthic biomass in lakes, and its relationship to physical, chemical and trophic factors'. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 45: 1436- 1447.
- Raunio, J., Heino, J., & Paasivirta, L. (2011). Non-biting midges in biodiversity conservation and environmental assessment: findings from boreal freshwater ecosystems. *Ecological Indicators*, 11(5), 1057-1064.
- Reggam, A., Bouchelaghem, H., & Houhamdi, M. (2015). Qualité Physico-Chimique des Eaux de l'Oued Seybouse (Nord-Est de l'Algérie): Caractérisation et Analyse en Composantes Principales (Physico-chemical quality of the waters of the OuedSeybouse (Northeastern Algeria): Characterization and Principal Component Analysis). *Journal of Materials and Environmental Science*, 6 (5), 1417-1425.
- Rescan. (2000). Impacts of metals and other contaminants on aquatic ecosystems. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Ispra, Italy.
- Reynoldson, T. B. & Young, J. O. (2000). A key to the Freshwater Triclad of Britain and Ireland with Notes On Their Ecology. Cumbria : Freshwater Biological Association. 25 Pp.
- Ribera, I. & Volger, A.P. (2000). Habitat type as a determinant of species range sizes: the example of lotic-lentic differences in aquatic Coleoptera. *Biological Journal of the Linnean Society*, 71: 33-52.
- Ribera, I., Volger, A.P., Balke, M. (2008). Phylogeny and diversification of diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Cladistics*, vol. 563-590.
- Ricklefs, R.E & Miller, G.L. (2005). *Ecologie*. De Boeck université, 4ème, Paris, p.821.
- Rietschel, P. (1975) in. *Le monde animal en 13 volumes. Encyclopedie de la vie des betes*. Ed. Bernard GRZIMEK. Tome II 86-98.
- Riservato, E., Boudot, J.P., Ferreira, S., Jović, M., Kalkman Wschneider, V. J., Samraoui B. & Cuttelod. A. (2009). The status and distribution of dragonflies of the Mediterranean Basin. Gland, Switzerland and Malaga, Spain
- Rivadeneira, M.M. (2010). On the completeness and fidelity of the quaternary bivalve record from the temperate pacific coast of South America. *Palaios*, 25: 40- 45.
- Robert, P.A. (1958). *Les libellules (Odonates)*- Delachaux et Niestle, Neuchatel, 364 p.
- Rodier, J. (1996). *L'Analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduelles, eau de mer*. 8ème Edition, DUNOD, Paris, 1383 p.
- Rodier, J., B. LÉGUBE, N. MERLET et al. (2009). *L'analyse de l'eau*. Dunod, 9ème éd., Paris, 1228-1381.
- Romer, G. S. & McLachlan, A. (1986). Mullet grazing on surf diatom accumulations. *Journal of Fish Biology* 28 : 93-104.
- Romero, K. C., Del Río, J. P., Villarreal, K. C., Anillo, J. C. C., Zarate, Z. P., Gutierrez, L. C., ... & Valencia, J. W. A. (2017). Lentic water quality characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted BMWP index. *Ecological Indicators*, 72, 53-66.
- Roopavathi, H., Sharma, R., & Singh, V. (2016). Turbidity and its impact on water quality: A review. *Journal of Environmental Management*, 183, 284-296.
- Rosa, B.J.F.V., Rodrigues, L.F.T., Da Gama Alves, R. & De Oliveira, G.S. (2014). Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 : 7771-7779.
- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (1993). *Freshwater invertebrates: biology and ecology*. New York: Academic Press. 840 p.
- Roy, P. S., R. J. Williams, A. R. Jones, I. Yassini, P. J. Gibbs. B. Coastes, R. J. West, P. R. Scanes, J. P. Hudson & S. Nichol. (2001). Structure and function of South-east Australian estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53 : 351-384.

- Ruiz-Picos, J. (2017). El índice BMWP como herramienta de evaluación de la calidad de las aguas. *Revista de Ciencias Ambientales*, 52(2), 13-24.
- Ryer, C. H. & B. L. Olla. (1998). Shifting the balance between foraging and predator avoidance: the importance of food distribution for schooling pelagic foragers. *Environmental Biology of Fishes* 52 : 467-475.
- Sabri, F.O. (2011). Caractérisation écologique d'un site Ramsar : le lac bleu wilaya d'el Tarf proposition d'un plan directeur de gestion. Univ Badji Mokhtar Annaba.
- Saha, A. & Gupta, S. (2015). Hémiptères aquatiques et semi-aquatiques de trois lacs morts du district de Cachar, Assam, nord-est de l'Inde et leur rôle de bioindicateur. *Journal d'études entomologie et zoologie* , 3 (3), 111-116.
- Saiz-Salinas, J. I. & González-Oreja, J. A. (2000). Stress in estuarine communities: lessons from the highly impacted Bilbao estuary. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 7 : 43-55.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. & Wall, D. H. (2000). Biodiversity – Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459) : 1770-1774.
- Salvanes, A., & Hart, P.J.B. (1998). Variabilité individuelle du comportement alimentaire dépendant de l'état chez les épinoches à trois épines. *Anim. Comportement* 55, 1349–1359. doi: 10.1006/anbe.1997.0707.
- Samraoui, B. & Samraoui, F. (2008). An ornithological survey of Algerian wetlands: Important Bird Areas, Ramsar sites and threatened species. *Wildfowl*, 58: 71–96.
- Samraoui, B., Boudot, J. P., Ferreira, S., Riservato, E., Jović, M., Kalkman, V. J. & W., S. (2010). The Status and Distribution of Dragonflies. In: *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Northern Africa*, (N. Garcia, A. C., and D. Abdul Malak, 51– 70, ed.). pp. Gland: IUCN.
- Saoudi, S., Benbouzid, A., & Bennis, A. (2018). "Composition et abondance des insectes hémiptères dans les marais salants de la wilaya de Skikda (Algérie)." *Revue d'Écologie (Terre et Vie)* 73 (2): 211-220.
- Sarah-Crews, C., Erika, L., Garcia, Joseph, C., Spagna, Matthew, H., Van Dam, Lauren, A Esposito. (2019). La vie aquatique avec les araignées (Araneae): évolution répétée de l'association de l'habitat aquatique chez les Dictynidae et les taxons alliés, *Zoological Journal of the Linnean Society* , Volume 189, numéro 3, juillet 2020, pages 862 à 920, <https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlzl139>.
- Satia, B.P Et Bartley, D.M. (1997). Introductions d'organismes aquatiques en Afrique. *La Lettre d'information de la FAO sur l'aquaculture* , 17 , 14-17.
- Savary, P. (2010). Guide des analyses de la qualité de l'eau. Groupe Territorial, France, 266 p.
- Schindler, D.W. (1978). Facteur regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwater. *Limnol. Oceanogr*, 23: 478-486.
- Schorr, M. & Paulson, D. (2019). World Odonata List. Available from: <http://www.pugetsound.edu/academics/academicresources/slatermuseum/biodiversity/resources/dragonflies/world-odonata-list2/> (accessed 11 February 2019).
- Schowerbel, H. (1987). Les lacs : Écologie, aménagement, gestion. Paris : Masson.
- SCIENCE FOR ENVIRONMENT POLICY. (2015). Biodiversity: a guide to the science, policy and practice. Paris, France : OECD Publishing.
- Sellam, N., VIÑOLAS, A., ZOUGGAGHE, F., & MOULAÏ, R. (2019). Assesment of the physico-chemical and biological quality of surface waters in arid and semi-arid regions of Algeria (Norh-Africa). *Bulletin de la Société zoologique de France*, 2019, 144 (4): 157-178.
- Senouci, H., & Bounaceur, F. (2018). CONTRIBUTION TO THE STUDY OF DIVERSITY AND ABUNDANCE OF ODONATES IN SOME WET BIOTOPES IN TIARET REGION, ALGERIA. *Plant Archives*, 18(1), 555-560.
- SEQ-Eau. (2003). Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ-Eau), Grilles d'évaluation, version 2. Agence de l'eau. 40p.
- Seurat, L.G. (1922). Faune des eaux continentales de la Berberie. *Bull. Soc. Hist. Nat. Afrique du Nord*, 13 : 43-60, 77-92, 109-140.
- Seyyar, F., Akman, S., & Yilmaz, I. (2010). Spiders as ecological indicators: A review. *Ecological indicators*, 10(3), 493-509.
- Shabani, Ie., Liu, Mh., Yu, Hx., Muhigwa, Jbb & Geng, FF. (2019). Diversité des macroinvertébrés benthiques et groupes d'alimentation fonctionnels en relation avec des facteurs physico-chimiques dans les zones humides de la plaine de Sanjiang, au nord-est de la Chine. *Écologie appliquée et recherche environnementale*, 17 (2), 3387–3402. 10.15666/aer/1702\_33873402.

- Shah, R.D.T., Shah, D.N. & Neesemann, H. (2011). Development of a macroinvertebrate-based Nepal Lake Biotic Index (NLBI) : an applied method for assessing the ecological quality of lakes and reservoirs in Nepal. *Int. J. Hydrology Science and Technology*, Vol. 1, Nos. 1/2, pp.125–146.
- Shah, R.D.T., Shah, D.N. & Neesemann, H. (2011). Development of a macroinvertebrate-based Nepal Lake Biotic Index (NLBI): an applied method for assessing the ecological quality of lakes and reservoirs in Nepal. *Int. J. Hydrology Science and Technology*, Vol. 1, Nos. 1/2, pp.125–146.
- Shaller, F. (1972). Observations on the visual reactions of Collembola. In *Information Processing in the Visual Systems of Arthropods* (ed. R. Wehner), pp. 249-253. Heidelberg; Berlin; New York: Springer.
- Sherman, K. & Anderson, E. D. (2002). A modular approach to monitoring, assessing and managing large marine ecosystems. In J. M. McGlade, P. Cury, K. A. Koranteng & N. J. Hardman-Mountford (Eds.), *The Gulf of Guinea Large Marine Ecosystems*. Op. cit.
- Short, J., G. A. Brown, J. W., & Day, JR. (1991). Saltwater intrusion and freshwater biota: A review. *Hydrobiologia* 225: 15-46.
- Silva-Hurtado, J.D., Márquez, J., Escoto-Moreno, J.A., & Martínez-Falcón, A.P. (2020). Odonate Fauna (Insecta: Odonata) from a locality in San Marcos River in the Sierra Norte of Puebla, Mexico. *International Journal of Odonatology*, 23(4): 327-336. doi.org/10.1080/13887890.2020.1787871.
- Sket, B. (1994) Répartition d'*Asellus aquaticus* (Crustacea : Isopoda : Asellidae) et de ses populations hypogées à différentes échelles géographiques, avec une note sur *Proasellus istrianus*. *Hydrobiologie* 287, 39 – 47.
- Slimani, N., Sánchez-Fernández, D., Guilbert, E., Boumaiza, M., Guareschi, S., & Thioulouse, J. (2019). Assessing potential surrogates of macroinvertebrate diversity in North-African Mediterranean aquatic ecosystems. *Ecological Indicators*, Elsevier 101, 324-329. 329. 10.1016/j.ecolind.2019.01.017. hal-02309882.
- Smit, H., & Davis, M. (2004). Parasitic isopods of marine fishes: a review. *Journal of Parasitology*, 90(5), 1225-1241.
- Soberón, J., Jiménez, R., Golubov, J. & Koleff, P. (2007). Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. *Ecography*, 30: 152-160.
- Soldán, J. & Thomas, I. (1983a). Contribution à l'étude des éphémères (Insecta, Ephemeroptera) de la région de Constantine (Algérie). *Acta Entomologica Bohemoslovaca*, 80(4), 305-318.
- Soldán, T., & Thomas, A.G.B. (1983). New and little-known species of mayflies (Ephemeroptera) from Algeria. *Acta ent. bohemoslov.*, 80 (5) : 356-376.
- Soldán, T., Godunko, R.J. & Thomas, A.G.B. (2005). *Baetis chelif* n. sp. a New mayfly from Algeria with notes on *Baetis sinespinosus* Soldán & Thomas, 1983, n. stat. (Ephemeroptera: Baetidae). *Genus*, 16 : 155-165.
- Sørensen, L.L., Coddington, J. & Scharff, N. (2002). Inventorying and Estimating Subcanopy Spider Diversity Using Semiquantitative Sampling Methods in an Afrotropical Forest. *Environmental Entomology*, 31(2): 319-330.
- Sourisseau, J. (1973). Contribution à l'étude des nappes aquifères du Nord-Est algérien. Thèse de doctorat, Université d'Alger.
- Sousa, R., Varandas, S., Cortes, R., Teixeira, A., Lopes-Lima, M & Machado, J. (2012). Massive die-offs of freshwater bivalves as resource pulses. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 48, 105-112.
- 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.
- Spencer, D.F. (1986). Early growth of *Potamogeton pectinatus* L. in response to - temperature and irradiance : morphology and pigment composition. *Aquatic Botany* 26: 1-8.
- Stevenson, A.C., Skinner, J., Hollis, G.E. & Smart, M. (1988). The El Kala National Park and environs, Algeria, An ecological evaluation. *Environmental Conservation*, 348 p.
- Strayer, D.L. (1999). Effects of alien species on freshwater molluscs in North America. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 18, 74-98.
- Strong, E. E., Gargominy, O., Winston, F. P. & Bouchet, P. (2008). Global diversity of gastropods (Gastropoda; Mollusca), in freshwater, *Hydrobiologia*, 595, 149-166.
- Stroot, P., Tachet, H., & Dolédec, S. (1988). Les larves d'*Ecnomus tenellus* et d'*E. deceptor* (Trichoptera, Ecnomidae): identification, distribution, biologie et écologie. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 58(2), 259-269.
- Sykes, J. E. & Manooch, C. S. III. (1979). Estuarine Predator-prey relations, pp 93-101. In H. Clepper (Ed.), *Predator-Prey systems in fisheries management*. International Symposium on Predator-Prey Systems in Fish communities and their role in Fisheries Management, 24-27 Juillet 1978. Sport Fishing Institute Washington D. C., 501 p.

- Tachet, H, Richoux, P, Bournaud, M, & Usseglio-Polatera, P. (2000). Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie. CNRS Editions, 581 p.
- Tachet, H. (2006). Invertébrés d'eau douce : Systématique, Biologie, Ecologie , ed. CNRS, 587p.
- Tachet, H. (2010). Invertébré d'eau douce : systématique, biologie, écologie ». Edit : CNRS, Paris. 607 p.
- Tachet. H., Bournaud. M., & Richoux P.H.. (1980). Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. Association française de limnologie : 158 p.
- Taleb Ahmed M., Chaabane T., Taha S & Maachi R. (2008). Treatment of heavy metals by nanofiltration present in the lake Reghaïa, Desalination, Vol.221, pp.277–283.
- Taylor, D. (1983). The effects of a major macrophyte regression upon primary production in the littoral of Swartvlei. Arch. Hydrobiol. 96 345–353.
- Taylor, LR. (1978). Une variété de diversités. Dans la diversité des faunes d'insectes" 9e Symposium de la Royal entomology Society (éd. LA Mound et N. Warloff), Balckwell, Oxford, pp. 1-18.
- Tebibel, (S). (1991). Hémiptères aquatiques d'Algérie : clés dichotomiques, inventaire des espèces, aperçu écologique, distribution en Algérie et dans le monde. Thèse Magister,,U.S.T.H.B. Alger : 247p.
- Tebibel, S. (1992). Hémiptères aquatiques d 'Algérie - Clés dichotomiques, Inventaire des espèces, Aperçu écologique, Distribution en Algérie et dans le monde. Thèse de magister, U.S.T.H.B. Alger.
- Temporetti, C., I. Tolotti, Zecchinelli, G. G., & Quattrocchi, D. A. (2001). Lacustrine environments. In Methods in Aquatic Sedimentology, edited by J. R. Vandenberghe, 297-328. Chichester: Wiley.
- Terra, J. (1978). Trichopteres. In: J. P. Vogt (ed.), Entomologie aquatique, tome 2 (pp. 157-208). Paris: Masson.
- Théobald, N & Gama, A. (1969). Géologie générale et pétrologie : éléments de géodynamique. Doin\_Deren and Cie, Paris, 301-305.
- Thibault, I., Fournier, H., Nadeau, D., Legault, M & Arvisais, M. (2011). Inventaire ichtyologique provincial du touladi (*Salvelinus namaycush*). Minis des Ressources naturelles et de la Faune. Bibliothèque nationale du Québec, ISBN : 978-2- 550-62982-5 ,32p
- Thompson, D.J. (1978). Sélection de la taille des proies par les larves de la demoiselle, *Ischnura elegans* (Odonata). J. Anim. Écol. 47, 769–785. doi : 10.2307/3670.
- Touchart, L. (2000). Les lacs : Origine et morphologie. Harmattan, Paris, 9-129.
- Touchart, L. (2002). Limnologie physique et dynamique : une géographie des lacs et des étangs. Harmattan, Paris, p.60.
- Tourenq, I.N. (1975). Recherches écologiques sur les Chironomidae (Diptera) de Camargue. Thèse Doct. Es Sciences, Toulouse : 424P.
- Travers, M. (1971). Diversité du microplancton du Golfe de Marseille en 1964. Mar. Biol. 8, 308–343.
- Tshithukhe, G., Motitsoe, S.N., Hill, M.P. (2021). Heavy Metals Assimilation by Native and Non-Native Aquatic Macrophyte Species: A Case Study of a River in the Eastern Cape Province of South Africa. Plants 2021, 10, 2676. <https://doi.org/10.3390/plants10122676>.
- Usio, N., Konishi, M., & Nakano, T. (2001). The role of macroinvertebrate fragmentation in the processing of leaf litter in streams. Journal of the North American Benthological Society, 20(3), 325-337.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. Freshwater Biology, 43(2), 175-205.
- Vaillant, F. (1953). Deux Trichoptères nouveaux du Sahara central. Bull. Soc. zool. France, 78: 149-157.
- Van Huyssteen, P. & Samways, M.J. (2009). Overwintering drangonflies in an African Savanna (Anisoptera: Gomphidae, Libellulidae). Odonatologica, 38(2): 167- 172.
- Van, S., Jeppesen, E., & Lauridsen, T. (2019). The importance of mixing in lakes: A review. Limnology and Oceanography, 64(2), 519-535.
- Vaughn, C. (2010). Biodiversity losses and ecosystem function in freshwaters: emerging conclusions and research directions. Bioscience, 60, 25-35.
- Vaughn, D. J., & Hakenkamp, L. (2001). Bioturbation and nutrient cycling in marine sediments. In G. E. Likens (Ed.), Encyclopedia of inland waters (pp. 131-137). Academic Press.
- Verneaux, J. (1973). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie. Thèse d'Etat, Besançon., 260 p.
- Vilain, M. (1989). La production végétale : la maitrise de technique de la production. Lavoisier, Technique et Documentation, Paris, 2 : 361.
- Vilenica, M., Vučković, N., & Mihaljević, Z. (2019). Littoral mayfly assemblages in South-East European man-made lakes. Journal of Limnology, 78(1), 47-59. doi: 10.4081/jlimnol.2019.1853.

- Villaruel, M., Jiménez, A., & López, M. (2015). Pollution of freshwater ecosystems by industrial, commercial, and domestic wastewater: A review. *Environmental Science & Technology*, 49(1), 33-44.
- Villers, M., Levêque, J., & Ledoux, E. (2005). Les métaux lourds dans l'environnement : toxicité, biodisponibilité et méthodes de dépollution. Bruxelles, Belgique : De Boeck Université.
- Vincent, J. M. (2017). *Écologie des mollusques aquatiques*. Paris : Armand Colin.
- Von Heyner. (1972) in MOEN, P., & Ellis, W. N. (1984). Morphology and taxonomic position of *Podura aquatica* (Collembola). *Entomologia generalis*, 9(4): 193-204. DOI: 10.1127/entom.gen/9/1984/193.
- Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual Review of Entomology*, 41(1), 189-216.
- Walther, B.A. & Moore, J. (2005). The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography*, 28: 815-829.
- Waringer, J., & Graf, W. (2002). Trichoptera communities as a tool for assessing the ecological integrity of Danubian floodplains in Lower Austria. *Nova Supplementa Entomologica*, 15, 617-623.
- Warwick, R. M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92, 557-562.
- Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1994). Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology*, 118(4), 739-744.
- Warwick, R.M. (1986). A new method for assessing the effects of pollution on benthic communities: The polychaete index. *Marine Pollution Bulletin*, 17(11), 553-564.
- Warwick, R.M., Clarke, K.R., & Price, J. H. (1987). The effects of pollution on marine benthos: A review of recent research and its application to the assessment of marine environmental quality. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), 223-232.
- Washington, H.G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Res.* 18, 653-694.
- Webster, J. R., & Benfield, J. R. (1986). *Stream ecology: Structure and function of running waters*. New York: Wiley.
- Weis, J. S., G. M. Smith & T. Zhou. (1999). Altered predator/prey behavior in polluted environments: implications for fish conservation. *Environmental Biology of Fishes* 55 : 43-51.
- Weis, J. S., Smith, G & Santiago-Bass, C. (2000). Predator/prey interactions: a link between the individual level and both higher and lower level effects of toxicants in aquatic ecosystems. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 7 : 145-153.
- Welcomme, R.L. (1988). International introductions of inland aquatic species, FAO Fisheries Technical Paper No. 294, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy, 318 pp.
- Whilm & Doris (1968). A scale for the measurement of communication complexity. *Communication Research*. 325-339.
- Whilm, J.L. (1967). Comparison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. *J. Water Pollut. Control Fed.* 39, 221-224.
- Whitney, N. M., Lear, K. O., Gaskins, L. C. & Gleiss, A. C. (2016). The effects of temperature and swimming speed on the metabolic rate of the nurse shark (*Ginglymostoma cirratum*, Bonaterre). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 477: 40-46.
- Wiegmann, B. M. & Yeates, D. K. (2015). Diptera: true flies. Tree of Life Web Project. Available from: [www.tolweb.org/Diptera](http://www.tolweb.org/Diptera) [Accessed 11 September 2015].
- Williams, W.D. (1987). Salinisation of rivers and streams: An important environmental hazard. *Ambio* 16: 181-18.
- Winemiller, K. O. (1995). Aspects structurels et fonctionnels de la biodiversité des peuplements de poissons. *Bulletin Français de Pêche et Pisciculture* 337/338/339 : 23-45.
- World Spider Catalog. (2019). Catalogue mondial des araignées. 2019. Catalogue mondial des araignées, version 19.5. Berne: Musée d'histoire naturelle. Disponible sur <http://wsc.nmbe.ch> (accessible : 26 juillet 2019).
- Wotton, R. S., Armitage, P. D., Moss, D., & Winterbourn, M. J. (1998). *The ecology of stream insects*. Oxford University Press.
- Zaneveld, J. R V., Kitchen, J. C. & Pak, H. (1981). The influence of optical water type on the heating rate of a constant depth mixed layer. *Journal of Geophysical Research Oceans and Atmospheres* 86 : 6426-6428.
- Zeybek, S., Özkan, M.Y., & Özdemir, A. (2014). "Development of a benthic macroinvertebrate-based biotic index for assessing the water quality of rivers in Turkey." *Ecological Indicators* 37: 243-251.

- Zhang, W., A. A. Keller, D. Yue, X. Wang. (2009). Management of Urban Road Runoff Containing PAHs : Probabilistic Modeling and Its Application in Beijing, China. *Journal of the American Water Resources Association*, 45 (4) : 1009–1018.
- Zieritz, A., M. A. P. B. De Souza, M. G. M. Van Loon, R. P. F. M. C. M. Klaassen, & C. M. H. Van Den Brink (2016). Biofiltration by freshwater mussels: a review of recent advances. *Environmental Pollution*, 218, 108-123.
- Ziese, M. (1985). Makrozoobenthon eines Querprofils des Rheins bei Wiesbaden. *Mainzer naturw. Arch.*, 5:85-102.
- Zouaidia, H., Gérard, D. B., & 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.
- Zoubdai, M., El-Moutaz, A., Belbachir, A., & Aissaoui, M. (2021). Étude de la diversité floristique et faunistique des mares temporaires du Maroc. *Journal of Arid Environments*, 186, 104209.
- Zougaghe, M., Ouattara, A. A., Coulibaly, I. C., Coulibaly, A. S., Coulibaly, F., Coulibaly, A. K. K et al. (2020). Évaluation de la diversité ichtyologique et de l'état de santé des poissons du lac de Nokoué (Bénin). *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 12(1), 1-12.
- Zrelli, S., Boumaïza, M., Bejaoui, M., Gattolliait, J.L. & Sartori, M. (2011a). New reports of mayflies (Insecta : Ephemeroptera) from Tunisia. *Revue Suisse de Zoologie*, 118 : 3-11.
- Zrelli, S., Boumaïza, M., Bejaoui, M., Gattolliait, J.L. & Sartori, M. 2016. New data and revision of the Ephemeroptera of Tunisia. *Scientific Research Society of Inland Water Biology*, 3: 99-106.
- Zrelli, S., Sartori, M., Bejaoui, M. & Boumaïza, M. (2011b). *Rhithrogena sartorii*, a new mayfly species (Ephemeroptera: Heptageniidae) from North Africa. *Zootaxa*, 3139: 63 68.
- Zuellig, R. E. et al (2008). The influence of metal exposure history and ultraviolet-B radiation on benthic communities in Colorado Rocky Mountain streams”, *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 27, no 1, p. 120-134.

### **Webographies**

<http://cf.geocities.com/harryproton/moulecan.htm>

<https://www.aquaportail.com>

<https://www.aquaportail.com>.

OIEau. 2018 (<https://www.eaufrance.fr/lacs-et-etangs-des-ecosystemes-riches-et-dynamiques>)

[www.aquaculteurs.com](http://www.aquaculteurs.com)

[www.INPN.fr](http://www.INPN.fr)

**Annexes****Annexe 1 : variation moyenne de température moyenne, maximale, minimale, l'humidité, précipitations et le vent de la période 2013- 2018 station Zennata**

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Moyenne
<b>T</b>	13,06	13,82	16,06	18,96	22,68	27,36	31,12	31,98	28,3	24,24	17,38	13,58	21,54
<b>TM</b>	20,68	20,9	23,92	27,24	31,28	35,76	39,9	40,66	36,88	33,5	25,74	21,62	29,84
<b>Tm</b>	6,92	7,76	9,14	12,02	14,72	18,94	22,98	24,34	21,08	17,02	10,56	7,54	14,41
<b>H</b>	86,14	85,2	83,2	85,02	74,66	68,18	65,38	68,1	74,48	77,86	80,88	89,62	78,22
<b>PP</b>	75,28	48,91	47,54	40,03	25,50	5,68	0,15	1,42	12,14	25,19	39,92	50,45	372,25
<b>V</b>	29,76	14,62	12,68	8,52	9,36	10,26	9,96	13,08	8,32	8,86	9,82	7,88	12,00

**Annexe 2 : variation moyenne de température moyenne, maximale, minimale, l'humidité, précipitations et le vent de la période 2013- 2018 station Sidi Bel Abbas**

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Moyenne
<b>T</b>	12,36	13,24	15,94	20,66	24,96	30,68	35,42	35,12	30,14	25,42	17,1	12,92	22,83
<b>TM</b>	18,62	18,64	21,96	23,16	31,66	37,4	42,96	42,66	37,2	32,94	23,74	19,88	29,23
<b>Tm</b>	4,06	5,4	13,76	9,24	12,16	16,98	21,18	22,04	18,82	13,96	7,4	3,82	12,40
<b>PP</b>	88,23	47,28	56,28	35,50	24,97	14,88	0,814	2,282	31,95	32,10	51,76	72,23	458,31
<b>H</b>	84,08	82,3	77,8	71,28	60,56	50,98	44,54	49,96	61,06	65	75,32	84,22	67,25
<b>V</b>	13,64	17,22	18,54	12,7	12,34	13,38	11,22	10,76	10,34	9,2	11,52	8,86	12,47

**Annexe 3 : Date des sorties des deux lacs**

<b>LST</b>	01/05/2017	10/05/2017	31/05/2017	11/06/2017	24/06/2017	09/07/2017
	29/07/2017	15/08/2017	22/08/2017	29/08/2017	17/09/2017	27/09/2017
	24/10/2017	28/10/2017	11/11/2017	30/11/2017	16/12/2017	30/12/2017
	13/01/2018	25/01/2018	18/02/2018	28/02/2018	28/02/2018	08/03/2018
	19/03/2018	07/04/2018	14/04/2018	19/04/2018	15/05/2018	
<b>LSMB</b>	13/05/2017	26/05/2017	10/06/2017	30/06/2017	17/07/2017	30/07/2017
	23/08/2017	31/08/2017	23/09/2017	30/09/2017	21/10/2017	29/10/2017
	10/11/2017	24/11/2017	15/12/2017	29/12/2017	08/01/2018	31/01/2018
	19/02/2018	27/02/2018	02/03/2018	09/03/2018	16/03/2018	06/04/2018
	21/04/2018	30/05/2018				

## Annexe 4 : Les scores des indices FBI, BMWP, NLBI

Famille	LST	LSMB	Score FBI	Score BMWP	NLBI (Shah et al., 2011)
Dugesidae	261	2150	6	0	6
Unionidae	0	88	6	6	6
Physidae	7	312	8	3	2
Lymnaeidae	0	12	6	3	4+8 (Galba)
Planorbidae	15	78	7	3	4
Ancylidae	61	117	6	6	
Asellidae	0	63	8	3	
Cladocera	7	37	8	0	
Daphniidae	26	111	8	0	
Copepoda	782	6136	8	0	
Ostracoda	43	159	8	0	
Poduridae	0	114	10	0	
Caenidae	274	6403	7	7	3
Baetidae	38	370	4	4	6
Coenagrionidae	54	82	8	6	5
Platycnemididae	0	1		7	
Aeshnidae	3	55	3	8	6
Libellulidae	1	24	9	8	3
Notonectidae	103	0	0	5	
Naucoridae	0	227	0	5	
Nepidae	2	0	0	5	
Pleidae	33	2	0	5	4
Corixidae	299	2	0	5	2
Mesoveliidae	1	0	0	5	
Veliidae	18	0	0	0	
Gerridae	1	0	0	5	4
Hydrometridae	0	1	0	5	6
Sialidae	10	81	4	5	
Noteridae	1	21	0	0	5
Dytiscidae	11	24	5	5	5
Hydrophilidae	15	231	5	5	6
Hydraenidae	1	3	0	0	
Hydrophilinae	0	6	5	5	
Dryopidae	0	4	5	5	10
Economidae	5	73	0	0	3
Chironomidae	582	1944	6	2	5
Dictynidae	0	14	0	0	0

Annexe 5 : Matrice de corrélation linéaire de Pearson des différents paramètres et métaux lourds étudiés à LST.

	T	pH	O2	TRBT	S	CDT	Ca2+	CaCO3	PO4 -3	NO3	NO2	Mg2+	Mn2+	Cu2+	Fe2+	Zn+	Cd+	
pH	r	0,44																
	P	0,14																
O2	r	<b>-0,64</b>	0,26															
	P	<b>0,02</b>	0,40															
TRBT	r	0,15	0,25	-0,08														
	P	0,63	0,44	0,80														
S	r	<b>-0,72</b>	<b>-0,74</b>	0,14	-0,06													
	P	<b>0,009</b>	<b>0,006</b>	0,66	0,84													
CDT	r	-0,41	0,16	<b>0,62</b>	0,17	0,28												
	P	0,179	0,61	<b>0,031</b>	0,58	0,37												
Ca2+	r	-0,35	0,17	0,54	0,30	0,23	<b>0,97</b>											
	P	0,26	0,60	0,07	0,33	0,46	<b>0,000</b>											
CaCO3	r	0,30	<b>0,62</b>	0,18	-0,28	-0,45	-0,18	-0,20										
	P	0,33	<b>0,03</b>	0,56	0,56	0,14	0,57	0,52										
PO4 -3	r	0,06	<b>0,63</b>	0,40	0,00	-0,32	0,44	0,44	0,41									
	P	0,85	<b>0,02</b>	0,19	0,992	0,30	0,15	0,15	0,18									
NO3	r	0,57	0,06	-0,48	0,31	-0,34	-0,34	-0,20	0,12	-0,36								
	P	0,05	0,84	0,11	0,33	0,28	0,30	0,52	0,695	0,25								
NO2	r	0,51	<b>0,62</b>	0,01	-0,15	<b>-0,90</b>	-0,26	-0,28	0,37	0,13	0,13							
	P	0,08	<b>0,03</b>	0,96	0,64	<b>0,00</b>	0,41	0,37	0,23	0,68	0,68							
Mg2+	r	0,45	<b>0,78</b>	0,06	0,43	<b>-0,77</b>	-0,01	0,08	0,42	0,40	0,36	0,57						
	P	0,14	<b>0,003</b>	0,85	0,15	<b>0,003</b>	0,97	0,80	0,17	0,20	0,24	0,05						
Mn2+	r	0,13	-0,15	-0,29	0,27	-0,08	0,04	0,19	-0,14	-0,06	0,57	-0,17	0,41					
	P	0,68	0,64	0,36	0,40	0,80	0,90	0,550	0,65	0,84	0,050	0,58	0,19					
Cu2+	r	0,08	0,23	0,25	0,15	0,02	0,32	0,26	0,09	0,40	-0,30	-0,08	0,14	-0,1				
	P	0,80	0,46	0,44	0,64	0,93	0,30	0,41	0,77	0,19	0,34	0,79	0,66	0,76				
Fe2+	r	0,38	0,32	-0,22	0,37	-0,43	0,26	0,35	-0,22	0,12	0,39	0,27	<b>0,62</b>	<b>0,67</b>	0,03			
	P	0,22	0,31	0,50	0,23	0,16	0,42	0,26	0,49	0,70	0,21	0,39	<b>0,03</b>	<b>0,02</b>	0,92			
Zn+	r	0,37	0,23	-0,15	0,12	-0,23	-0,39	-0,37	0,33	0,12	-0,05	0,1	0,31	-0,01	0,46	-0,04		
	P	0,23	0,46	0,63	0,71	0,47	0,20	0,24	0,29	0,70	0,863	0,76	0,33	0,97	0,13	0,90		
Cd+	r	-0,25	-0,50	-0,30	-0,02	0,27	0,02	0,07	-0,47	-0,41	0,23	-0,21	-0,27	0,32	-0,57	0,13	<b>-0,80</b>	
	P	0,423	0,09	0,34	0,99	0,40	0,95	0,82	0,12	0,18	0,48	0,51	0,38	0,30	0,05	0,70	<b>0,002</b>	
Pb2+	r	-0,25	-0,50	-0,30	-0,00	0,27	0,02	0,07	-0,47	-0,41	0,23	-0,21	-0,27	0,32	-0,57	0,13	<b>-0,80</b>	<b>1,00</b>
	P	0,423	0,09	0,34	0,99	0,40	0,95	0,82	0,12	0,18	0,48	0,51	0,38	0,30	0,05	0,70	<b>0,002</b>	*

Annexe 6 : Matrice de corrélation linéaire de Pearson des différents paramètres et métaux lourds étudiés à LSMB.

	T	pH	O2	TRBT	S	CDT	Ca2+	CaCO3	PO4 -3	NO3	NO2	Mg2+	Mn2+	Cu2+	Fe2+	Zn+	Cd+	
pH	r	0,44																
	P	0,14																
O2	r	<b>-0,64</b>	0,26															
	P	<b>0,02</b>	0,40															
TRBT	r	0,15	0,25	-0,08														
	P	0,63	0,44	0,80														
S	r	<b>-0,72</b>	<b>-0,74</b>	0,14	-0,06													
	P	<b>0,009</b>	<b>0,006</b>	0,67	0,84													
CDT	r	-0,41	0,16	<b>0,623</b>	0,176	0,282												
	P	0,18	0,61	<b>0,03</b>	0,58	0,37												
Ca2+	r	-0,354	0,17	0,54	0,30	0,236	<b>0,97</b>											
	P	0,26	0,60	0,07	0,33	0,46	<b>0,00</b>											
CaCO3	r	0,30	<b>0,62</b>	0,18	-0,28	-0,45	-0,18	-0,20										
	P	0,33	<b>0,03</b>	0,56	0,37	0,14	0,57	0,52										
PO4 -3	r	0,06	<b>0,63</b>	0,40	0,003	-0,32	0,44	0,44	0,41									
	P	0,85	<b>0,02</b>	0,20	1	0,30	0,15	0,15	0,184									
NO3	r	0,57	0,06	-0,48	0,31	-0,34	-0,32	-0,20	0,12	-0,36								
	P	0,05	0,84	0,11	0,33	0,27	0,30	0,52	0,70	0,247								
NO2	r	0,51	<b>0,62</b>	0,01	-0,15	<b>-0,90</b>	-0,26	-0,28	0,37	0,13	0,13							
	P	0,09	<b>0,031</b>	0,96	0,64	<b>0,00</b>	0,41	0,37	0,23	0,68	0,68							
Mg2+	r	0,45	<b>0,78</b>	0,06	0,43	<b>-0,77</b>	-0,01	0,08	0,42	0,39	0,36	0,57						
	P	0,14	<b>0,003</b>	0,85	0,15	<b>0,003</b>	1	0,80	0,17	0,203	0,24	0,05						
Mn2+	r	0,13	-0,14	-0,29	0,26	-0,08	0,03	0,19	-0,14	-0,06	0,57	-0,17	0,41					
	P	0,68	0,64	0,36	0,40	0,80	0,90	0,55	0,65	0,843	0,05	0,58	0,19					
Cu2+	r	0,08	0,23	0,25	0,15	0,02	0,32	0,26	0,09	0,40	-0,30	-0,08	0,14	-0,09				
	P	0,80	0,46	0,44	0,64	0,93	0,30	0,41	0,77	0,19	0,33	0,79	0,66	0,76				
Fe2+	r	0,38	0,32	-0,22	0,37	-0,43	0,26	0,35	-0,22	0,12	0,39	0,27	<b>0,62</b>	<b>0,66</b>	0,03			
	P	0,22	0,31	0,50	0,23	0,15	0,42	0,26	0,50	0,70	0,21	0,39	<b>0,03</b>	<b>0,01</b>	0,92			
Zn+	r	0,37	0,23	-0,15	0,12	-0,23	-0,39	-0,37	0,33	0,12	-0,05	0,09	0,31	-0,01	0,46	-0,04		
	P	0,23	0,46	0,63	0,71	0,47	0,20	0,23	0,29	0,70	0,86	0,76	0,32	0,97	0,13	0,90		
Cd+	r	-0,25	-0,50	-0,30	-0,002	0,27	0,02	0,07	-0,47	-0,41	0,23	-0,21	-0,27	0,32	-0,57	0,13	<b>-0,80</b>	
	P	0,42	0,09	0,34	1	0,40	0,94	0,82	0,12	0,18	0,48	0,51	0,38	0,30	0,05	0,70	0,002	
Pb2+	r	-0,25	-0,50	-0,30	-0,002	0,27	0,02	0,07	-0,47	-0,41	0,22	-0,21	-0,27	0,32	-0,57	0,12	<b>-0,80</b>	<b>1,00</b>
	P	0,42	0,09	0,34	1	0,40	0,94	0,82	0,12	0,18	0,48	0,51	0,38	0,30	0,05	0,70	<b>0,002</b>	*

### Annexe 7 : Seuil de Températures de l'eau provoquant une mortalité des poissons (Charlon, 1968).

Espèce	Température D'acclimatation	LD 50 (°C)	Références
Black-bass	20°-21°	28°9	LD 50 : 24h Black
(Achigan à grande bouche)	20°	31°8	LD 50 : ? Hart
	20°	32°5	LD 50 : ? Hart
<i>Micropterus salmoides</i>	25°	37°2	LD 50 : 21h Trembley
	26°7	37°8-38°9	LD 50 : 18h Trembley
	27°2	36°7-37°2	LD 50 : 15h Trembley
	30°1	36°	LD 50 : 24h Hathaway
	30°4	35°2	LD 50 : 24h Hathaway
Carpe	20°	31°-34°	LD 50 : 24h Black
<i>Cyprinus carpio</i>	26°	35°7	LD 50 : 24h Black

### Annexe 8 : Les seuils de pH pour la faune aquatique (Arrignon, 1991).

pH	Tolérances
pH < 5,0	Limite inférieure pour la survie de la plupart des espèces aquicoles
5,0 < pH < 9,0	Limites tolérables pour la plupart des espèces
6,0 < pH < 7,2	Zone optimale pour la reproduction de la plupart des espèces
7,5 < pH < 8,5	Zone optimale pour la productivité de plancton
pH > 9,0	Seuil léthal de nombreuses espèces de poissons

### Annexe 9 : L'introduction des alvins au sein du lac LSMB (2001-2015).

Espèces	Nombre d'individus	Dates des lâchers	Organismes responsables
Carpe Argentée	560.000	06.06.2001	Direction des forêts
Carpe Herbivore	560.000	06.06.2001	Directions des forêts
Carpe rouge	1.600	Juin 2001	Directions des forêts
Carpe à grande bouche	150.000	30.04.2002	Direction de la pêche et des ressources halieutiques
Sandre	400	24.04.2005	Direction de la pêche et des ressources Halieutiques
Carpe commune	200	18.05.2005	Direction de la pêche et des ressources Halieutiques
Carpe Royal			
Tilapia	5000	25.05.2006	Direction de la pêche et des ressources Halieutiques
Carpe à grande bouche	50.000	29.06.2006	Direction de la pêche et des ressources Halieutiques
Carpe argentée	54.000		
Tilapia	30 000	2009	Direction de la pêche et des ressources Halieutiques
Carpe commune	100	04.11.2010	Direction de la pêche et des ressources Halieutiques
Carpe commune	100	02.02.2012	Direction de la pêche et des ressources Halieutiques
Black bass	10.000	09.05.2015	Direction de la pêche et des ressources Halieutiques

(Source : Direction de la pêche et des ressources halieutiques de Sidi Bel Abbés, 2015).

# WATER QUALITY EVALUATION USING BENTHIC MACROINVERTEBRATES, PHYSICOCHEMICAL PARAMETERS AND HEAVY METAL LEVELS IN TWO LAKES (NORTHWESTERN ALGERIA)

SENOUCI, N.\* – BEMMOUSSAT-DEKKAK, S. – AMMOURI, R. – ABDELLAOUI-HASSAINE, K.

*Research Laboratory for the Promotion of Human Actions for the Protection of the Environment and Application in Public Health, Faculty of Natural and Life Sciences and Earth and Universe Sciences, University of Abou Bekr Belkaid Tlemcen, B.P. 119, 13000 Tlemcen, Algeria*

*\*Corresponding author*

*e-mail: nacera.senouci@univ-tlemcen.dz; phone: +213-672-447-044*

(Received 12<sup>th</sup> Jun 2023; accepted 11<sup>th</sup> Aug 2023)

**Abstract.** In North Algeria, human activities have dramatically deteriorated the water quality of fresh waters and threatened aquatic ecosystem health. These rare hydrosystems deserve special attention because they are an important source of water, supporting the local ecological and environmental balance in this semi-arid region. To monitor the surface water quality of two lakes (Sidi M'hamed Benali and Lalla Setti), benthic macroinvertebrates, physicochemical parameters and heavy metals of the water were studied between May 2017 and May 2018. The results from a collection of 21462 individuals showed that macroinvertebrate assemblages significantly varied between the two lakes. Thirteen orders, 19 families and 64 genus-species taxa were identified for the two lakes, with the most dominant orders belonging to Hexapods, Copepoda and Platyhelminthes (Dugesiidae). The seven taxa collected are tolerant and highly adaptable to various environmental conditions. Thus, tolerant taxa such as the insect families Caenidae (34%) and Chironomiidae (10%) achieved the highest relative abundances in both lakes. The metric index values showed the highest diversity and evenness in Lake Lalla Setti communities. The biotic indices indicated a greater deterioration of water quality in the two lakes. The results of the physicochemical and heavy metal analyses show an ecological state conditioned by the excess of Calcium, CaCO<sub>3</sub> and Magnesium, which considerably increase the hardness of the water, to which anthropic pollutants, mainly nitrates and lead, are added.

**Keywords:** *benthic macrofauna, diversity indices, biological metrics, Lake Sidi M'Hamed Benali, Lake Lalla Setti*

## Introduction

Faunistic and ecological studies address the fundamental importance of understanding the structure and function of natural systems and provide evaluations of the environmental “health” of hydro systems with insight into their management for sustainable equilibrium (Kaboré et al., 2016). Lakes are an important element of the natural environment that characterizes both the landscape and its ecological functioning (Jekatierynczuk-Rudczyk et al., 2012). They also provide various resources and ecosystem services to the human population, including water availability and storage for grazing and agriculture, as well as tourism (Sterner et al., 2020; Heino et al., 2021). These services include flood control, retention of pollutants and nutrients, climate regulation, recreation, tourism, and aesthetic values (Tranvik et al., 2009; La Notte et al., 2012; Vilbaste et al., 2016). Multiple ecosystem services are largely sustained by biodiversity and associated ecosystem functions (Schröter et al., 2014).

Aquatic biota in general and insects in particular provide reliable signals of the effects of pollutants or habitat alteration for direct biological assessment and monitoring (Karr

and Chu, 1999). The trophic status of lakes determines the development and functioning of aquatic organisms (Jekatierynczuk-Rudczyk et al., 2012). Macroinvertebrates are mostly sessile or burrowing animals of limited horizontal mobility, i.e., they cannot evade a local environmental stressor and their community composition and structure are likely to reflect the environmental conditions at a given place (Avramidi et al., 2022). In addition, macroinvertebrate communities in lakes constitute a significant biomass and play an important role in overall production (James et al., 1998), they also act as ecosystem engineers by influencing sediment characteristics (Wantzen et al., 2011). They are key components of lake ecosystems that must be monitored along with other biological groups to define the ecological status of these ecosystems (Free et al., 2009). Macroinvertebrates are among the most frequently used bioindicators in water-quality assessment, mainly because of their relatively large size, ease of sampling, low to moderate identification effort, and relatively long-life cycles (Hellawell, 1986; Metcalfe-Smith et al., 1996; Barbour et al., 1999). Biological monitoring is considered to provide an integrated approach to assessing water and overall environmental quality (Hynes, 1970). Several investigations have been conducted on macroinvertebrates and their use as bioindicators (e.g., Blocksom et al., 2002; Nalepa et al., 2007; Schartau et al., 2008). Diversity indices are important statistical measures used to characterize richness and evenness of the species in the community (Magurran, 1988) and are used as tools for determining an ecosystem's health and pollution status (Norris and Georges, 1993; Guerold, 2000). Consequently, in this study, different diversity indices were calculated to highlight their importance with respect to macrobenthic invertebrate communities.

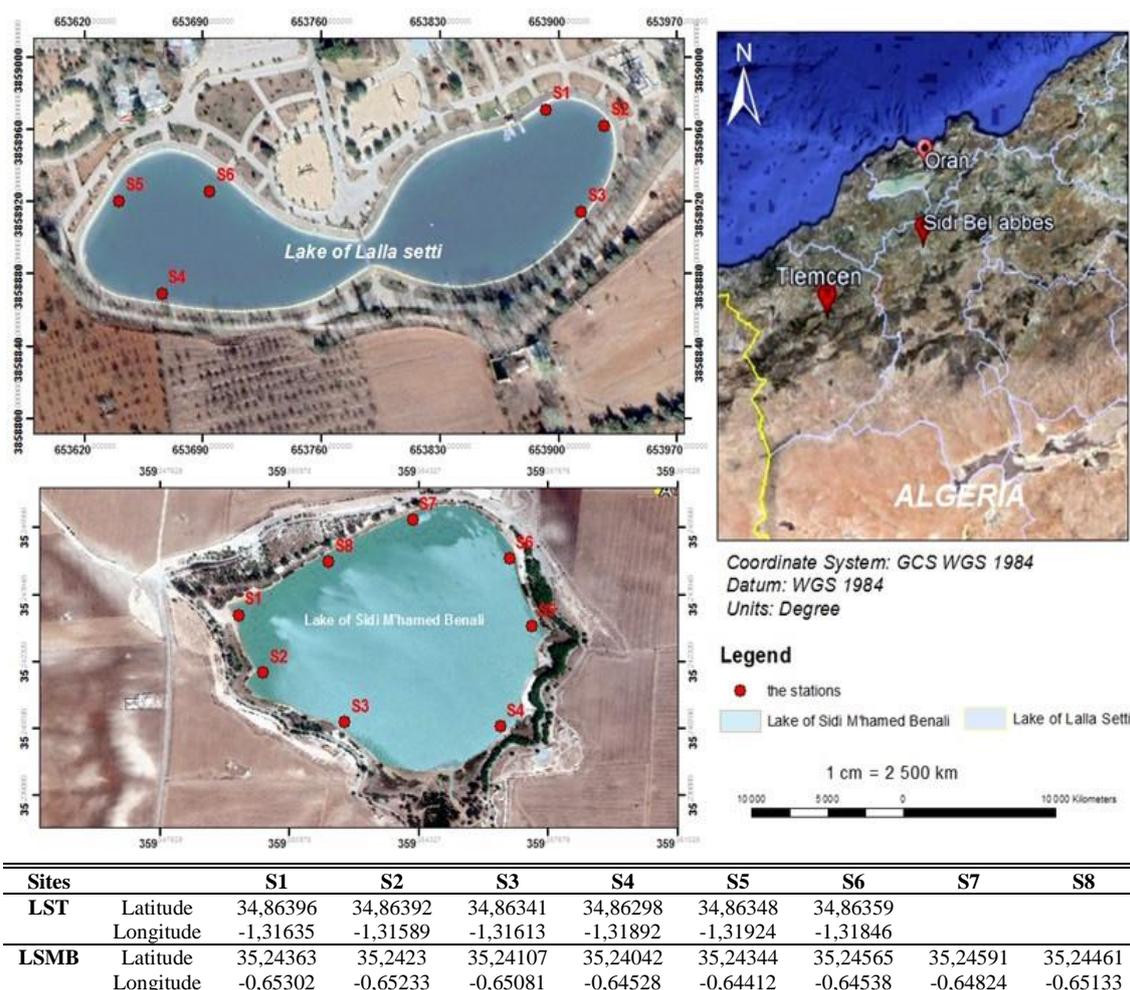
In northwestern Algeria, most macroinvertebrate studies have been carried out on rivers, seldom on lakes. Some works concerned the nature and sources of water pollution in connection with copepods and zooplankton were realized at Lake Sidi M'Hamed Benali (Kerfouf et al., 2008; El Badaoui et al., 2015; Chiali and Cherifi, 2019), but no studies have been conducted on aquatic macroinvertebrates in our study sites. Lakes are severely affected and damaged due to human economic development and other aspects of anthropization. Various activities have an impact on water quality, nutrient levels, and macroinvertebrate communities. The critical factors that influence the spatiotemporal distribution of organisms are an interesting topic in ecological studies (Garrido et al., 2013). This study aims to evaluate the quality of the waters of the two lakes in Northwest Algeria by comparing the composition and structure of the invertebrate communities between the two lakes using ecological indices, physicochemical parameters, and heavy metals and to identify the environmental factors influencing the diversity of the macrobenthic fauna.

## Materials and Methods

### *Study area*

Located in northwestern Algeria (*Fig. 1*), two lakes have been surveyed: Lake Sidi M'hamed Benali (LSMB) is a reservoir retained by a settling and filtration dam constructed in 1945 to prevent flooding in the center of Sidi Bel Abbes. It is located at 1.7 km north of Sidi Bel Abbes; it has a garden on the north shore, a tourist attraction on the south shore, and is surrounded by fields of cereal crops presenting a source of contamination by phytosanitary products such as fertilizers, pesticides, and sediment. It also receives various pollutants from tributaries in the watershed and particularly from Oued Mekerra. It is part of the natural freshwater reserves of northwestern Algeria

(Kerfouf et al., 2008). The second is Lake Lalla Setti (LST), a man-made lake constructed in 1988 and located 2.5 km south of the city of Tlemcen. This lake is delimited in the south by agricultural land, in the north by cliffs and houses, on the west by a recreation area, and on the east and west sides by tar-paved roads which penetrate the heart of the Hauts Plateaux. The threats to and pressures on these ecosystems are severe because such places are very attractive to a great number of tourists. The characteristics of the two lakes are mentioned in *Table 1*. These lakes are influenced by the Mediterranean climate with a mild and humid winter characterized by irregular precipitation, which causes flash floods and very hot and dry summers. The dry period can extend from four to six months between May to October.



**Figure 1.** Geolocation of two study sites (Lalla Setti and Sidi M'Hamed Benali) and sampling points coordinates

## Methods

Macroinvertebrates samples were collected twice a month during May 2017 and May 2018 at 14 sampling points, eight in Lake Sidi M'hamed Benali and six in Lake Lalla Setti. Sampling was done randomly at a distance of 0.1 m to 1.0 m from the shore. A net with a diameter of 22 cm and a mesh of 250 µm were used for sampling and the material was preserved in 70% ethanol. In the laboratory, observations were made using a Ecoline

Motic stereomicroscope with magnifying powers of 4x, 10x and 40x. Identification of some macrobenthic taxa (Trepaxonemata, Bivalvia, some Gastropoda, Malacostraca, some Crustacea, Insecta) was undertaken with appropriate keys to the family level (Tachet et al., 2000, 2006) and the genus level and sometimes the species level (Bedel, 1895; Perrier, 1927, 1930; Guignot, 1947; Tachet et al., 1980, 2000; Du Chatenet, 2005). Confirmation of specific names was performed with the assistance of specialists mentioned in the acknowledgments. For other macroinvertebrate groups (e.g., Copepoda, Cladocera, Ostracoda, and immature macroinvertebrates), the identification was limited to the more-inclusive order level.

**Table 1.** Characteristics of lake Lalla Setti and lake Sidi M'hamed Benali, northwestern Algeria

Characteristics	LST	LSMB
Situation	2.5 km south of Tlemcen	1.7 km north of Sidi Bel Abbes
Latitude	34°51'46.67"	35°14'30"
Longitude	-1°19.02'.93"	0°38'50"
Altitude (m)	1027	460
Date of creation	1988	1943
Purpose of dam	Tourism	Flood control, sediment filtration (Tourism)
Area (m <sup>2</sup> )	22,100	450,000
Water depth max (m)	10	30
Volume of water (m <sup>3</sup> )	1,590,772	3,000,000 (Boudiffa, 1993)
Source of water	Maffrouche dam & well	Wadi Mekerra (Kerfouf et al. 2008).
Environment	Agricultural	Agricultural
Max Temperature of air (°C)*	39	40.2
Min Temperature of air (°C)*	1.7	-2.4
Wind speed maximum (km/h)*	88.9	59.4

\*Tutiempo.net 2021

The annual means of various diversity indices were calculated with the software Past (Paleontological Statistics v2.02). The eight diversity indices computed were taxonomic richness, dominance, Diversity H' (Shannon and Weaver, 1949), Simpson's index of diversity (1949), taxonomic evenness (Margalef, 1958; Piélou, 1966; Berger and Parker, 1970) and Jaccard (Magurran, 1988) to determine the interrelationship between the communities' composition and structure. Our study also computed indicators related to the species sensitivity to pollution: Nepal Lake Biotic Index (NLBI) based on a tolerance score of taxa, used to determine the ecological quality of lakes (Shah et al., 2011), the Family Biotic Index (FBI) (Hilsenhoff, 1988) and Average Score Per Taxon (ASPT) (Friedrich et al., 1996).

For the physicochemical and metal analyses, a total water volume of 1.8 L was taken at each station from a depth of 1.0 m. These surface water samples were collected in sterile polyethylene bottles and kept in an ice box, protected from the sun, and transported to the laboratory for analysis. In the laboratory, 1.5 L was used for measuring chemical and heavy metal parameters and 300 ml for physical parameters following ISO 14001 and 5667.1. The parameters temperature, pH, dissolved oxygen (O<sub>2</sub>), conductivity (CDT), salinity (S), and redox potential were measured in situ with a multi-parameter WWT P4. Turbidity (TRBT), Color (Cl), Calcium hardness (CaCO<sub>3</sub>), Calcium (Ca), Nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), Nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>),

Zinc (Zn), Total Copper (Cu), Magnesium (Mg), and Manganese (Mn) were quantified with spectrophotometry (spectrophotometer WTW 340i, Wagtech WTD 7100). Orthophosphates (PO<sub>4</sub>-) measurements were taken with a multiparameter bench photometer for wastewater treatment application (HANNA instrument HI 83214). Dosages of metals (Iron Fe, Cadmium Cd, and Lead Pb) determined with Spectrophotometry Atomic Absorption with Flame (SAAF Perkin Elmer Analyst Atomic Absorption spectrometer 300. Logiciel AA Win Lab.).

### **Statistical analysis**

The normal distribution was verified in advance by the application of the Shapiro-Wilk test. The distributions were mostly asymmetrical, which led us to choose non-parametric alternatives for the statistical analysis. The data are presented as the averages plus or minus standard deviation ( $m \pm SD$ ). Intersite comparisons were performed using ANOVA 1 and the Tuckey test followed by the Kruskal-Wallis test. Furthermore, a Principal Component Analysis (PCA) was performed using the XLstat 21 on standardized data, whose objective is to characterize, by a multivariate approach. In addition, a dendrogram based on Hierarchical Ascending Classification "HAC" was constructed to visualize the similarities more accurately among the parameter's variations. Principal Component Analysis (PCA) and HAC were performed to identify the most influential variables affecting the biodiversity indices of the macrobenthic invertebrates.

## **Results and discussion**

### **Composition and structure of communities**

In total, 21,461 individuals and 64 taxa were collected, representing 17 orders, 30 families, 40 genera, and at least 53 species in LSMB and 13 orders, 24 families, 28 genera, and at least 40 species in LST (*Table 2*). A faunistic comparison between the two lakes shows 19 orders, 13 families, and 29 genus-species taxa in common (*Table 2*) and the fauna of LSMB lake is more diverse than that of LST. The composition of the two communities is very different (similarity Jaccard index = 30.77%).

The greatest abundances were observed in LSMB where 18,834 specimens were collected against only 2,627 individuals in LST. The faunistic spectrum consists in the two lakes mainly of hexapods, crustaceans, and molluscs. Three families (Dugesidae, Caenidae, and Chironomidae) are the most abundant; however, the Chironomidae are the most abundant in LST, with 32%, and the Caenidae were most common, with 50%, in LSMB (*Table 2*). The malacofauna included a total of 6 families of Gastropods with 6 taxa constituting 11.32% of the taxonomic richness of LSMB and 3 taxa (7.5%) in LST. The crustacean fauna is represented mainly by copepods with 32.9% in LSMB and 29% in LST. However, the insect fauna is the most dominant group with 19 families and 48 genus-species taxa identified for LSMB versus 18 families and 30 genus-species taxa for LST. Among insects, 15 genus-species taxa belonging to families of Coleoptera were identified, followed by Odonata (12), Heteroptera (9), and Ephemeroptera (5).

The analysis of the macroinvertebrate fauna of the two lakes shows that the LST fauna is significantly lower than that of LSMB in number of individuals and in family and taxonomic richness. This difference can be explained primarily by the different typology of the two lakes.

**Table 2.** List of macrobenthic taxa recorded from lake Lalla Setti and lake Sidi M'Hamed Benali, northwestern Algeria

Class	Order	Family	Genre / Species	LST	L5MB	
Trepaxonemata	Tricladida	Dugesiiidae	<i>Dugesia sp</i>	261	2150	
Bivalvia	Unionoida	Unionidae	<i>Anodonta sp</i>	0	88	
Gasteropoda	Basommatophora	Physidae	<i>Physella sp</i>	7	312	
		Lymnaeidae		0	10	
	Caenogastropoda		<i>Galba sp</i>	0	2	
		Planorbidae		15	78	
Malacostraca	Isopoda	Ancylidae	<i>Ancylus fluviatilis</i> (Müller, 1774)	61	117	
		Asellidae	<i>Assellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	0	63	
Crustacea	Copepoda			756	6025	
	Cladocera			26	111	
Entognatha	Daphniidae		<i>Daphnia sp</i>	7	37	
				43	159	
	Ostracoda			0	114	
	Collembola	Poduridae	<i>Podura aquatica</i> (Linnaeus, 1758)	0	114	
		Caenidae	<i>Caenis sp</i>	200	6303	
	Insecta	Ephemeroptera		<i>Caenis luctuosa</i> (Bürmeister, 1839)	74	100
				<i>Proclleon sp</i>	25	129
			<i>Cloeon sp</i>	13	96	
			<i>Baetis sinespinosus</i> (Soldán & Thomas, 1983)	0	145	
		Odonata	Coenagrionidae			40
				<i>Cænagrion sp</i>	0	25
				<i>Smatocholora sp</i>	8	0
				<i>Enallagma sp</i>	0	4
				<i>Nehalennia sp</i>		2
				<i>Erythromma sp</i>	6	2
	<i>Ischnura sp</i>			0	10	
	<i>Platycnemis sp</i>			0	1	
	Aeshnidae			<i>Aeshna sp</i>	0	55
	Libellulidae				1	17
		<i>Orthetrum sp</i>	0	3		
		<i>Sympetrum sp</i>	0	3		
		<i>Brachytron sp</i>	0	1		
Hemiptera	Notonectidae		<i>Notonecta sp</i>	103	0	
				0	227	
	Naucoridae			2	0	
			<i>Nepa sp</i>	33	2	
	Pleidae		<i>Plea sp</i>	161	0	
			<i>Paracorixa sp</i>	42	0	
	Corixidae		<i>Corixa sp</i>	91	2	
			<i>Cymatia sp</i>	5	0	
		Mesoveliidae		1	0	
		Veliidae		17	0	
	Gerridae	<i>Gerris sp</i>	2	0		
Megaloptera	Hydrometridae		<i>Hydrometra sp</i>	0	1	
			<i>Sialis sp</i>	10	81	
Coleoptera	Noteridae		<i>Noterus laevis</i>	1	21	
			<i>Acilius sp</i>	1	0	
	Dytiscidae		<i>Hydrovatus</i>	5	14	
			<i>Hygrotus inaequalis</i> (Fabricius, 1777)	1	2	

Class	Order	Family	Genre / Species	LST	LSMB
			<i>Laccophilus hyalinus</i> (DeGeer, 1774)	1	7
			<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	2	1
			<i>Agabus nebulosus</i> (Forster, 1771)	1	0
		Hydrophilidae	<i>Anacaena sp</i>	1	5
		Hydrophilidae	<i>Helochaeres sp</i>	8	15
			<i>Helochaeres lividus</i> (Forster, 1771)	0	86
			<i>Berosus linear collus</i> (Leach, 1817)	0	2
			<i>Coelostoma hispanicum</i> (Küster, 1848)	6	128
		Hydraenidae	<i>Ochthebius sp</i>	1	1
			<i>Hydreana sp</i>	0	2
		Hydrophilinae	<i>Laccobius sp</i>	0	1
		Dryopidae	<i>Dryops algiricus</i>	0	2
			<i>Dryops gracilis</i>	0	2
	Trichoptera	Economidae	<i>Ecnomus deceptor</i> (McLachlan, 1884)	5	73
	Diptera	Chironomidae		582	1944
Arachnida	Araneae	Dictynidae	<i>Argyroneta aquatica</i> (Clerck, 1758)	0	14

According to Moss et al. (2003), the typology of the lakes is primarily based on physical criteria (climatological, geological, morphological, or hydrological, including conductivity) and these parameters influence the group composition of macroinvertebrates, secondarily by different design dates, with the establishment of macroinvertebrate communities occurring earlier in LSMB (1945) than in LST (1988). Riparian and aquatic vegetation is a source of nutrients; Breitburg et al. (1999) found that most taxa increased in abundance in response to nutrient additions, Harding and Wright (1999) found no change in species richness but indicated that species composition changed with nutrient concentrations. Riparian vegetation is also considered to be a factor affecting the faunal composition of the two lakes studied, as the shores of LSMB are densely vegetated, whereas riparian vegetation in LST is more sparse. Number of families (24 at LST and 30 at LSMB) is relatively higher, compared to other lakes; 22 families belonging to seven orders were sampled at Lake Réghaïa where insects were the best represented group with 18 families (Djitli et al., 2021). Similar figures have been reported in Lake Tonga (Djamai et al., 2019) but, according to other studies, this richness is clearly underestimated (Khedimallah and Tadjine, 2016). Conversely, the family richness observed in our study is slightly lower than that of other oligohaline coastal lakes in the Mediterranean basin or at other latitudes (Boix et al., 2010; Pérez-Bilbao et al., 2013).

Some groups (e.g., Odonata, Planariidae, Lymnaeidae, and gastropods) presented the lowest abundances of our sample, although in general they are known for their high abundance in coastal wetlands (Correa-Araneda et al., 2014; Martinez-Haro et al., 2015; Khedimallah and Tadjine, 2016; Djamai et al., 2019; Guézo et al., 2019; Sellam et al., 2019). Regarding the order Heteroptera, the endemic Ibero-Maghreb family Veliidae (Aukema and Rieger, 1995) is known in Morocco, Algeria, and southern Spain (Slimani et al., 2022). Naucoridae is an abundant species in the temporary tides in East Algeria (Zouaidia et al., 2021). Trichoptera are one of the most sensitive insect groups to human disturbance and are used for biomonitoring of many types of freshwater habitats (Hornung and Rice, 2003; Houghton, 2015) but *Ecnomus deceptor* is the only Trichoptera species found in the LSMB and has already been mentioned in northwestern Algeria as a tolerant and widely distributed species (Bemoussat-Dekkak et al., 2021).

Chironomidae were very abundant during our study and especially at the LSMB, where they represented 30% of the fauna. According to Hone and Beneberu (2020), the diversity of chironomids was relatively higher at a site that was relatively far from the waste discharge tube of a tannery. A suggestion made by Oliveira et al. (2010) and confirmed by the work of Hone and Beneberu (2020), provides that a decrease in Chironomid diversity in a given site and the dominance of the genus *Chironomus*, a species tolerant to organic and industrial pollutants, indicates poor water quality. However, we cannot confirm these suggestions in our observation as the chironomid larvae could not be identified.

The order Tricladida was represented by a single family, Dugesiidae, and probable by a small number of species (Dejoux and Wasson, 1990). The genus *Dugesia* also was most abundant during our survey. Similar abundance was also noted in stagnant water in Sidi Mohammed Ben Abdellah in Rebat (Morocco) (Arifi et al., 2019). According to AFNOR (1992), the Platyhelminthes are resistant to pollutants and their abundance is synonymous with environmental disturbance. Abundance of this genus is related to water quality. Freshwater planarians of the genus *Dugesia* are well represented in the Mediterranean region (Sluys et al., 1998; Charni et al., 2004). In North Africa, asexual populations of *Dugesia* constitute the majority of triclads present in freshwaters (Charni et al., 2004).

Six taxa of Ephemeroptera (*Caenis* sp., *Caenis luctuosa*, *Procloen* sp., *Cloeon* sp., *Baetis* sp. and *Baetis sinespinosus*, which are tolerant to organic pollution, were identified during our research. *Caenis luctuosa* and *B. sinespinosus* are fairly frequent in western Algeria (Benhadji et al., 2019). *Caenis luctuosa* is a species of both running and stagnant waters (Bebba et al., 2015; Lamine, 2021) and also has been reported in freshwater. It was present in both lakes with large numbers during our survey.

Faunistic similarities were noticed between the two surveyed lakes and that of neighboring Algerian lakes, namely 22 and 20 families listed respectively at Lake Reghaïa (Djitli et al., 2021) and lake Tonga (Djamai et al., 2019). Six from Reghaïa and 13 from Tonga are in common with the two lakes examined in our study.

The degradation of the water quality and pollution of some Algerian lakes are been reported by more authors (Ahriz et al., 2009; Nadir and Boualem, 2016; Djitli et al., 2021; Bouchelouche et al., 2021; Naili et al., 2021; Houmani et al., 2023). The works of Djitli et al. (2016), Khedimallah et al. (2016), and Bouchelouche et al. (2021) have shown a low taxonomic richness and diversity that corroborate with our results. The developed NLBI index has performed well for the Nepalese lakes and the reservoir (Shah et al., 2011). The results of the biological analyses indicated different conditions between the two lakes (Table 3). The indices rank Lake LST generally in a better status with a rather moderate diversity and a more marked regularity. Values of diversity indices were usually lower in LSMB than LST in except that the Berger-Parker index shows a higher value. The Margalef Index and the FBI Index are also lower for LST than LSMB. The low values of the Parker-Berger index could be explained by the strong dominance of the taxa. The indices show that LST communities are well regulated, and water is less polluted than LSMB (Table 3). The biotic indices also show a higher degree of pollution in the LSMB. Thus, the NLBI values appear to indicate moderate pollution in LST (value 4.56) against heavy pollution (value 3.85) in LSMB. This The FBI index indicates organic pollution ranging from substantial pollution in LST (value 5.76) to very substantial pollution likely in LSMB (value 6.96). The ASPT index represents the average tolerance score of all taxa within the community, it is calculated by dividing the total score of families of benthic macroinvertebrates that have been given a score between 1 and 10 based on their pollution

tolerance, with the most sensitive receiving the highest score by the total number of species counted. It indicates doubtful water quality with similar values (*Table 3*). All the indices selected to determine the water quality indicate mediocre water quality in both lakes with a more accentuated degradation in LSMB.

**Table 3.** Indices of diversity values of macroinvertebrates communities from lake Lalla Setti and lake Sidi M'Hamed Benali, northwestern Algeria

Indicators	LST	LSMB
Taxonomic richness	41	53
Individuals	2628	18834
Simpson's diversity (1-D)	0.84	0.76
Shannon Weaver Index H'	2.35	1.88
Evenness_e^H/S	0.26	0.12
Margalef Index	5.08	5.28
Pielou Equitability (J)	0.63	0.47
Berger-Parker Dominance	0.29	0.33
NLBI (Biotic Index)	4.56	3.85
FBI Index	5.76	6.96
ASPT Index	5.11	5.04

The degradation of the water quality by pollution of some Algerian lakes has been reported by other authors (Ahriz et al., 2010; Nadir and Boualem, 2016; Bouchelouche et al., 2021; Djitli et al., 2021; Naili et al., 2021; Houmani et al., 2023). The works of Khedimallah and Tadjine (2016), Djitli et al. (2021), and Bouchelouche et al. (2021) have shown a low taxonomic richness and diversity that correspond with and corroborate our results. The NLBI index has performed well for Nepalese lakes and a reservoir (Shah et al., 2011). The values obtained from this index in our study are in agreement with those of the (FBI, ASPT) used for lakes in the neighboring European area. Although Nepal is very far from our study site and the index was designed for lakes and reservoirs of that region, it also performed well for the Algerian lakes studied.

### ***Analysis of physicochemical parameters and heavy metals of the water***

The variations of physicochemical parameters and heavy metals (Mn, Cu, Zn, Cd, Fe, and Pb) in the water are represented in *Table 4* using the minimum, maximum, mean, standard deviation, and their p-values. Results of ANOVA 1 and T-test showed no significant ( $p > 0.05$ ) differences between months for twelve of the water variables during the study period (*Table 4*).

Temperature, color, potential redox, dissolved oxygen, salinity, conductivity, nitrates, nitrites, Zinc and Lead were relatively constant throughout the year. The standard deviation values show also that there was no significant difference between the samples during the study year. Thus, for the two lakes, the water was alkaline, turbid, oxygenated, and with a negative redox potential (*Table 4*).

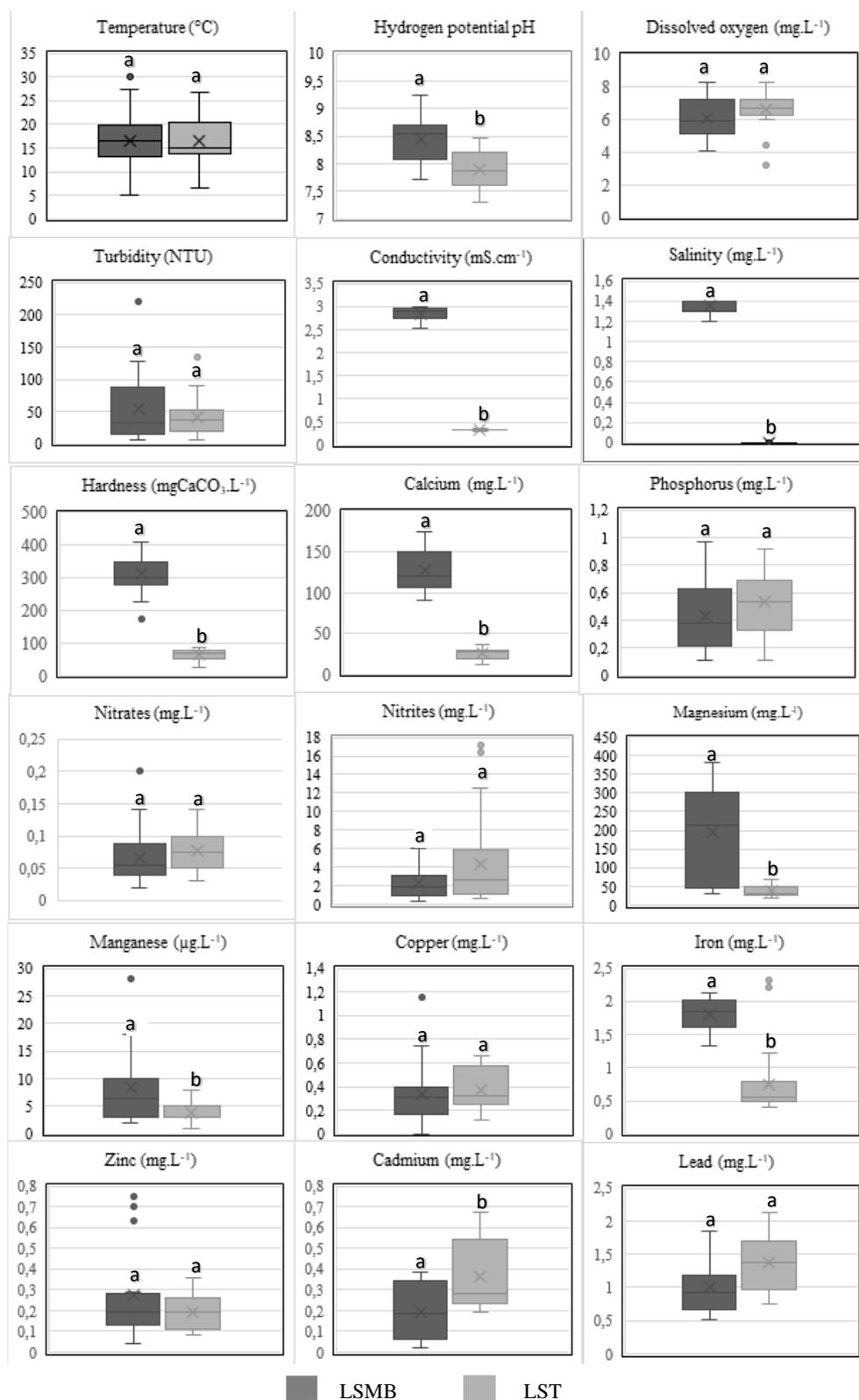
**Table 4.** The minimum, maximum and average values of physicochemical parameters and heavy metals in water samples analysed at the two sampling sites (lake Lalla Setti and lake Sidi M'hamed Benali) (Mean values $\pm$ SD, n=12)

Site Name	LST			LSMB		
	Min	Max	Mean $\pm$ SD	Min	Max	Mean $\pm$ SD
<b>Chemical parameters</b>						
Temperature ( $^{\circ}$ C)	6.6	26.6	16,63 $\pm$ 5,11	5	30.2	16.60 $\pm$ 5.80
Color (Pt)	5	940	293.83 $\pm$ 202,75	5	950	349.37 $\pm$ 0,23
Potential Hydrogen pH	7,3	8.46	7.89 $\pm$ 0,31	7.7	9.24	8.44 $\pm$ 0,40
Dissolved Oxygen (mg.L <sup>-1</sup> )	3.22	8.3	6.6 $\pm$ 1.14	4.11	8.32	6.10 $\pm$ 1.24
Potential Redox (mV)	-42	-136	-83.45 $\pm$ -23.53	-82	-18	-52.45 $\pm$ -19.98
Turbidity (NTU)	6	135	40.75 $\pm$ 39.48**	6	220	54.08 $\pm$ 52.31**
Salinity (mg.L <sup>-1</sup> )	0.00	0.002	0,001 $\pm$ 0.00015	1.2	1.4	1.35 $\pm$ 0.078
Conductivity (mS/cm)	0.31	0.36	0.34 $\pm$ 0.0013	2.54	3	2.84 $\pm$ 0.15
<b>Nutrients</b>						
Calcium (mg.L <sup>-1</sup> ) Ca <sup>2+</sup>	12	36	25.75 $\pm$ 7	90	175	127 $\pm$ 25.69**
Hardness (mg.L <sup>-1</sup> ) CaCO <sub>3</sub>	26	86	63,3 $\pm$ 17,50	174	480	314.75 $\pm$ 64.85*
Total Phosphorus (mg.L <sup>-1</sup> )	0.11	0.92	0.53 $\pm$ 0.20**	0.11	0.97	0.43 $\pm$ 0.23***
Nitrates (mg.L <sup>-1</sup> )	0.56	17.2	4.35 $\pm$ 4.79	0.38	7.4	2.29 $\pm$ 1.73
Nitrites (mg.L <sup>-1</sup> )	0.03	0.14	0.078 $\pm$ 0.03	0.02	0.2	0.065 $\pm$ 0.04
Magnesium (mg.L <sup>-1</sup> ) Mg <sup>2+</sup>	21	70	38.33 $\pm$ 15.52	30	380	194.37 $\pm$ 130.26***
<b>Heavy metals</b>						
Manganese ( $\mu$ g.L <sup>-1</sup> )	1.01	8.01	3.08 $\pm$ 0.02	2.01	28.01	8.3 $\pm$ 6.6**
Copper (mg.L <sup>-1</sup> ) Cu <sup>2+</sup>	0.12	0.66	0.37 $\pm$ 0.18*	0	1.15	0.33 $\pm$ 0.24
Iron (mg.L <sup>-1</sup> ) Fe <sup>2+</sup>	0.43	2.32	0.74 $\pm$ 0.5	1.32	2.12	1.80 $\pm$ 0.24
Zinc (mg.L <sup>-1</sup> ) Zn <sup>+</sup>	0.08	0.36	0.19 $\pm$ 0.09	0.04	0.9	0.29 $\pm$ 0.27
Cadmium (mg.L <sup>-1</sup> ) Cd <sup>+</sup>	0.02	0.067	0.036 $\pm$ 0.017**	0.002	0.04	0.019 $\pm$ 0.013**
Lead (mg.L <sup>-1</sup> ) Pb <sup>2+</sup>	0.75	2.12	1.37 $\pm$ 0.43	0.51	1.84	1.00 $\pm$ 0.42

Using the Anova test and T-Test: \*indicates that temporal variations are significant (p < 0.05), \*\* high significant difference (p<0.01) and \*\*\* highly significant difference (P < 0.001)

During the rearing period, nine parameters (pH, turbidity, hardness CaCO<sub>3</sub>, phosphate, Calcium, Magnesium, Manganese, and Cadmium) were significantly different (p < 0.05) (Table 4). The application of the Kruskal-Wallis test to compare physicochemical parameters and heavy metals in water showed that there were significant intersite differences for pH, salinity, conductivity, CaCO<sub>3</sub>, Calcium, Iron, Magnesium, Manganese and Cadmium (Fig. 2).

The water temperature values varied between 16.60  $\pm$  5.80 $^{\circ}$ C in LSMB and 16.63  $\pm$  5.11 $^{\circ}$ C in LST with a maximum value of 30.2 $^{\circ}$ C recorded at LSMB. However, they presented seasonal fluctuations with values ranging from 5 to 6 $^{\circ}$ C in winter and 26.6 and 30.2 $^{\circ}$ C in summer. The waters of the two lakes were colored green, indicating the presence of Cyanobacteria. Regarding pH, the analytical data revealed a difference in mean values in the two sites (F = 17.22 df = 19, p = 0.000). The average values were around 7.89  $\pm$  0.31 in LSMB and 8.44  $\pm$  0.40 in LST (Fig. 2). Dissolved Oxygen levels revealed similar means between the two sites, ranging from 6.10  $\pm$  1.24 mg L<sup>-1</sup> to 6.6  $\pm$  1.14 mg L<sup>-1</sup> at LSMB and LST, respectively. Mean values of turbidity were in the order of 40.54  $\pm$  39.748 NTU at LST and 54.08  $\pm$  52.31 NTU at LSMB.

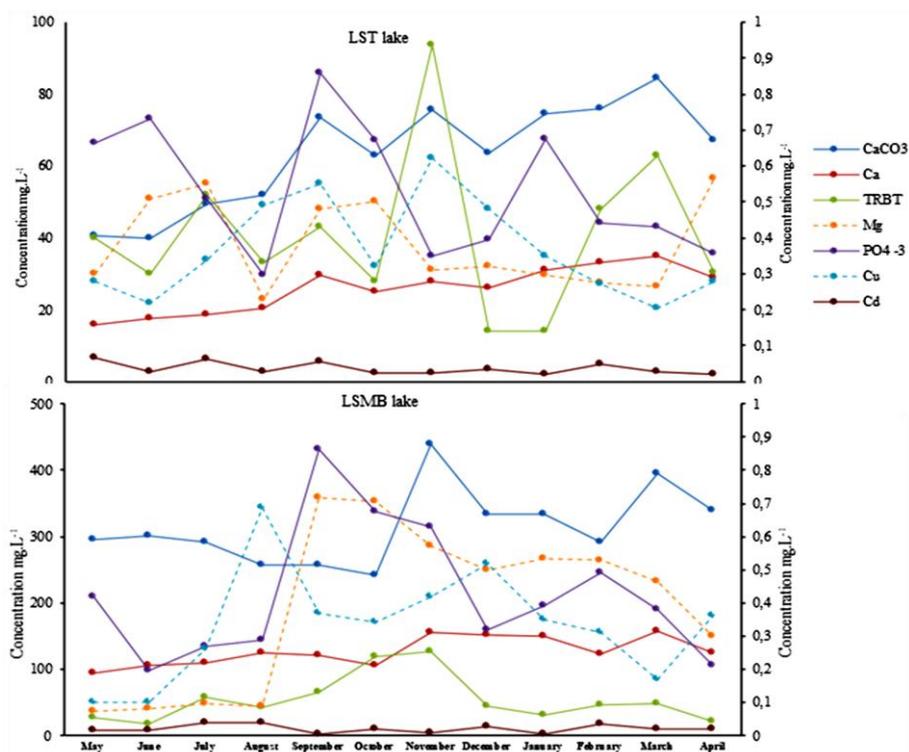


**Figure 2.** Variation of physicochemical parameters and heavy metals in lake Lalla Setti and lake Sidi M'hamed Benali. Letters a and b indicate that intersite variation is significant at  $p < 0.05$ , using the Kruskal-Wallis test. Boxplots labeled with the same letter are not significantly different at  $p > 0.05$ . Mean values  $\pm$  SE,  $n=12$

The highest average values were recorded during the winter with a maximum of 220 NTU at LSBM and 135 NTU at LST. The spring period was characterized by a 5-NTU reduction compared to winter for both lakes. Kruskal-Wallis test revealed a variation of salinity between the two sites ( $F = 3639$ ,  $df = 11,01$ ,  $p = 0,000$ ) (Fig. 2); the mean value of salinity was  $1.35 \pm 0.07$  in LSMB and zero in LST. The waters of LSMB were less mineralized than those of LST, which were moderately mineralized. Conductivity results showed that the average values varied from  $1.35.95 \pm 0.07$   $mS.cm^{-1}$  at LST to  $0.31 \pm 0.01$   $mS.cm^{-1}$  at LSMB, a very high significant difference was noted between two sites ( $F = 3132$ ,  $df = 11.1$ ,  $p = 0.000$ ). We found that the concentrations of nutritional salts are similar at both sites except for Calcium and phosphate. The results found showed that the major calcareous element was calcium bicarbonate, whose values varied from 174 to 480  $mg.L^{-1}$  at LSBM. All the values of the conductivities found in LST (between 0.31 and 0.6  $mS.cm^{-1}$ ) were lower than the values noted in LSMB (between 2.5 and 3), indicating that water is poorly mineralized in the first and moderately in the second lake. Conductivity results showed that the mean values ranged from  $1.35.95 \pm 0.07$   $mS.cm^{-1}$  at LST to  $0.31 \pm 0.01$   $mS.cm^{-1}$  at LSMB. A very high significant difference is noted between two sites ( $F = 3132$ ,  $df = 11.1$ ,  $p = 0.000$ ).

We noted that nutritional salt concentrations were similar in the two sites except for Calcium and Phosphate (Fig. 2). The results show that the major calcareous element was calcium bicarbonate, varied from 174 to 480  $mg.L^{-1}$  at LSBM; these high values can be explained by the calcareous nature of the soil of that study region. The maximum seasonal values were registered in autumn; however, the lowest mean values were recorded in spring. However, at LST, the mean value does not exceed 86  $mg.L^{-1}$ , the high difference is noted between the two sites ( $F = 213$ ,  $df = 12.42$ ,  $p < 0,001$ ). The box plots (Fig. 2) clearly show that the variation in Calcium at the two sites was almost the same as the Hardness  $CaCO_3$  ( $F = 239.7$ ,  $df = 12, 84$ ,  $p < 0.001$ ). The values of phosphorus and nitrates are high in the two lakes, but they are more important at LST. The average values for  $NO_2$ , are in the order of  $4.35 \pm 4.79$  at LST and  $2.29 \pm 1.73$   $mg.L^{-1}$  at LSMB and for phosphate  $PO_4$ ,  $0.43 \pm 0.23$  at LST and  $0.53 \pm 0.2$   $mg.L^{-1}$  at LSMB. Their concentrations varied throughout the year: Spring was characterized by the lowest values and the highest values were in autumn (Fig. 3). Nitrites were detected in the waters of the two lakes, had very low levels, and were below normal ( $0.1$   $mg.L^{-1}$ ) most of the time. The average nitrite values recorded were low in both lakes, in the range of  $0.07$   $mg.L^{-1} \pm 0.031$  at LST and  $0.06$   $mg.L^{-1} \pm 0.031$  at LSMB. However, maximum values of more than  $0.1$   $mg.L^{-1}$  were recorded during the autumn months. This alteration of the quality of water by nitrogen compounds and phosphorus could be attributed to the natural degradation of organic matter or nitrogen and phosphorus fertilizers from neighboring agricultural fields.

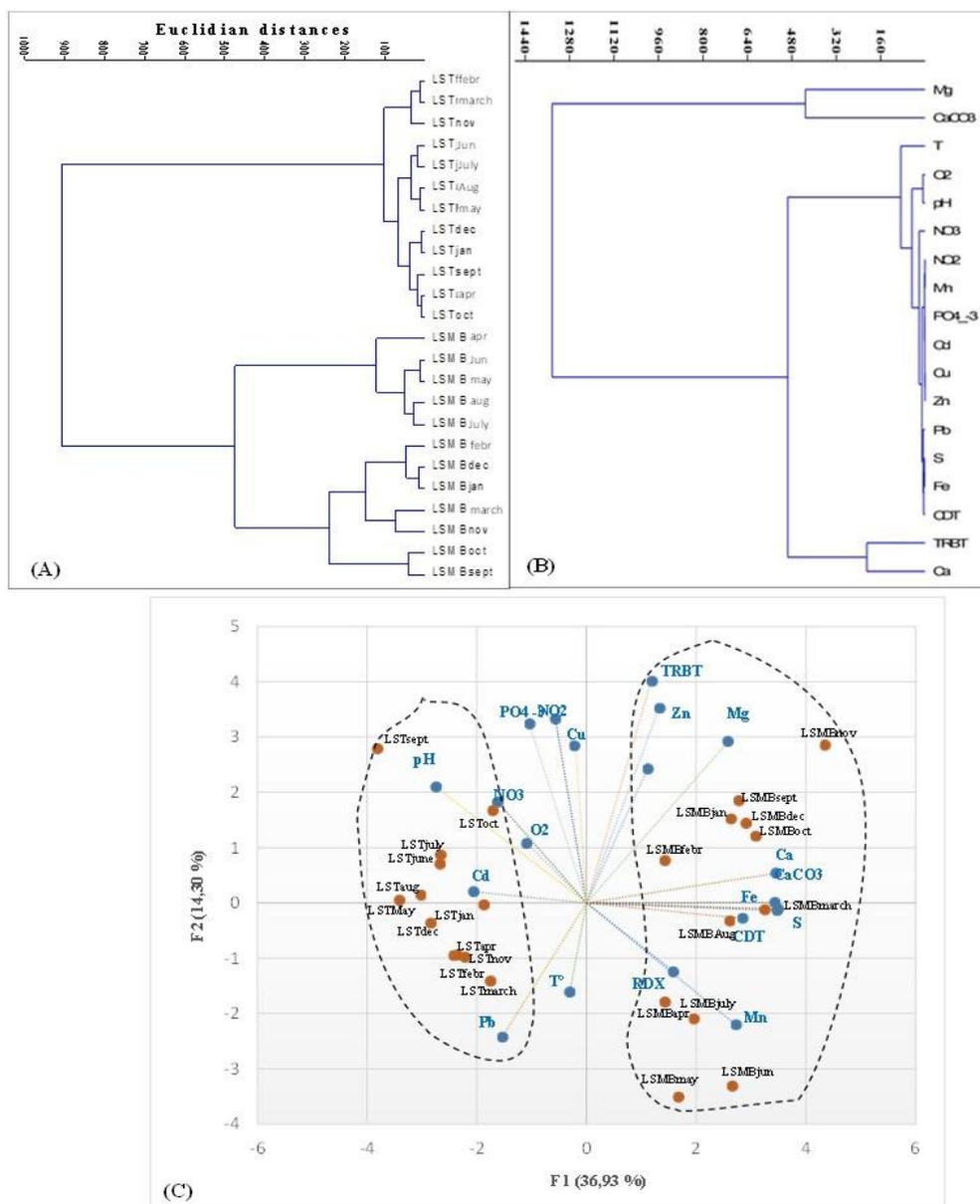
The concentration of magnesium was low at LST, between 21 and 70  $mg.L^{-1}$ , with small variation during the year (Fig. 3). However, the highest and lowest concentrations were recorded in LSBM, in the order of 380  $mg.L^{-1}$  during the winter and 30  $mg.L^{-1}$  during the spring, with an annual average of 194.37  $mg.L^{-1}$  (Table 3). Regular variations of annual averages occurred at two sites which appeared to have increased greatly at LSBM ( $F = 18.84$ ,  $df = 11.23$ ,  $p = 0.001$ ). The values of Manganese at LST fluctuated between a minimum of 1.01  $\mu g.L^{-1}$  during autumn and a maximum of 8.01  $\mu g.L^{-1}$  during winter with an annual average of 3.08  $\mu g.L^{-1}$ . At LSBM, it attained its minimum of 2.01  $\mu g.L^{-1}$  during winter, tended to increase during spring, and reached a maximum value of 28.01  $\mu g.L^{-1}$  during summer, with an annual average of  $83 \pm 6.6$   $\mu g.L^{-1}$ . A significant difference is noted between the two study sites ( $F = 7.94$ ,  $df = 12.57$ ,  $p = 0.014$ ).



**Figure 3.** Temporal pattern variation of the physicochemical parameters of water during the studied period in lake Lalla Setti and lake Sidi M'Hamed Benali. Plots correspond to variation in average monthly concentrations of hardness ( $\text{CaCO}_3$ ), Calcium (Ca), turbidity (TRBT), and Magnesium (Mg) (left Y-axis) and variation in average monthly concentrations of total Phosphate ( $\text{PO}_4$ ), Copper (Cu) and Cadmium (Cd) (right Y-axis)

With regard to TMR in water, the mean Cu concentrations of the two sites ranged from  $0.37 \pm 0.02 \text{ mg.L}^{-1}$  at LST to  $0.33 \pm 0.24 \text{ mg.L}^{-1}$  at LSMB. The mean Zn concentrations were between  $0.19 \pm 0.09 \text{ mg.L}^{-1}$  at LST and  $0.29 \pm 0.27 \text{ mg.L}^{-1}$  at LSMB; they reached their maximum values in winter with  $0.36 \text{ mg.L}^{-1}$ . Iron concentrations ranged from  $0.42$  to  $2.32 \text{ mg.L}^{-1}$ , with an average of  $0.74 \pm 0.5 \text{ mg.L}^{-1}$  at LST from a higher concentration in LSMB where the mean values reached  $1.80 \pm 0.24 \text{ mg.L}^{-1}$ . A significant difference of means is noted between the two sites ( $F = 39.64$ ,  $df = 15.72$ ,  $p = 0.003$ ) (Fig. 2). For Pb and Cd, the concentrations were above the tolerated concentrations in water. The highest Cadmium average was noted at LST (Table 4), a minimum of  $0.02 \text{ mg.L}^{-1}$  was estimated during winter and a maximum of  $0.19 \text{ mg.L}^{-1}$  during spring, thus indicating temporal and intersite variation ( $F = 7.14$ ,  $df = 20.48$ ,  $p = 0.013$ ). During the period of study, Cd concentrations averaged  $0.036 \text{ mg.L}^{-1}$  in LST and  $0.019 \text{ mg.L}^{-1}$  in LSMB above the allowable limits, with a range of  $0.002\text{--}0.06 \text{ mg.L}^{-1}$ . In LST, the lowest concentration was  $0.02 \text{ mg.L}^{-1}$  in September and October 2017 and the peak concentration was in February 2018 ( $0.06 \text{ mg.L}^{-1}$ ). In LSMB, the lowest concentration was  $0.02 \text{ mg.L}^{-1}$  in March 2017, and the highest concentration was  $0.038 \text{ mg.L}^{-1}$  in February, July, and August 2017 (Fig. 3). Important variation is noted in each lake (Fig. 2), Cd concentration was above the safety standard probably because of spraying agrochemicals rich in Cd compounds which eventually enter the water and increase the concentration.

A Principal Component Analysis (PCA) was performed, whose matrix is a crossing of the set of variables selected (20 physicochemical parameters and twelve months for the two lakes). The two first axis explained 51.23% of the total variation estimated in all grouped variables, with PC1 including 36.93% of the total estimated variation and PC2 with 14.30%. Characteristics of each PC were determined based on estimated factor loadings. PC1 was related to Ca, CaCO<sub>3</sub>, salinity, conductivity, and Iron, PC2 referred to turbidity and Mn. To better understand the overall variability of the tested parameters, the recorded data were submitted to hierarchical cluster analysis (HCA, Figs. 4A and 4B).



**Figure 4.** Statistical analysis of the environmental variables in the two lakes (LST and LSMB) by month: (A) and (B) show hierarchical ascending classification of sampling sites according to the monthly variation of the measured parameters (rows and columns, respectively); (C) PCA plot showing the position of samplings (red color) in relation to the physicochemical characteristics and heavy metals of water (blue color), with the ellipses corresponding to sites of the two lakes

The analysis of Euclidean distances through the HCA and the PCA revealed different physicochemical conditions in the two lakes (*Fig. 4*) with temporal variation. On axis 1, the Group constructed from six parameters (Ca, CaCO<sub>3</sub>, CDT, salinity, and Iron on positive coordinates and Cd on negative coordinates) is the most significant in the segregation between the physicochemical conditions of the two lakes studied. The alkalinity, hardness, ionic charge, and iron at LSMB were more accentuated while LST is marked by a significantly higher Cd concentration. The column points (months) are distributed on axis 2 according to the importance of the parameters turbidity and Mg (positive coordinates) and Pb and Mn (negative coordinates). The dry period (i.e., May to August) was characterized by lower values of CaCO<sub>3</sub>, Ca, and Mn but greater values of turbidity, Mg, and phosphate were associated with the spring period. Thus, two periods were distinguished, and the main differences were observed between summer and the rest of the year (*Figs. 3 and 4*).

According to *Figure 4*, at LST, the months of September, October, and November are marked by an increase in nitrate concentrations and pH, and the months of February, March, and April are marked by an increase in lead concentrations. During the autumn months, water turbidity and magnesium reached maximum values in LSMB but the summer months were marked by high manganese concentrations. High concentrations of physicochemical parameters (conductivity, hardness, Calcium, Magnesium, nitrates, and nitrites) and heavy metals (Iron and Lead) are the principal sources of the degradation of the water quality in the two lakes. However, most water quality parameters do not exceed acceptable limits, especially in LST (Rodier et al., 2009).

Use of pesticides in agricultural land adjacent to the two lakes, water coming from the Mekerra River (enriched by the inflow of sewage and drainage systems), the dissolution of the organic matter coming from the banks of the lakes, and the transport of agricultural residues and animal excrement are the main causes of water pollution in these lakes. Thus, the pollution threat in these lakes includes agricultural and domestic sources. These results corroborate with those of El Badaoui et al. (2015); Bouslah et al. (2017); Hamil et al. (2018); Chiali and Cherifi (2019). Around the lakes, runoff from cereal crop fields leads to contamination by excess fertilizers and pesticides). Thus, the lakes receive various pollutants from their catchment areas and particularly the Mekerra Wadi which has become an open sewer (Boudiffa, 1993).

The values of the means of the physicochemical parameters established in LSMB by Chiali and Cherifi (2019) are slightly different from those of our study: We note a rise in temperature of 1 degree and a decrease of phosphate and nitrate, respectively 0.265 mg and 1.03 mg; these results suggest the phenomenon of self-purification of lakes. The waters of both lakes are turbid and have low oxygen concentrations. The highest turbidity values were recorded during the winter season for both lakes, a result that is inconsistent with that of Lake Tonga (Naili et al., 2021), where extreme turbidity values were recorded during summer. According to Lamizana-Diallo et al. (2008), dissolved oxygen is involved in the respiration of aquatic organisms, the degradation of pollutants, and the abundance of water turbidity favoring the reduction of luminosity and photosynthetic phenomena. Thus, the low oxygen values are the reason for the high turbidity and the eutrophication of both lakes, a phenomenon already observed in Lake Tonga by Naili et al. (2021).

The PCA revealed the direct correlation between CaCO<sub>3</sub> and Calcium responsible for the hardness of the waters of the two lakes, a result already mentioned in some other Algerian lakes (Touhari et al., 2015; Bouslah et al., 2017). The sediments of the LSMB consist mainly of ancient calcareous alluvial deposits, which may explain the high

concentrations of CaCO<sub>3</sub> and Calcium (El Badaoui et al., 2015). The survey conducted by El Badaoui et al. (2015) showed that the water in the LSMB had slight inorganic pollution, however, our results show a more pronounced degradation of the water characterized by high levels of conductivity, hardness (Ca, CaCO<sub>3</sub>, and Mg), nitrates, nitrites, Lead, and Iron. In LST, deterioration of the quality water is mainly linked to total phosphates, nitrates, and Lead which could be related to the use of paint, fertilizers, and pesticides. According to Hinesly and Jones (1990), in surface waters, phosphorus concentrations exceeding 0.05 mg.L<sup>-1</sup> may cause eutrophic conditions; the high phosphorus concentration in LSMB may explain in part the proliferation of *Stuckenia pectinata* algae which causes eutrophication. Moreover, nitrates were toxic to most freshwater invertebrates (Camargo et al., 2005).

## Conclusion

Benthic macroinvertebrate data reflected that both lakes are undergoing ecological degradation. This degradation is indicated by reduced taxa richness, diversity, regularity, and presence of pollution-tolerant benthic macroinvertebrates, generally taxa undemanding and with a wide ecological range tolerance. The ecological status of Lake Sidi M'hamed Benali has been degraded because it receives direct urban wastewaters containing various contaminants. Physicochemical variables related to agricultural activities were present in higher concentrations in touristic Lake Lalla Setti. PCA revealed that physicochemical variables associated with pollution, such as conductivity, hardness, nitrates, Lead, and Iron significantly deteriorate aquatic ecological status and negatively affect benthic macroinvertebrate assemblages. The degradation of the ecological status of lakes is likely to increase in the future with increasing human activities and global warming. Therefore, information derived from this study can be a baseline of data for sensitizing local authorities in managing surface water pollution. Algeria lacks adequate scientific facilities to assess the aquatic health of freshwaters and the use of benthic macroinvertebrates remains a rather inexpensive tool. The use of these bioindicators could be the best option because of their efficiency and reliability.

**Acknowledgments.** We thank Dr. J. C. Morse (Clemson University) for his valuable assistance and availability. We are grateful to Dr Boukli-Hacene S. and Dr Benhadji N. (University of Tlemcen) that provided valuable assistance in the identification of specimens Coleoptera and Ephemeroptera respectively. We also thank the editor and the reviewers for any possible positive and constructive comments that will help us improve this work.

**Competing interests.** The authors declare no competing interests.

**Data availability statement.** The biological material and all the data generated and analyzed during the current study remain available from authors on request.

**Funding Statement.** This study was funded by the Directorate-General for Scientific Research and Technological Development (DGRSDT) Algeria.

**Declaration of Author Contribution.** N. Senouci: Doctoral student. Substantial to data acquisition, analysis, and interpretation of data; preliminary drafting of the article (50%). S. Benmoussat–Dekkak: Junio thesard. Contribution to Data acquisition; analysis and interpretation of data; Critical review involving a significant contribution to the intellectual content of the article (20%). R. Ammouri: Doctoral student. Contribution to Data acquisition; analysis and interpretation of data (10%). K. Abdellaoui-Hassaine: thesis supervisor, guided the research work and was involved in the design of the study, the interpretation of the data, and the revision of the article. head of the research team. (20%).

## REFERENCES

- [1] AFNOR. (1992): Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). – Essai des eaux, NF T90–350: Qualité écologique des milieux aquatiques, Association Française de Normalisation, 9p.
- [2] 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>.
- [3] Arifi, K., Tahri, L., Hafiane, F. Z., Elblidi, S., Yahyaoui, A., Fekhaoui, M. (2019): Diversité des macroinvertébrés aquatiques de la retenue du barrage Sidi Mohammed Ben Abdellah à la confluence avec les eaux de l'oued Grou et bio-évaluation de la qualité de ses eaux (Région de Rabat, Maroc). – *Entomologie faunistique-Faunistic Entomology* 72: 13-20. <https://popups.uliege.be/2030-6318/index.php?id=4333>.
- [4] Aukema, B., Rieger, C. (1995): Introduction, Enicocephalomorpha, Dipsocoromorpha, Nepomorpha, Gerromorpha, and Leptopodomorpha. – *Catalogue of the Heteroptera of the Palaearctic Region 1*: 1-222.
- [5] 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>.
- [6] Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., Stribling, J. B. (1999): *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wade able Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish* (2<sup>nd</sup> ed.). – US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington DC, Report EPA 841-B-99-002.
- [7] Bebba, N., El Alami, M., Arigue, S. F., Arab, A. (2015): Etude mésologique et biotypologique du peuplement des éphéméroptères de l'oued Abdi (Algérie). – *Journal of Materials and Environmental Sciences* 6: 1164-1177. [https://www.jmaterenvironsci.com/Document/vol6/vol6\\_N4/137-JMES-1392-2015-Bebba.pdf](https://www.jmaterenvironsci.com/Document/vol6/vol6_N4/137-JMES-1392-2015-Bebba.pdf).
- [8] Bedel, L. (1895): *Catalogue raisonné des Coléoptères du Nord de l'Afrique (Maroc, Algérie, Tunisie et Tripolitaine): avec notes sur la faune des Iles Canaries et de Madère. Première partie.* – Société Entomologique de France (ed.), Paris, 420p. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.9132>.
- [9] 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(2): 186-210. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5068.2.2>.
- [10] Benhadji, N., Abdellaoui-Hassaine, K., Gattolliat, J. L., Sartori, M. (2019): Thirty years after an update to the mayflies composition in the Tafna basin (Algeria). – *Zoosymposia* 16: 22-35. <https://doi.org/10.11646/zoosymposia.16.1.6>.
- [11] Berger, W. H., Parker, F. L. (1970): Diversity of planktonic Foraminifera in deep-sea sediments. – *Science* 168: 1345–1347. <https://doi.org/10.1126/science.168.3937.1345>
- [12] Blocksom, K. A., Kurtenbach, J. P., Klemm, D. J., Fulk, F. A., Cormier, S. M. (2002): Development and evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII): for New Jersey lakes and reservoirs. – *Environmental Monitoring and Assessment* 77(3): 311-333. <https://doi.org/10.1023/A:1016096925401>.
- [13] Boix, D., Gascón, S., Sala, J., Badosa, A., Brucet, S., López-Flores, R., Martinoy, M., Gifre, J., Quintana, X. D. (2010): Patterns of composition and species richness of crustaceans and aquatic insects along environmental gradients in Mediterranean water bodies. – *Pond Conservation in Europe*, pp. 53-69. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9221-z>.
- [14] Bouchelouche, D., Saal, I., Arab, A. (2021): Study of the impact of metal and organic pollution on benthic macrofauna using multivariate analyses in coastal wetland of Reghaïa,

- Algeria. – *Environmental Science and Pollution Research* 28(34): 46816-46826. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9221-z>.
- [15] Boudiffa, H. (1993): Etude Comparative du Zooplancton de la Zone Littorale de Deux Sites de la Région de Sidi Bel Abbés: Lac Sidi M'Hamed, Benali et le Barrage Sarno. – PhD dissertation, University of Algiers, 184p.
- [16] Bouslah, S., Djemili, L., Houichi, L. (2017): Water quality index assessment of Koudiat Medouar Reservoir, northeast Algeria using weighted arithmetic index method. – *Journal of Water and Land Development* 35(1): 221. <https://doi.org/10.1515/jwld-2017-0087>.
- [17] Breitburg, D. L., Sanders, J. G., Gilmour, C. C., Hatfield, C. A., Osman, R. W., Riedel, G. F., Seitzinger, S. P., Seitzinger, S. P. (1999): Variabilité des réponses aux nutriments et aux oligo-éléments, et transmission des effets des facteurs de stress à travers un réseau trophique estuarien. – *Limnologie et Océanographie* 44: 837-863. [https://doi.org/10.4319/lo.1999.44.3\\_part\\_2.0837](https://doi.org/10.4319/lo.1999.44.3_part_2.0837).
- [18] Camargo, J. A., Alonso, A., Salamanca, A. (2005): Nitrate toxicity to aquatic animals: A review with new data for freshwater invertebrates. – *Chemosphere* 58(9): 1255-1267. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.044>.
- [19] Charni, M., Harrath, A. H., Sluys, R., Tekaya, S., Zghal, F. (2004): La planaire d'eau douce *Dugesia sicula* Lepori, 1948 (Platyhelminthes, Tricladida): en Tunisie: Écologie, caryologie et morphologie. – *Hydrobiologie* 517: 161-170. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000027344.07747.f7>.
- [20] Chiali, A., Cherifi, K. (2019): Dynamique du zooplancton en relation avec les caractéristiques environnementales du lac Sidi M'hamed Benali, Algérie nord occidentale. – *Afrique Science* 15(4): 306-316.
- [21] Correa-Araneda, F., Díaz, M. E., Ovalle, K., Encina-Montoya, F., Urrutia, R., Figueroa, R. (2014): Benthic macroinvertebrate community patterns of Mediterranean forested wetlands and their relation with changes in the hydroperiod. – *Limnetica* 33(2): 361-374. <https://doi.org/10.23818/limn.33.28>.
- [22] Dejoux, C., Wasson, J. G. (1990): La faune benthique de quelques lacs d'altitude des Andes boliviennes. – Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-mer (ORSTOM), Paris, 34p.
- [23] Djamai, S., Mimeche, F., Bensaci, E., Oliva-Paterna, F. J. (2019): Diversity of macroinvertebrates in Lake Tonga (northeast Algeria). – *Biharean Biologist* 13(1): 8-11. [http://biozoojournals.ro/bihbiol/cont/v13n1/bb\\_e181205\\_Djamai.pdf](http://biozoojournals.ro/bihbiol/cont/v13n1/bb_e181205_Djamai.pdf).
- [24] 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>.
- [25] Du Chatenet, G. (2005): Coléoptères d'Europe, Carabes, Carabiques et Dytiques. Tome 1. Adepaga. – Nature Art Planete (NAP): Éditions, Verrieres le Buisson, France, 359p.
- [26] El Badaoui, N., Amar, Y., Justo, C. J., Djahed, B., Ammar, H., Benosman, R., Thomé, J. P. (2015): Assessment of pollution in Sidi M'Hamed Benali Lake (Algeria): based on bioindicators and physicochemical parameters. – *Iranica Journal of Energy and Environment* 6(4): 308-315. <https://doi.org/10.5829/idosi.ijee.2015.06.04.09>.
- [27] Free, G., Solimini, A. G., Rossaro, B., Marziali, L., Giacchini, R., Paracchini, B., Cardoso, A. C. (2009): Modelling lake macroinvertebrate species in the shallow sublittoral: Relative roles of habitat, lake morphology, aquatic chemistry, and sediment composition. – *Hydrobiologia* 633(1): 123-136. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9869-7>.
- [28] 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. – 2<sup>nd</sup> ed., Deborah Chapman (ed.). E and FN Spon, New York.
- [29] Garrido, M., Lafabrie, C., Torre, F., Fernandez, C., Pasqualini, V. (2013): Resilience and stability of *Cymodocea nodosa* seagrass meadows over the last four decades in a

- Mediterranean lagoon. – *Estuarine, Coastal, and Shelf Science* 130: 89-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.05.035>.
- [30] Guerold, F. (2000): Influence of taxonomic determination level on several community indices. – *Water Research* 34(2): 487-492. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(99\)00165-7](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(99)00165-7).
- [31] Guézo, N. C., Fiogbé, E. D., Kouamelan, P. E., Bokossa, H. K. J., Assogba, V. A., Ouattara, A. (2019): Effects of water hyacinth *Eichhornia crassipes* (Mart.): Solms-Laubach treatment with sodium chloride on aquatic biological communities of a semi-artificial system. – *Journal of Materials and Environmental Science* 10(10): 958-965. <https://doi.org/10.4000/vertigo.34850>.
- [32] Guignot, F. (1947): Faune de France, 48: Les Coléoptères Hydrocanthares. – P. Lechevalier, Paris, 294p.
- [33] Hamil, S., Arab, S., Chaffai, A., Baha, M., Arab, A. (2018): Assessment of surface water quality using multivariate statistical analysis techniques: A case study from Ghrib dam, Algeria. – *Arabian Journal of Geosciences* 11: 1-14. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4102-5>.
- [34] Harding, W. R., Wright, S. (1999): Premiers résultats concernant les changements dans la composition et l'abondance du phyto et du zooplancton à la suite du rabattement temporaire et du remplissage d'un lac côtier sud-africain peu profond et hypertrophique. – *Gestion des lacs et des réservoirs* 15(1): 47-53. <https://doi.org/10.1080/07438149909353951>.
- [35] Heino, J., Alahuhta, J., Bini, L. M., Cai, Y., Heiskanen, A. S., Hellsten, S., Kortelainen, P., Kotamäki, N., Tolonen, K. T., Vihervaara, P., Vilmi, A., Angeler, D. G. (2021): Lakes in the era of global change: Moving beyond single-lake thinking in maintaining biodiversity and ecosystem services. – *Biological Reviews* 96(1): 89-106. <https://doi.org/10.1111/brv.12647>.
- [36] Hellawell, J. M. (1986): Biological indicators. – In: Hellawell, J. M. (ed.) *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Pollution Monitoring Series, Springer, Dordrecht, pp. 45-77. [https://doi.org/10.1007/978-94-009-4315-5\\_3](https://doi.org/10.1007/978-94-009-4315-5_3).
- [37] Hilsenhoff, W. L. (1988): Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. – *Journal of the North American Benthological Society* 7(1): 65-68. <https://doi.org/10.2307/1467832>.
- [38] Hinesly, T. D., Jones, R. L. (1990): Phosphore dans les eaux issues des lysimètres de boues d'épuration amendées. – *Pollution de l'Environnement* 65(4): 293-309. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(90\)90122-s](https://doi.org/10.1016/0269-7491(90)90122-s).
- [39] 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>.
- [40] Hornung, J. P., Rice, C. L. (2003): Odonata and wetland quality in Southern Alberta, Canada: A preliminary study. – *Odonatologica* 32(2): 119-129.
- [41] Houghton, D. C. (2015): Delineation and characterization of Michigan, USA, caddisfly (Insecta: Trichoptera): biodiversity and comparison with Minnesota. – *Journal of Freshwater Ecology* 30: 525-542. <https://doi.org/10.1080/02705060.2014.1002544>.
- [42] 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>.
- [43] Hynes, H. B. N. (1970): *The Ecology of Running Waters*. – Liverpool University Press, Liverpool, 555p. <https://doi.org/10.4319/lo.1971.16.3.0593>.
- [44] James, M. R., Weatherhead, M., Stanger, C., Graynoth, E. (1998): Macroinvertebrate distribution in the littoral zone of Lake Coleridge, South Island, New Zealand-effects of habitat stability, wind exposure and macrophytes. – *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 32(2): 287-305. <https://doi.org/10.1080/00288330.1998.9516826>.

- [45] 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, pp. 205-225.
- [46] Kaboré, I., Ouédraogo, I., Tampo, L., Ouéda, A., Moog, O., Guenda, W., Melcher, A. H. (2016): Composition and dynamic of benthic macroinvertebrates community in semi-arid area rivers of Burkina Faso (West Africa). – *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 10(4): 1542-1561. <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v10i4.8>.
- [47] Karr, J. R., Chu, E. W. (1999): *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. – Island Press, Washington, D.C., 206p.
- [48] Kerfouf, A., Hamel, L., Benabi, F., Charif, K. (2008): Dynamique de la reproduction du zooplancton du lac Sidi M'hamed Benali. – *Revue d'Écologie et Environnement*, Numéro special, pp. 65-71.
- [49] 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. DOI: 10.13057/biodiv/d240131.
- [50] La Notte, A., Maes, J., Grizzetti, B., Bouraoui, F., Zulian, G. (2012): Spatially explicit monetary valuation of water purification services in the Mediterranean bio-geographical region. – *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 8(1-2): 26-34.
- [51] Lamine, S. (2021): Recherche sur la faunistique, l'écologie et la biogéographie des Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères et Coléoptères Hydraenidae et Elmidae des cours d'eau de la Kabylie du Djurdjura. – Ph.D. dissertation, University Mouloud Mammeri Tizi-Ouzou, Tizi-Ouzou, Algeria.
- [52] Lamizana-Diallo, M. B., Paulin, O., Millogo-Rasolodimby, J. (2008): Interaction zones de marnage et répartition des hygrophytes le long d'un bief du Massili. – *Techniques Sciences Méthodes-Genie Urbain Genie Rural* 1: 25-36. <https://doi.org/10.1051/tsm/200801025>.
- [53] Magurran, A. (1988): *Ecological Diversity and Its Measurement*. – Princeton University Press, New York, x + 179 pp. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>.
- [54] Margalef, R. (1958): *Information Theory in Ecology*. – *Society for General Systems Research* 3: 36-71.
- [55] Martínez-Haro, M., Beiras, R., Bellas, J., Capela, R., Coelho, J. P., Lopes, I., Moreira-Santos, M., Reis-Henriques, A. M., Ribeiro, R., Santos, M. M., Marques, J. C. (2015): A review on the ecological quality status assessment in aquatic systems using community-based indicators and ecotoxicological tools: What might be the added value of their combination. – *Ecological Indicators* 48: 8-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.024>.
- [56] Metcalfe-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>.
- [57] Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C., Becares, E., Bund, W. V. D., Collings, S. E., ... Wilson, D. (2003): The determination of ecological status in shallow lakes-a tested system (Ecoframe): for implementation of the European Water Framework Directive. – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13(6): 507-549. <https://doi.org/10.1002/aqc.592>.
- [58] 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>.

- [59] 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.  
Doi: 10.15421/2021\_15.
- [60] Nalepa, T. F., Fanslow, D. L., Pothoven, S. A., Foley III, A. J., Lang, G. A. (2007): Long-term trends in benthic macroinvertebrate populations in Lake Huron over the past four decades. – *Journal of Great Lakes Research* 33(2): 421-436. doi.org/10.3394/0380-1330(2007)33[421:ltibmp]2.0.co;2.
- [61] Norris, R. H., Georges, A. (1993): Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. – Chapman and Hall, New York, pp. 234-286. DOI: 10.15421/2021\_15.
- [62] 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>.
- [63] Pérez-Bilbao, A., Benetti, C. J., Garrido, J. (2013): Estudio de la calidad del agua del río Furnia (NO. España): mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos. – *Nova Acta Científica Comportelana (Biología)* 20(1): 1-9.
- [64] Perrier, R. (1927): *La Faune de France Illustrée*. – tome V, Coléoptères, 1<sup>ère</sup> partie. (ed.) Delagrave, Paris.
- [65] Perrier, R. (1930): *La Faune de France Illustrée*. – tome VI, Coléoptères, 2<sup>ème</sup> partie. (ed.) Delagrave, Paris.
- [66] Piélou, E. C. (1966): The measurement of diversity in different types of biological collections. – *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0).
- [67] Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., Brunet, R., Mialocq, J. C., Leroy, P. (2009): L'analyse de l'eau. *Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. – Dunod (ed.), Paris, pp. 564-571.
- [68] Schartau, A. K., Moe, S. J., Sandin, L., McFarland, B., Raddum, G. G. (2008): Macroinvertebrate indicators of lake acidification: Analysis of monitoring data from UK, Norway and Sweden. – *Aquatic Ecology* 42(2): 293-305. <https://doi.org/10.1007/s10452-008-9186-7>.
- [69] Schröter, M., Barton, D. N., Remme, R. P., Hein, L. (2014): Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. – *Ecological Indicators* 36: 539-551. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.018>.
- [70] Sellam, N., Viñolas, A., Zougaghe, F., Moulai, R. (2019): Assessment of the physicochemical and biological quality of surface waters in arid and semi-arid regions of Algeria (North-Africa). – *Bulletin de la Société Zoologique de France* 144: 157-178.
- [71] Shah, R. D. T., Shah, D. N., Neemann, H. (2011): Development of a macroinvertebrate-based Nepal Lake Biotic Index (NLBI): An applied method for assessing the ecological quality of lakes and reservoirs in Nepal. – *International Journal of Hydrology Science and Technology* 1(1-2): 125-146. <https://doi.org/10.1504/ijhst.2011.040744>.
- [72] Shannon, C. E., Weaver, W. (1949): *The Mathematical Theory of Communication*. – University of Illinois Press, Illinois. <https://doi.org/10.2307/3611062>.
- [73] Simpson, E. H. (1949): Measurement of diversity. – *Nature* 163: 688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>.
- [74] Slimani, N., Guilbert, E., White, J. C., Hill, M. J., Wood, P. J., Boumaïza, M., Thioulouse, J. (2022): Unravelling the environmental correlates influencing the seasonal biodiversity of aquatic Heteropteran assemblages in northern Africa. – *Limnologica* 97: 126021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.017>.
- [75] Sluys, R., Kawakatsu, M., Winsor, L. (1998): The genus *Dugesia* in Australia, with its phylogenetic analysis and historical biogeography (Platyhelminthes, Tricladida, Dugesidae). – *Zoologica Scripta* 27: 273-289. <https://doi.org/10.1111/j.1463-6409.1998.tb00461.x>.

- [76] Sterner, R. W., Keeler, B., Polasky, S., Poudel, R., Rhude, K., Rogers, M. (2020): Ecosystem services of Earth's largest freshwater lakes. – *Ecosystem Services* 41: 101046. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.101046>.
- [77] Tachet, H., Bournaud, M., Richoux, P. (1980): Introduction à l'étude des macros invertébrées des eaux douces systématique élémentaire et aperçus écologique. – Association Française de Limnologie. Université, Lyon 1., 155p.
- [78] Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P. (2000): Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie. – CNRS (ed.), 581p.
- [79] Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M. (2006): Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie. – 2<sup>ème</sup> ed. CNRS, Paris, 588p.
- [80] Touhari, F., Meddi, M., Mehaiguen, M., Razack, M. (2015): Hydrogeochemical assessment of the upper Cheliff groundwater (Northwest Algeria). – *Environmental Earth Sciences* 73: 3043-3061. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3598-6>.
- [81] Tranvik, L. J., Downing, J. A., Cotner, J. B., Loiselle, S. A., Striegl, R. G., Ballatore, T. J., Dillon, P., Finlay, K., Fortino, K., Knoll, L. B., Kortelainen, P. (2009): Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. – *Limnology and Oceanography* 54: 2298-2314. [https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6\\_part\\_2.2298](https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2298).
- [82] Vilbaste, S., Järvalt, A., Kalpus, K., Nöges, T., Pall, P., Piirsoo, K., Tuvikene, L., Nöges, P. (2016): Ecosystem services of Lake Võrtsjärv under multiple stress: A case study. – *Hydrobiologia* 780: 145-159. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2871-y>.
- [83] Wantzen, K. M., Callil, C. T., Butakka, C. M., Junk, W., Da Silva, C., Nunes da Cunha, C., Wantzen, K. (2011): Benthic invertebrates of the Pantanal and its tributaries. – In: Junk, W. J., da Silva, C. J., da Cunha, C. N., Wantzen, K. M. (ed.) *The Pantanal: Ecology, Biodiversity and Sustainable Management of a Large Neotropical Seasonal Wetland*. Pensoft Publishers, Sofia.
- [84] 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.

## ملخص

تشكل البحيرات موارد مائية ثمينة جدًا للإنسان وبيئته، لذلك من المهم تقييمها لضمان حمايتها وإدارتها المستدامة. يتطلب هذا النوع من النظام المائي اهتمامًا خاصًا لأن الماء نادر نسبيًا في هذه المناطق القاحلة. بهدف تقييم ومقارنة نوعية المياه في بحيرتين غرب الجزائر (بحيرة لالة ستي وسيدي امحمد بن علي)، تم إجراء دراسة في الفترة ما بين ماي 2017 و ماي 2018 مع الأخذ في الاعتبار التنوع البيولوجي والمقاييس الفيزيائية والكيميائية والمعادن الثقيلة. في المياه السطحية. سلطت النتائج، التي تم الحصول عليها من مجموعة مكونة من 22.013 فردًا من اللافقاريات الكبيرة، الضوء على وجود 32 عائلة و64 نوعًا من اللافقاريات حيث المجموعات المهيمنة هي *Caenidae*، و *Copepods*، و *Chironomidae*، و *Dugesia*. وكانت الأنواع الحساسة للتلوث غائبة بشكل رئيسي ووصلت الأصناف المتحملة إلى أعلى مستويات الوفرة في كلتا البحيرتين. أظهرت مؤشرات التنوع أن مجتمعات *LSMB* أكثر ثراءً في عدد الأفراد والأصناف بينما كان التنوع والتساوي أعلى في مجتمعات *LST* تشير جميع مؤشرات السلامة الحيوية إلى تدهور أكبر في جودة المياه في بحيرة *LSMB*. هاتان بحيرتان غير متجانستين وتخضعان للضغط المرتبط بعدة عوامل. تظهر المعلمات الفيزيائية والكيميائية والمعادن الثقيلة حالة بيئية مشروطة بزيادة الكالسيوم والمغنيسيوم، مما يزيد بشكل كبير من صلابة المياه. ويضاف إلى ذلك الملوثات البشرية، وخاصة النترات والرصاص، التي تتجاوز الحدود المسموح بها.

**الكلمات المفتاحية:** التنوع، الايكولوجي، الوظيفي، الرصد الحيوي، المؤشرات، تلمسان، سيدي بلعباس.

## Résumé

Les lacs constituent des ressources en eau bien précieuses pour l'homme et son environnement, il est donc important de les évaluer afin d'assurer leur protection et leur gestion durable. Ce type d'hydrosystème nécessite une attention toute particulière car l'eau est relativement rare dans ces régions arides. Dans le but d'évaluer et de comparer la qualité de l'eau de deux lacs de l'Ouest algérien (lac Lalla Setti et la Sidi M'Hamed Benali), une étude est menée entre mai 2017 et mai 2018 tenant compte de la biodiversité, les paramètres physicochimiques et les métaux lourds de l'eau de surface. Les résultats, établis à partir d'une collection de 22013 individus de macro-invertébrés a permis de mettre en évidence la présence de 32 familles et 64 taxons de d'invertébrés où les groupes dominants sont les *Caenidae*, les Copépodes, les *Chironomidae* et *Dugesia*. Les espèces sensibles à la pollution étaient principalement absentes et les taxons tolérants ont atteint des abondances les plus élevée dans les deux lacs. Les indices de diversité ont montré que les communautés de *LSMB* sont plus riches en nombre d'individus et en taxa alors que la diversité et la régularité étaient plus élevées chez les communautés de *LST*. L'ensemble des indices biotiques d'intégrité indiquent une détérioration plus importante de la qualité de l'eau dans le lac *LSMB*. Il s'agit de deux lacs hétérotrophes qui subissent des stress liés à plusieurs facteurs. Les paramètres physicochimiques et les métaux lourds montrent un état écologique conditionné par l'excès de Calcium, de Magnésium, qui augmentent considérablement la dureté de l'eau. À cela s'ajoutent des polluants anthropiques, essentiellement des nitrates et du plomb qui dépassent des seuils tolérables.

**Mots clés :** diversité, écologie, fonctionnement, Biosurveillance, Indices écologiques, Tlemcen, Sidi Bel Abbas.

## Summary

Lakes are precious water resources for mankind and the environment, so it's important to assess them to ensure their protection and sustainable management. This type of hydrosystem requires special attention, as water is relatively scarce in these arid regions. In order to assess and compare the water quality of two lakes in western Algeria (Lake Lalla Setti and Sidi M'Hamed Benali), a study was carried out between May 2017 and May 2018, taking into account biodiversity, physicochemical parameters and heavy metals in the surface water. The results, based on a collection of 2,2013 macroinvertebrate individuals, revealed the presence of 32 families and 64 taxa of invertebrates, with the dominant groups being *Caenidae*, *Copepods*, *Chironomidae* and *Dugesia*. Pollution-sensitive species were mainly absent, and tolerant taxa achieved the highest abundances in both lakes. Diversity indices showed that *LSMB* communities were richer in number of individuals and taxa, while diversity and evenness were higher in *LST* communities. The overall biotic indices of integrity indicate a greater deterioration in water quality in *LSMB* Lake. These are two heterotrophic lakes under stress from a number of factors. Physicochemical parameters and heavy metals show an ecological state conditioned by excess Calcium and Magnesium, which considerably increase water hardness. Added to this are anthropogenic pollutants, mainly nitrates and lead, which exceed tolerable thresholds.

**Keywords :** diversity, ecology, functioning, biomonitoring, ecological index, Tlemcen, Sidi Bel Abbas