

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



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

THÈSE

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

Domaine : Sciences de la Nature et de la vie. Filière : Ecologie et Environnement
Spécialité : Agro Ecologie.

Présentée par

CHAIB Sara

Intitulée

Variation intra spécifique des macroinvertébrés benthiques le long d'un gradient environnemental dans les zones humides des Hauts Plateaux de l'Est algérien (Oum El Bouaghi et Khenchela)

Soutenue le : 02/07/2025

Devant le Jury composé de :

Nom et Prénom

Grade

Mr NEDJAH Riad	Pr	Univ. de Guelma	Président
Mme BAALOU DJ Affef	Pr	Univ. de Guelma	Encadreur
Mme SEDDIK Sihem	Pr	Univ. de Souk Ahras	Examinatrice
Mr MOULAI Riad	Pr	Univ. de Bejaïa	Examinateur
Mr ROUIBI Abdelhakim	MCA	Univ. de Guelma	Examinateur

Année Universitaire : 2024/2025.



Remerciement

Je remercie *Allah* de m'avoir donné la volonté et la santé d'entamer et terminer ce travail.

Je tiens à remercier les membres de jury qui m'a fait l'honneur et le plaisir d'avoir accepté de considérer ce modeste travail, pour avoir accepté de présider le jury : Monsieur **NEDJAH Riad** Professeur à l'université de Guelma, je remercie également Madame **SEDDIK Sihem** Professeur à l'université de Souk-Ahras, Professeur **MOULAI Riad** Professeur à l'université de Bejaia et aussi Monsieur **ROUBI Abdelhakim** Maître de conférence à l'université de Guelma pour l'honneur qu'on m'a fait pour évaluer ce travail.

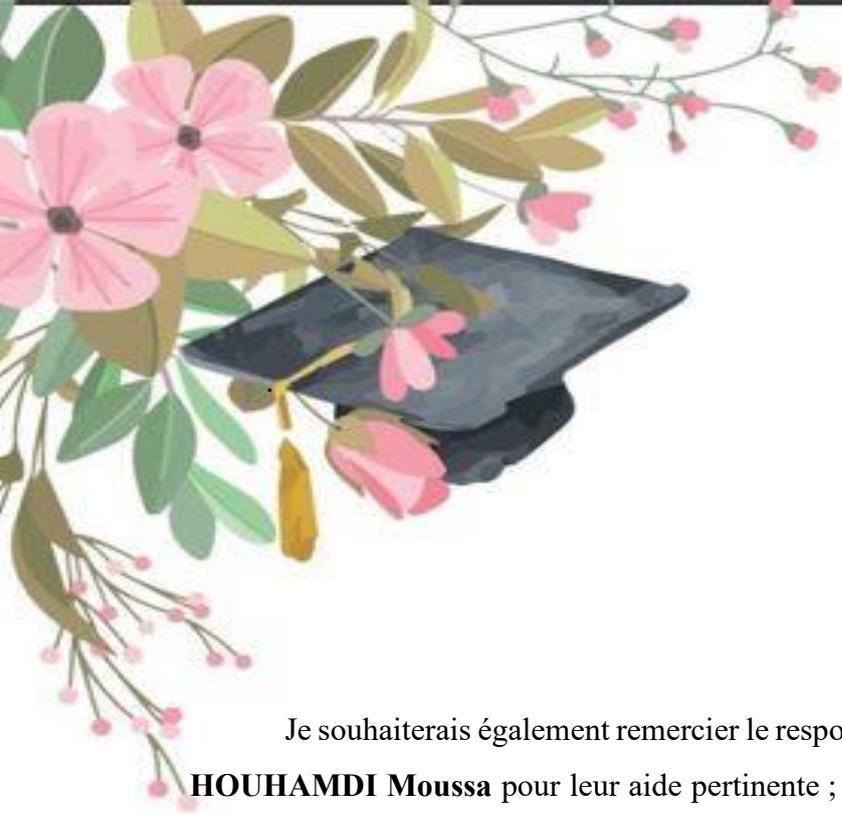
J'aimerais tout d'abord remercier ma directrice de thèse, **Mme. Dr. BAALOU DJ Affef**, pour m'avoir appris à être moins « bonne élève » et plus autonome tout au long de ce travail de recherche. Votre expertise dans le domaine a été une source d'inspiration et d'apprentissage précieuse pour moi. Votre disponibilité et votre volonté de partager vos connaissances ont grandement contribué à mon développement académique et professionnel.

Je tiens également à exprimer ma gratitude envers nos collaborateurs dans la réalisation de nos travaux de thèse tout au long ces années, **Mr. KHELIFA Rassim** et **Mr. Patricio R. De Los Ríos-Escalante**. Votre aide, vos commentaires constructifs et vos suggestions pertinentes m'ont aidé à améliorer mon travail de recherche et à élargir ma perspective sur le sujet. Je suis très reconnaissante de l'investissement que vous avez fait dans notre travail et de votre contribution à sa réussite.

La réalisation de ce projet n'aurait pas été possible sans votre expertise, vos conseils éclairés et votre dévouement constant.

Mes remerciements vont aussi aux **Professeur BEN JELLOUL Mourad** (Université de Tunis) pour m'avoir accueilli au sein de son équipe pendant ma période du stage, et **Dr. JAZIRI Brahim** (Université de Tunis) qui était une personne que je nomme « ressource » dans ma thèse. J'ai beaucoup appris à ses côtés et je lui adresse ma gratitude pour tout cela.





Je souhaiterais également remercier le responsable de la formation doctorale **Professeur HOUHAMDI Moussa** pour leur aide pertinente ; ainsi que l'ingénieure du laboratoire **Mme. ABBAS Leila** pour leur disponibilité et encouragement.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance envers ma famille, mon époux, ma belle-famille, mes amies et mes proches pour leur soutien indéfectible tout au long de cette aventure. Leur soutien moral, leurs encouragements et leur compréhension face aux exigences de cette thèse ont été d'une importance capitale pour moi.

Je souhaite exprimer ma profonde gratitude envers tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail de thèse. Votre confiance, votre expertise et votre soutien ont été des éléments essentiels de ma réussite. Je suis éternellement reconnaissante pour votre accompagnement tout au long de cette aventure.

Merci à vous tous.

Sara.





Dédicace

A ma grand-mère décédée...

Qui avait toujours été mon soutien et mon destin.



Résumé

Cette étude vise à étudier la composition des communautés de macroinvertébrés benthiques dans quatre types différents de milieux humides : écosystèmes lentiens, rivières lotiques, barrages et sebkhas (écosystèmes lentiens salés) des hauts plateaux semi-arides du Nord-Est algérien. De Janvier 2021 à Décembre 2021, des échantillons de macroinvertébrés ainsi que quelques paramètres physico-chimiques au nombre de six (06) ont été prélevés sur douze (12) sites répartis parmi ces habitats. Les résultats montrent que la nature lentic-lotique des habitats est le principal facteur influençant la composition des communautés d'invertébrés. Par rapport aux sebkhas et aux barrages, les écosystèmes lentiens ont une plus grande richesse spécifique. Une analyse multidimensionnelle non métrique révèle un chevauchement important dans la composition des communautés entre les écosystèmes lentiens et lotiques. L'analyse de redondance a mis en évidence que les principaux facteurs qui ont déterminé l'organisation de la communauté étaient le pH et la vitesse de l'eau. Spécifiquement la vitesse de l'eau ($F_{1,8} = 3.22$, $P = 0.002$) et le pH ($F_{1,8} = 4.15$, $P = 0.001$) ont été cruciales pour distinguer les communautés lotiques vis-à-vis de celle des barrages, lentiens et sebkhas. L'organisation des communautés de macroinvertébrés dans les zones humides semi-arides d'Afrique du Nord, fortement impactées par l'activité humaine, est mieux comprise grâce à cette étude.

Mots clés : Écosystèmes semi-arides, Afrique du Nord, Macroinvertébrés benthiques, Zones humides, Ecosystèmes lentiens et lotiques, Richesse spécifique, Analyse multidimensionnelle non métrique (NMDS),

Abstract

This study aims to investigate the composition of benthic macroinvertebrate communities in four different kinds of wetlands: lentic rivers, lotic rivers, dams, and sebkhas (lentic salty water bodies) of the semi-arid highlands of northeastern Algeria. From January 2021 to December 2021, samples of macroinvertebrates as well as some physicochemical parameters numbering six (06) were taken from twelve (12) sites distributed among these habitats. The results show that the lentic-lotic nature of the habitats is the main factor influencing the composition of invertebrate communities. Compared to sebkhas and dams, lentic rivers have a higher specific richness. A non-metric multidimensional analysis reveals a significant overlap in the composition of communities between lentic and lotic rivers. Redundancy analysis emphasized that the main factors that determined community organization were pH and water velocity. Specifically, water velocity ($F_{1,8} = 3.22$, $P = 0.002$) and pH ($F_{1,8} = 4.15$, $P = 0.001$) played a key role in distinguishing communities from lotic sites compared to dam, river, lentic and sebkha sites. The organization of macroinvertebrate communities in semi-arid wetlands in North Africa that are heavily impacted by human activity is better understood thanks to this study.

Keywords: Semi-arid ecosystems, North Africa, Benthic macroinvertebrates, Wetlands, Lentic and lotic ecosystems, Species richness, Non-metric multidimensional analysis (NMDS),

ملخص

تهدف هذه الدراسة إلى التحقيق في تكوين مجتمعات اللاقاريات الكبيرة القاعية في أربعة أنواع مختلفة من الأراضي الرطبة: الأنهار الراكدة والأنهار الجارية والسدود والسبخات (المسطحات المائية المالحة) للمرتفعات شبه القاحلة في شمال شرق الجزائر. من يناير 2021 إلى ديسمبر 2021، تم أخذ عينات من اللاقاريات الكبيرة وكذلك تم أخذ ستة (06) معايير فيزيائية وكيميائية من اثني عشر (12) موقعًا موزعة بين هذه البيئات. تظهر النتائج أن طبيعة المياه الراكدة لهذه البيئات هي العامل الرئيسي الذي يؤثر على تكوين مجتمعات اللاقاريات. مقارنة بالسبخات والسدود. يكشف التحليل غير المتري متعدد الأبعاد عن تداخل كبير في تكوين المجتمع بين الأنهار الراكدة والأنهار الجارية. أظهر تحليل التكرار أن العوامل الرئيسية التي تحدد تنظيم المجتمع هي الأس الهيدروجيني وسرعة الماء. على وجه التحديد، كانت سرعة الماء ($F_{1.8} = 3.22$ ، $P = 0.002$) و ($P = 0.001$) pH حاسمة للتمييز بين المجتمعات مائية الجارية وتلك الموجودة في السدود والبيئة الراكدة والسبخات. يتم فهم تنظيم مجتمعات اللاقاريات الكبيرة في الأراضي الرطبة شبه القاحلة في شمال إفريقيا، والتي تتأثر بشدة بالنشاط البشري، بشكل أفضل بفضل هذه الدراسة.

الكلمات المفتاحية: النظم الإيكولوجية شبه القاحلة، شمال أفريقيا، اللاقاريات الكبيرة القاعية، الأراضي الرطبة، البيئات الجارية والراكدة، ثراء الأنواع، التحليل المتعدد الأبعاد غير المتري

Table des matières

Remerciement

Dédicace

Résumé

Absract

ملخص

Liste des figures

Liste des photos

Liste des images

Liste des tableaux

<u>Introduction :</u>	1
<u>Description de la zone d'étude :</u>	3
<u>Délimitation de l'aire d'étude :</u>	3
<u>Description de la wilaya de Khenchela :</u>	3
<u>Description de la wilaya d'Oum El Bouaghi :</u>	5
<u>Caractérisation de la zone d'étude :</u>	6
<u>Description des sites d'études :</u>	7
<u>Situation climatique :</u>	11
<u>Matériel et méthodes :</u>	13
<u>Objectif :</u>	13
<u>Critères du choix des stations :</u>	13
<u>Matériels utilisés :</u>	13
<u>Protocole d'échantillonnage :</u>	14
<u>Echantillonnage de la faune :</u>	14
<u>Mesure des paramètres physicochimiques :</u>	14
<u>Analyse statistique :</u>	14

<u>Chapitre 01 : Ecologie des zones humides.</u>	16
<u>Généralités sur les macroinvertébrés:</u>	16
<u>Biotope des macroinvertébrés :</u>	17
Bioindication chez les <u>macroinvertébrés</u>	18
<u>Effets anthropiques sur les macroinvertébrés :</u>	19
<u>Résultats :</u>	21
<u>Etude de la variabilité spatiale des peuplements de MIB :</u>	21
<u>Description des peuplements :</u>	22
<u>Évaluation de la qualité de l'eau :</u>	25
<u>Structure de la communauté des macroinvertébrés :</u>	30
<u>Chapitre 02 : Variations intraspécifiques des macroinvertébrés benthiques.</u>	32
<u>Rôle trophique des macroinvertébrés benthiques :</u>	32
<u>Analyse fonctionnelle des macroinvertébrés benthiques :</u>	33
<u>Groupes d'alimentation fonctionnels (FFG) :</u>	35
<u>Les grattoirs (Sc)</u>	35
<u>Les perceurs (Pc)</u>	35
<u>Les broyeurs (Sh)</u>	35
<u>Les collecteurs (GC)</u>	35
<u>Les filtreurs (Ft)</u>	35
<u>Les prédateurs (Pr)</u>	35
<u>Mécanismes d'alimentation :</u>	38
<u>Consommateurs de CPOM (Coarse particulate organic matter) :</u>	38
<u>Consommateurs de FPOM (Fine particulate organic matter) :</u>	39
<u>Herbivores :</u>	41
<u>Prédateurs :</u>	42
<u>Résultats :</u>	44

<u>Groupes d'alimentation fonctionnels :</u>	44
<u>Collecteurs :</u>	44
<u>Collecteurs (ramasseurs/ filtreurs):</u>	45
<u>Broyeurs:</u>	46
<u>Grattoires :</u>	46
<u>Herbivores :</u>	47
<u>Chapitre 03 : Cartographie de la distribution des macroinvertébrés</u>	
<u>benthiques.</u>	48
<u>Cartographie :</u>	48
<u>Systèmes d'information géographique (SIG) :</u>	48
<u>Télédétection :</u>	48
<u>Cycle de vie de l'information géographique :</u>	49
<u>Résultats :</u>	50
<u>Diptères :</u>	50
<u>Odonates :</u>	51
<u>Ephéméroptères :</u>	52
<u>Hétéroptères :</u>	53
<u>Coléoptères :</u>	54
<u>Trichoptères :</u>	55
<u>Physicochimie des eaux :</u>	56
<u>Discussion générale :</u>	57
<u>Ecologie et distribution des macroinvertébrés benthiques :</u>	57
<u>Variation des groupes d'alimentation fonctionnels :</u>	59
<u>Conclusion et perspectives</u>	62

Références bibliographiques

Liste des figures :

Figure 1: Carte du réseau hydrographique de la wilaya de Khenchela.....	5
Figure 2: Distribution des sites d'étude dans les deux wilayas.	7
Figure 3: Abondance de la faune selon le Phylum.....	23
Figure 4: Abondance global des Insectes par Ordre.	23
Figure 5: Abondance des familles de Diptera.	24
Figure 6: Abondance par site d'étude.	25
Figure 7: NMDS de la distribution taxonomique des communautés.	25
Figure 8: Valeurs de la moyenne annuelle de la température.	26
Figure 9: valeurs de la moyenne annuelle du pH.....	27
Figure 10: Valeurs de la moyenne annuelle de la conductivité électrique	27
Figure 11: Valeurs de la moyenne annuelle de la salinité.....	28
Figure 12: valeurs de la moyenne annuelle de la concentration d'oxygène	29
Figure 13: profondeur moyenne annuelle	29
Figure 14: vitesse moyenne annuelle de l'eau.....	30
Figure 15: RDA des communautés	31
Figure 16: broyeur: CPOM relie pour un petit ruisseau.....	39
Figure 17: collecteur: FPOM se connecte pour un petit ruisseau	40
Figure 18: relation entre les broyeurs, les périphytes et les macrophytes	42
Figure 19: les groupes d'alimentation fonctionnels.....	44
Figure 20: groupe des collecteurs représenté par classe et famille.....	45
Figure 21: familles des collecteurs (ramasseurs/ fitreurs)	46
Figure 22: familles des broyeurs	46
Figure 23: familles représentant les grattoires	47
Figure 24: famille des Corixidae qui représente les Herbivores	47
Figure 25 : représentation des familles des prédateurs	47
Figure 26: cycle de vie de l'information géographique.....	49

Liste des photos

Photo 1: oued Tamagra.....	8
Photo 2: oued El H'tiba.....	8
Photo 3: oued Tanout	8
Photo 4: oued Hammam Essalihine	8
Photo 5: oued Baghai	9
Photo 6: oued Barbar.....	9
Photo 7: oued Issoual	9
Photo 8: oued Ibkan.....	9
Photo 9: barrage Babar	10
Photo 10: barrage Tagharist	10
Photo 11: sebkhet Ouled Msallem	10
Photo 12: sebkhet Garaet El Tarf	10

Liste des images

Image 1: la mouche <i>Drunella</i> dévorant <i>Baetis</i>	43
Image 2: distribution des Diptères dans les Hauts plateaux.....	49
Image 3: distribution des Odonates dans les Hauts plateaux	50
Image 4: distribution des Ephéméroptères dans les Hauts plateaux	51
Image 5: distribution des Hémiptères dans les Hauts plateaux.....	50
Image 6: distribution des Coléoptères dans les Hauts plateaux	53
Image 7: distribution des Trichoptères dans les Hauts plateaux	54
Image 8: qualité des eaux des Hauts plateaux.....	55

Liste des tableaux

Tableau 1: répartition des sites selon leurs zones et leurs communes	6
Tableau 2: Checklist de la faune benthique dans les 12 sites d'étude	21
Tableau 3: Système de classification générale des FFG	37



INTRODUCTION

Introduction :

Notre environnement contient de l'eau douce, essentielle à la santé et au fonctionnement des écosystèmes (Tenkiano, 2017). Les communautés benthiques qui peuplent les écosystèmes aquatiques présentent des préférences spécifiques pour les différentes fonctions des facteurs biotiques et abiotiques (Bonacina, *et al*, 2023). Selon Van Ruijven & Berendse (2005) et Tilman (2005), La productivité des stocks de poissons, la séquestration du carbone, la diminution de la lixiviation des éléments nutritifs et la stabilité écologique sont toutes améliorées par les interactions entre les espèces dans un milieu aquatique. En outre, de nombreuses espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux comptent sur les macroinvertébrés benthiques pour leur principal approvisionnement alimentaire en raison de leur position cruciale dans la chaîne alimentaire aquatique (Moison *et al.*; 2013).

Au niveau des espèces, les effets écologiques se mesurent principalement par leur incidence et leur abondance. La variation intraspécifique, tout comme la variation interspécifique, peut influencer la structure des communautés et les fonctions écosystémiques. Dans ce contexte, l'anthropisation exerce une influence notable sur les traits écologiques des espèces (Raffard, 2019). Plusieurs facteurs de stress affectent la diversité des macroinvertébrés, notamment l'enrichissement en nutriments, le stress thermique, la diminution de l'oxygène dissous et les modifications du cycle hydrologique, qui impactent à leur tour la dispersion fonctionnelle des espèces (Lourenço *et al.*, 2023).

Une insuffisance d'eau temporaire ou structurelle est constatée en Algérie en raison de la rareté, fragilité et l'inégalité de la répartition des ressources en eau. De plus, à mesure que le besoin en eau augmente, l'utilisation des eaux de surface devient inévitable. L'intervention humaine, par leurs différentes actions, cause également une dégradation des écosystèmes et de la biodiversité qui aggrave l'insuffisance d'eau (Belhadj, 2017). Toutefois, la géologie, la physiographie de la vallée où ils se situent, la végétation, et plus encore les activités humaines ont un impact considérable sur la stabilité, la qualité et la quantité des services écosystémiques d'un milieu aquatique (Schlosser, 1991).

Les écosystèmes aquatiques, en particulier les écosystèmes lotiques, sont reconnus pour leur sensibilité aux changements climatiques et aux activités humaines tout au long des cours d'eau (Sala *et al.*, 2000). Cependant, les changements affectant les différents facteurs biotiques et abiotiques perturbent les communautés qui y vivent (Ntchantcho, 2019). Ces changements

se traduit essentiellement par l'élévation de la température et le changement du cycle de l'eau (Allan *et al.*, 2005). En outre, l'irrigation, la pêche, l'aquaculture, les rejets chimiques urbains et industriels, ainsi que l'utilisation de pesticides et l'eutrophisation, constituent autant de contraintes chimiques modifiant le régime hydrologique de ces milieux et augmentant leur vulnérabilité (MEA, 2005).

Dans ce contexte, les efforts de conservation se concentrent particulièrement sur les espèces ayant une influence écologique majeure et contribuant significativement aux services écosystémiques (Angelini *et al.*, 2011). Ce qui donne aux macroinvertébrés benthiques un rôle important dans les études en cours sur la surveillance biologique des eaux de surface.

L'objectif global que cette étude cherche à atteindre est d'évaluer l'état d'intégrité écologique de l'environnement aquatique des Hauts plateaux de l'Est Algérien précisément dans la wilaya de Khenchela et Oum El Bouaghi.

De façon spécifique, il s'agira d'abord de : Analyser l'environnement abiotique des milieux aquatiques, identifier la composition et la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques, et enfin évaluer la qualité écologique des environnements aquatiques.

Au-delà de l'introduction et de la conclusion, ce manuscrit est structuré en trois (03) chapitres.

- **Le premier chapitre** présente l'écologie des zones humides étudiées, y compris les Oueds, Barrages et Sebkhets. Il reprend la distribution et l'abondance spatiotemporelle des macroinvertébrés, estimer, entre autres une évaluation de la qualité des eaux étudiées.
- **Le second chapitre** décrit la variation intraspécifique des macroinvertébrés benthiques ; où on a basé sur la classification des macroinvertébrés en groupes d'alimentations fonctionnels.
- **Le 3^{ème} chapitre** expose la qualité physicochimique et biologique des zones humides à partir du Système d'Information Géographique (SIG) où les résultats obtenus sur chaque site d'étude sont transformés en des cartes.



*Description de la
zone d'étude*

1- Délimitation de l'aire d'étude :

Les hauts plateaux du nord Algérien ont servi notre lieu d'étude. ils ont un climat semi-aride, ce qui signifie que les hivers sont frais et froids tandis que les étés sont chauds et secs. Cette région, réputée pour sa grande diversité d'habitats physiques et naturels, est divisée en trois régions naturelles distinctes : les paysages de la steppe et du Sahara au sud, la région vallonnée à l'ouest et les hautes plaines au nord. La population rurale de la région, où l'activité humaine est actuellement en pleine expansion, compte beaucoup sur l'agriculture comme une de ses principales activités économiques (ANDI, 2013a).

1.1- Description de la wilaya de Khenchela :

- **Géographie :**

Sur les pentes du mont des Aurès, entre 34° 06' 36' et 35° 41' 21' de latitude nord, et entre 06° 34' 12' et 07° 35' 56' de longitude est, se trouve la wilaya de Khenchela dans le nord de l'Algérie, au sud-est du Constantinois. Sa superficie est de 9715,6 km². Ses limites sont les suivantes : la wilaya d'Oum El Bouaghi au nord, la wilaya d'El Oued au sud, Tébessa à l'est, Batna à l'ouest et Biskra au sud-ouest (Khaldoun & Merzoug, 2015).

- **Relief :**

Le relief de la wilaya de Khenchela, est composé de quatre (04) grands ensembles géographiques.

-Montagnes : On les rencontre essentiellement dans la zone Ouest de la wilaya (les Aurès) ; dans la zone centrale (les monts des Nememchas) et au Nord - Est (Ain -Touila).

-Les plateaux : Ils sont situés au Nord /Est (plateau de O.Rechache) et s'étendent sur les communes de Mahmel et de Ouled Rechache.

-Les plaines : Elles sont situées au Nord et Nord /Ouest de la wilaya, elles comprennent Remila, Bouhmama et M'toussa. Il est à noter que ces deux derniers ensembles sont parfois appelés les hautes plaines.

-Les parcours steppiques et les dépressions : Ils sont situés dans la partie méridionale de la wilaya. Ils se caractérisent par des terres sablonneuses et par la présence de chotts. Ces derniers constituent ainsi le point de convergence exutoire des oueds drainant le Sud de la wilaya.

De ce point de vue l'hétérogénéité du relief de la wilaya implique une extrême diversité des aspects climatiques. En général le climat est de type continental au Nord et presque saharien au Sud. Les Hivers, sont très rigoureux et les étés chauds et secs (**ANDI, 2013a**).

- **Hydrographie :**

La wilaya de Khenchela s'inscrit dans les limites géographiques de trois bassins versants :

- **Hautes Plaines Constantinoises**, qui correspond à la partie Nord de la wilaya (piémonts Nord des Aurès et zone des dépressions) ;

- **La Médjerdah**, pour la partie Nord-est correspondant aux versants Sud des Djebels : Chettaia, Tafrennt et Bou Tokhma et aux versants Nord des Djebels : Tadilist et Tadjinnart ;

- **Chott Melghir**, pour les parties médiane et Sud de la wilaya, correspondant au massif des Aurès, aux monts des Nemenchas, aux vallées des Oueds El Arab et Mellague, ainsi qu'aux plaines steppiques et présaharienne du sud. Contrairement aux deux premiers bassins précités, qui ne touchent qu'une petite partie de la wilaya, ce bassin couvre plus des trois quarts du territoire (**D.E.W ,2009**)

La wilaya est drainée par deux (02) grandes familles d'oueds : Les uns se dirigent vers le Nord pour se déverser généralement dans la dépression du tarf (O.Baghai, O.Kais, O.Boulefris,O.Tamza etc...). Les autres, toujours parmi les plus importants (O. El Abiod, O. El Arab, O.Mellagou et Bejer) se dirigent vers le Sud pour se déverser dans les chotts (**ANDI, 2013a**).

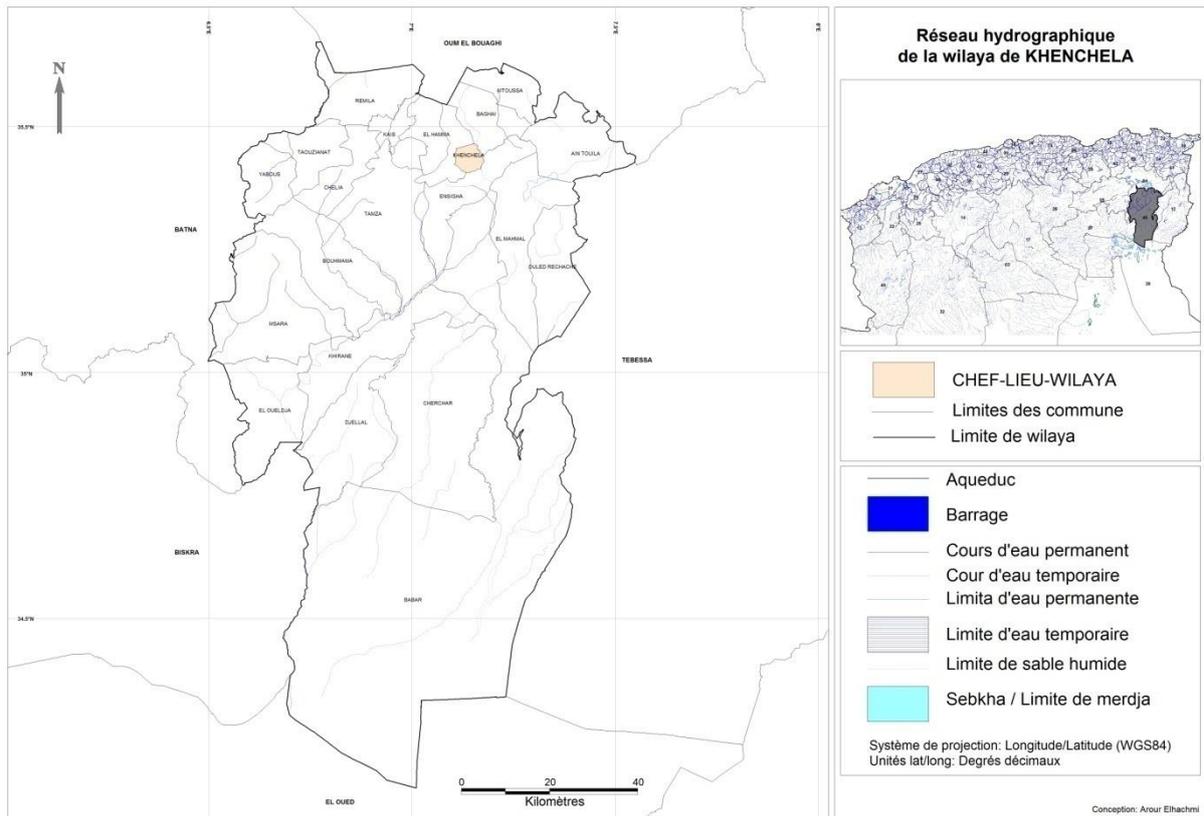


Figure 01 : Carte du réseau hydrographique de la wilaya de Khenchela (DSA, 2021).

1.2- Description de la wilaya d'Oum El Bouaghi :

- **Géographie :**

La wilaya d'Oum El Bouaghi est située au milieu des wilayas algériennes orientales, dans la partie nord du pays, dans la zone des Hautes-Terres Constantinois. Il couvre une superficie de 7638, 13 km². La wilaya est à 800 mètres au-dessus du niveau de la mer et à 500 kilomètres d'Alger (ANDI, 2013b).

- **Relief :**

La wilaya est située au contact du Tell et des Aurès. Au nord de la wilaya, on distingue les versants méridionaux du Tell. *Au centre*, la haute plaine, l'altitude varie de 700 mètres à 900 mètres et parsemées de petits massifs montagneux isolés qui se dressent au-dessus comme le djebel Sidi Rgheiss (1 635 mètres d'altitude), le djebel Rherour (1 273 mètres, djebel Amama 1 337 mètres), ceux-ci forment la partie est de l'Aurès. *Au sud*, elle est jalonnée par des

dépressions endoréiques (Garet) ou Sebkhha (lac salé). Les Garaets sont moins salées que les Sebkhhas.

Le point culminant de la wilaya est le Djebel Guerioun, 1729 mètres d'altitude près d'Aïn M'lila. La majorité des oueds sont endoréiques ; ils coulent en direction des lacs salés et non vers la mer Méditerranée, sauf l'oued Settara et les affluents du Rumme (ANDI, 2013b)

2- Caractérisation de la zone d'étude :

Dans la wilaya de Khenchela, nous avons sélectionné 11 sites répartis sur 5 daïras regroupant 7 communes, situés dans 4 zones écologiques distinctes.

Tableau 01 : Répartition des sites en fonction de leurs zones écologiques et des communes associées.

Zone	Commune	Site
Montagneuse	Yabous	Barrage Tagharist
	Tamza	Oued Tamagra Oued El H'tiba
Des plaines	Kais	Oued Issoual Oued Ibkan Oued Barbar
	El Hamma	Oued Tanout Oued Hammam Essalihine
	Baghai	Oued Baghai
Steppique	El Mahmal	Lac Ouled Msallem
Saharienne	Babar	Barrage Babar

Dans la wilaya d'Oum El Bouaghi, le site d'étude est le lac Garaet El Tarf, situé dans la commune d'Aïn Zitouna.

3- Description des sites d'études :

Douze (12) milieux humides ont été ciblés pour cette étude, répartis en six écosystèmes lotiques (rivières) et six écosystèmes lentiques : deux correspondant aux parties lentiennes de rivières, deux barrages et deux sebkhas. La sélection des sites a été effectuée en fonction de leur répartition géographique (figure 02 ; Annexe 01).

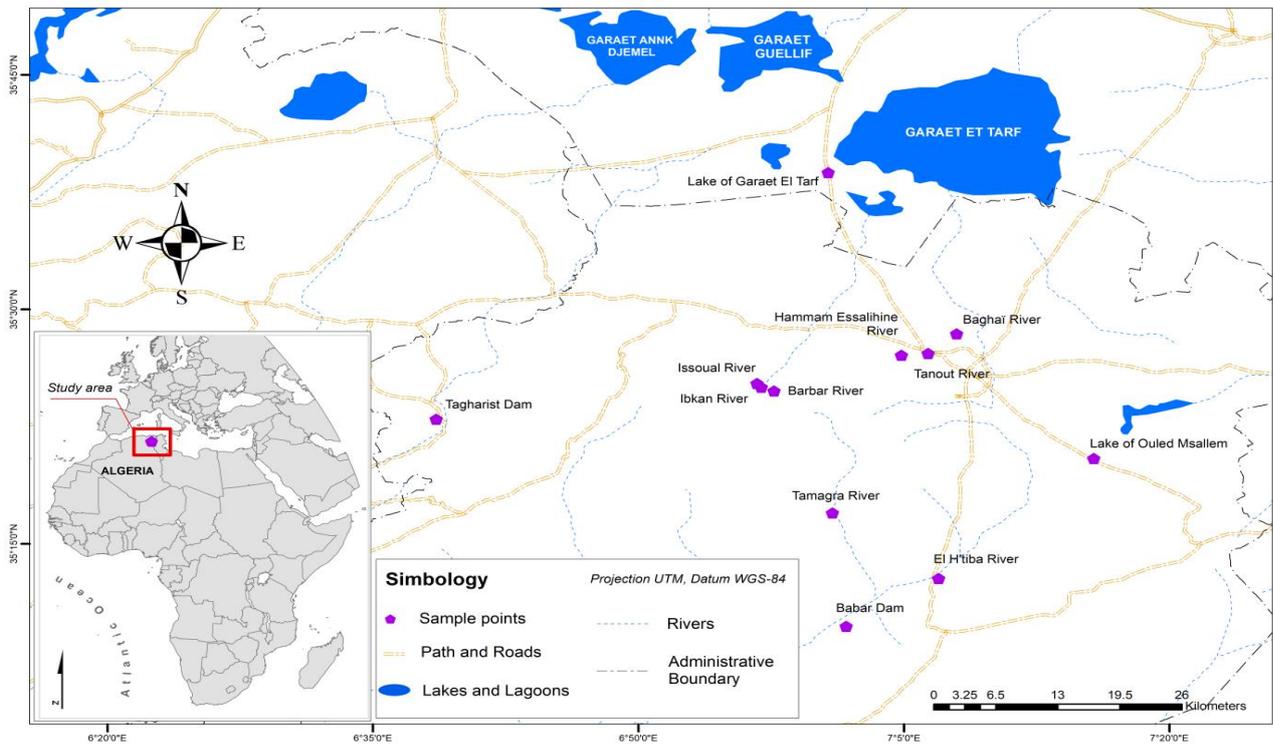


Figure 02 : Répartition des sites d'étude dans les wilayas de Khenchela et d'Oum El Bouaghi.

Après une prospection des sites, on peut noter que les sites ciblés pour l'étude sont exposés aux différentes sources de pollution,

Les activités agricoles : l'irrigation et l'utilisation des produits phytosanitaires dans Oueds : Issoual, Ibkan, Barbar;

Rejets des déchets domestiques : dans tous les sites étudiés on a remarqué l'existence des déchets domestiques ;

Existence d'une usine auprès d'oued Issoual,

Rejets des eaux usées et d'un abattoir dans Oued Baghai, Rejet direct des eaux usées dans sebkhet Ouled Msallem.

Description de la zone d'étude

Site 01 : Oued Tamagra

Coordonnées :

35°17,027'N, 7°00,987'E

Altitude : 1099m



Photo 01: Oued Tamagra (Chaib *et al.*, 2024)

Site 02 : Oued El H'tiba

Coordonnées :

35°12,802'N, 7°06,991'E

Altitude : 980m



Photo 02: Oued El H'tiba (Chaib *et al.*, 2024)

Site 03 : Oued Tanout

Coordonnées :

35°27,200'N, 7°06,376'E

Altitude : 1036m



Photo 03: Oued Tanout (Chaib *et al.*, 2024)

Site 04 : Oued Hammam Essalihine

Coordonnées :

35°27,103'N, 7°04,898'E

Altitude: 1032m



Photo 04: Oued Hammam Essalihine (Chaib, 2024)

Description de la zone d'étude

Site 05: Oued Baghaï

Coordonnées :

35°28,458'N, 7°08,028'E

Altitude : 981m



Photo 05: Oued Baghaï (Chaib *et al.*, 2024)

Site 06 : Oued Barbar

Coordonnées :

35°24,818'N, 6°57,691'E

Altitude : 1061m



Photo 06: Oued Barbar (Chaib *et al.*, 2024)

Site 07 : Oued Issoual

Coordonnées :

35°25,031'N, 6°56,944'E

Altitude : 1039m



Photo 07: Oued Issoual (Chaib *et al.*, 2024)

Site 08 : Oued Ibkan

Coordonnées :

35°25,295'N, 6°56,731'E

Altitude: 1031m

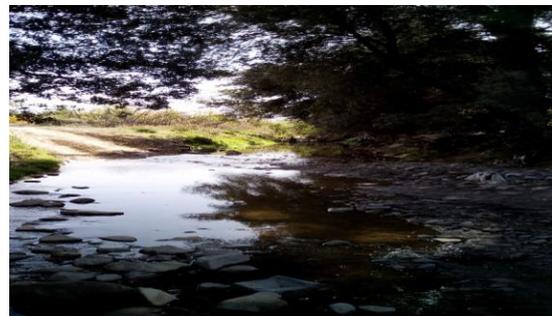


Photo 08: Oued Ibkan (Chaib *et al.*, 2024)

Site 09: Barrage Babar

Coordonnées :

35°09,761'N, 7°01,742'E

Altitude : 941m



Photo 09: Barrage Babar (Chaib *et al.*, 2024)

Site 10 : Barrage Tagharist

Coordonnées :

35°22,985'N, 6°38,631'E

Altitude : 1222m



Photo 10: Barrage Tagharist (Chaib *et al.*, 2024)

Site 11 : Sebket Ouled Msallem

Coordonnées :

35°20,498'N, 7°15,728'E

Altitude : 1073m



Photo 11: Sebket Ouled Msallem (Chaib *et al.*, 2024)

Site 12 : Sebket Garaet El Tarf

Coordonnées :

35°38,801'N, 7°00,729'E

Altitude : 835m



Photo 12 : Sebket Garaet El Tarf (Chaib *et al.*, 2024)

4- Situation climatique :

Quotient pluviothermique d'Emberger :

En raison des difficultés à récupérer les données climatiques auprès des organismes agréés dans la zone d'étude.

A ce propos, les données de cette partie sont extraites de la thèse d'**OULDJAOUI (2022)**, Les données représentées sont disponibles dans la station d'El Hamma de la wilaya de Khenchela. En outre, la région d'étude se situe au nord-est algérien et appartenant au bassin méditerranéen.

Pour mieux caractériser ses particularités bioclimatiques, il est pertinent de situer cette zone dans un contexte climatique global, ce qui justifie l'importance du calcul de l'indice climatique d'Emberger.

Le calcul du quotient pluviothermique (Q2) d'Emberger permet de déterminer l'étage bioclimatique de la région d'étude. Ce quotient est obtenu par la combinaison de trois facteurs principaux :

P : Précipitations annuelles en mm ;

M : Moyenne des températures maximales du mois le plus chaud en degré absolu (°k) ;

m : moyenne des températures minimales du mois le plus froid en degré absolu (°k),

$$(T^{\circ k} = T^{\circ C} + 273,15) ;$$

$$Q = \frac{2000P}{M^2 + m^2}$$

P (mm)	M		m		Q2	Etage bioclimatique
	°C	°k	°C	°k		
467.40	34.83	307,98	2.38	275,53	49.37	Semi-aride

Pour la wilaya d'Oum El Bouaghi, les données utilisées proviennent de la thèse d'**Ouldammam (2021)**.

La forme simplifiée de Stewart dans le calcul du quotient a été utilisé pour le calcul du quotient :

$$Q2 = \frac{3.34 * P}{(M - m)}$$

M : moyenne des maximas du mois le plus chaud en degrés Celsius,

m : moyenne des minimas du mois le plus froid en degrés Celsius,

P : cumul pluviométrique annuel, en millimètres.

Selon la méthode utilisée pour calculer le quotient pluviothermique, la wilaya d'Oum El Bouaghi est caractérisée par un climat semi-aride. Ainsi, les deux wilayas de Khenchela et d'Oum El Bouaghi appartiennent au même étage bioclimatique : semi-aride (**Ouldammam, 2021 ; Ouldjaoui, 2022**).



*Matériel et
méthodes*

1- Objectif :

Cette étude vise à réaliser une surveillance biologique dans le temps et l'espace, des zones humides en utilisant les macroinvertébrés benthiques comme bioindicateurs de pollution.

Premièrement, inventorier les populations de macroinvertébrés benthiques dans le but de déterminer sa structure des communautés. Puis, identifier l'importance des facteurs abiotiques sur la distribution spatiotemporelle des macroinvertébrés. Ensuite, analyser l'impact du dérangement anthropique sur la phénologie des différents taxons. D'une part, pour examiner les variations entre les populations dans les différents milieux d'étude. D'autre part, pour analyser l'effet de ressources trophiques sur la diversité spécifique (en se basant sur les groupes d'alimentations fonctionnels (*FFGs*)).

2- Critères de choix des stations :

- Accessibilité à la station,
- Présence/absence d'agglomérations urbaines,
- Existence d'activités agricoles,
- Existence d'une source potentielle de pollution (usine, eaux usées...),
- Diversité du biotope,
- Présence/absence de la végétation.

3- Matériels utilisés :

- Filet Surber,
- Flacon (60ml),
- Agent de conservation (éthanol 80% - 96%),
- Étiquette,
- GPS (Garmin 64),
- Appareil photo,
- Fiche technique de terrain,

- Crayon,
- Multiparamètres Multi 3620 IDS WTW.

4- Protocole d'échantillonnage :

4.1- Echantillonnage de la faune :

Sur le terrain

Les macroinvertébrés ont été échantillonnés à l'aide d'un filet de 50 cm de diamètre avec une maille de 500 μm , en suivant la méthode d'échantillonnage *kick-net*, conformément au protocole du projet AQEM (**Herring et al., 2003**) pour les sites lotiques.

Chaque sortie sur le terrain a duré deux heures par site, dédiées à la collecte de la faune benthique. Les échantillons collectés ont été conservés dans des flacons de 60 ml contenant de l'éthanol à une concentration de 80 à 96 %. Chaque flacon a été étiqueté avec le nom du site et la date de la collecte.

Au laboratoire

Les macroinvertébrés benthiques échantillonnés ont été triés et identifiés sous stéréoscope jusqu'au niveau de la famille, à l'aide des clés d'identification de **Tachet et al. (2010)** et **Osoz et al. (2011)**. La plupart des macroinvertébrés étaient au stade larvaire, bien que certains taxons aient été identifiés au stade adulte (**Tachet et al., 2010**).

4.2 - Mesure des paramètres physico-chimiques

Six paramètres physico-chimiques ont été mesurés tout au long de la période d'échantillonnage, de janvier 2021 à décembre 2021 : la vitesse de l'eau, la conductivité, la concentration en oxygène dissous (O_2), le pH, la salinité et la température de l'eau. Les mesures ont été effectuées à l'aide d'un multiparamètre *Multi 3620 IDS WTW*.

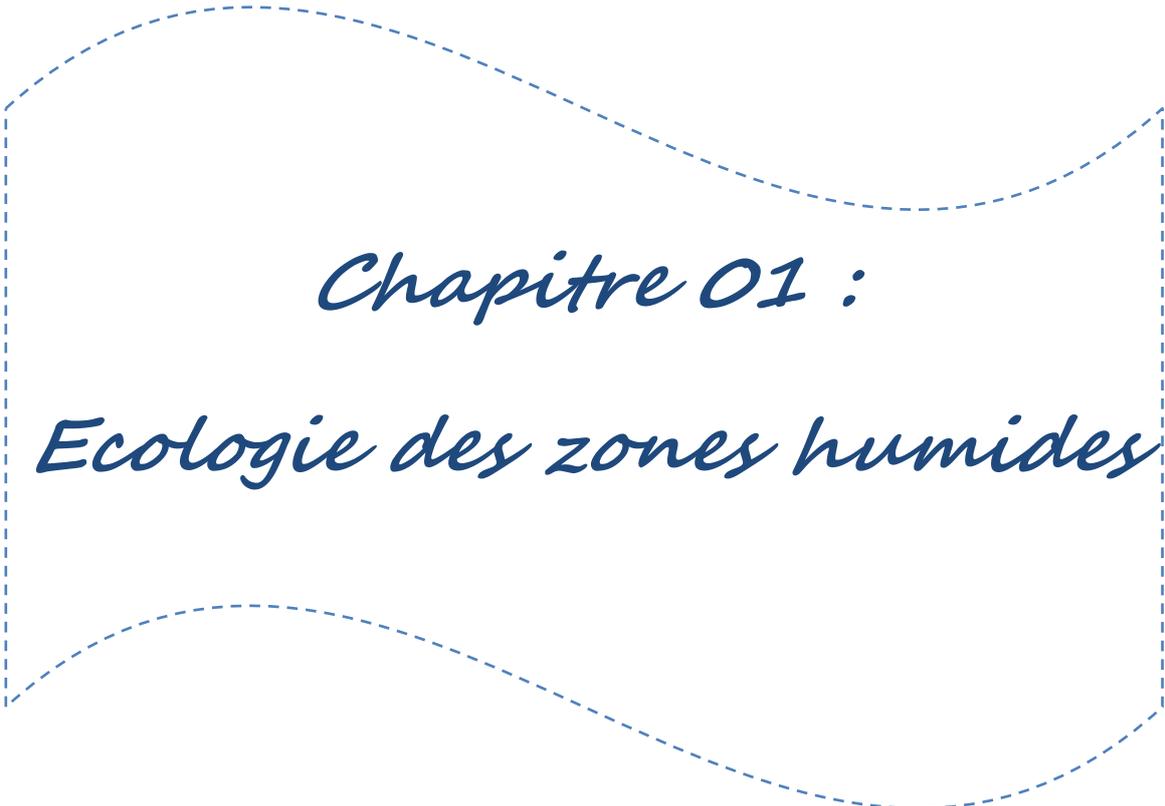
Afin d'éviter des biais dus à la perturbation de l'habitat, les mesures ont été prises avant l'échantillonnage des macroinvertébrés. Elles ont été réalisées près de la berge pour les

écosystèmes lentiqes et au milieu du cours d'eau pour les sites lotiques. La sonde a été immergée à une profondeur d'environ 10 cm.

Les mesures des paramètres physicochimiques ont été faites au moment des sorties qui est entre 8h et 16h.

1.3- Analyse statistique :

- A l'aide du programme R (Équipe principale de développement R, 2023) :
 - Nous avons utilisé l'ANOVA pour évaluer si ces dernières variables différaient considérablement entre les sites et les quatre types d'habitat.
 - Pour comprendre la structure de la composition de la communauté des macroinvertébrés benthiques dans les écosystèmes lentiqes et lotiques, nous avons effectué une échelle non métrique multidimensionnelle (NMDS) ordinations basées sur les distances Bray–Curtis et la transformation de la racine carrée du Wisconsin à l'aide de la fonction `adonis2` du pack végétalien (**Oksanen et al 2020**).
 - Pour déterminer la relation entre les facteurs abiotiques et la composition des communautés benthiques (selon l'abondance), nous avons utilisé le modèle d'analyse de redondance (RDA) (**Legendre & Legendre, 2012**).
- A l'aide d'Excel (2013) nous avons déterminer l'abondance de la faune benthique échantillonnées ainsi que l'évolution des valeurs des paramètres physicochimiques mesurés.
- Pour cartographier la distribution spatiale des macroinvertébrés nous avons utilisé :
 - Google Earth Pro pour faire la superposition des sites étudiés sur une carte,
 - Global Mapper 21.0 pour faire la modélisation des vues et la délimitation de la zone d'étude.
 - QGIS 3.34.0 pour faire la jointure spatiale des données (de la faune benthique et des paramètres physicochimiques).
 - ArcMap 10.8 pour Créer, gérer, ainsi qu'exporter des cartes.



Chapitre 01 :
Ecologie des zones humides

1- Généralités sur les macroinvertébrés :

Les macroinvertébrés ; étymologiquement les invertébrés aquatiques, défini par les organismes observables à l'œil, sont regroupés dans des filets de maille de taille allant de 200 à 500 µm ou plus grossière (**Rosenberg et Resh, 1993 ; Moison *et al.*; 2013**). Comme les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers, qui vivent au fond des cours d'eau et des lacs (**Tachet *et al.*, 2006 ; Moison *et al.*; 2013**). **Illies (1978)**, a défini la faune benthique comme l'ensemble des invertébrés aquatiques. Cependant, les organismes qui vivent fréquemment à la surface des sédiments (dans les premiers centimètres) ainsi que ceux vivant à plus ou moins grande profondeur à l'intérieur des sédiments sont appelés macroinvertébrés épibenthiques.

Selon **López-López & Sedeño-Díaz (2015)**, les macroinvertébrés sont omniprésents dans tous les types de milieux aquatiques d'eau douce. **Hauer & Resh (2017)**, rapportent que ces derniers constituent l'un des groupes les plus diversifiés des écosystèmes aquatiques. Leur grande diversité, leur ubiquité, leur sédentarité et leur cycle de vie relativement long en font d'excellents bioindicateurs. Ces caractéristiques leur confèrent une capacité remarquable à intégrer les variations de l'état biologique des écosystèmes qu'ils habitent (**Afrigue *et al.*, 2016**).

L'eau douce provenant d'étangs temporaires, de cours d'eau permanents et intermittents aux plaines d'inondation des grands fleuves a toujours une plus grande concentration de macroinvertébrés (**Rosine, 1955 ; Lalonde & Downing, 1992**) ; leurs communautés les plus diversifiées sont toujours marquées par des présences dans les systèmes lenticules de la zone littorale (**Shah *et al.*, 2011**). Alors que, dans un même écosystème leur densité et richesse des communautés sont toujours plus élevées sur des substrats de végétaux vivants que sur d'autres types de substrats d'un même écosystème (**Watkins *et al.*, 1983 ; Rasmussen & Rowan, 1997**). Par ailleurs, la richesse spécifique des macroinvertébrés benthiques diminue au-delà de 1 mètre de profondeur, avec une perte moyenne d'environ 10 espèces par mètre supplémentaire (**Strayer, 1985**).

La surveillance biologique ou le biomonitoring de la qualité de l'eau est reconnue depuis longtemps comme un élément essentiel, Aux États-Unis et en Europe (**Barbour *et al.*, 1999 ; WFD, 2003**), pour indiquer l'état des systèmes aquatiques en particulier dans les cours d'eau.

De nombreuses études ont examiné le biomonitoring de la qualité des eaux de surface dans le bassin méditerranéen au fil des ans (**Alba-Tercedor & Pujante, 2000 ; Segurado *et***

al., 2018). Par ailleurs, plusieurs travaux ont également examiné l'impact du réchauffement climatique sur l'intégrité biologique de ces systèmes aquatiques (**Khelifa *et al.*, 2021 ; Khelifa *et al.*, 2022**).

Les premières études limnologiques ont été menées en Afrique du Nord au XIXe siècle (**Williams, 2012**). **Gauthier (1928)** a été le premier à étudier la biodiversité des eaux continentales algériennes et tunisiennes ; où la faune sauvage **Vaillant (1955)** a été découvert dans cette région.

En Algérie, la surveillance biologique des écosystèmes aquatique a d'abord été centrée sur la description des espèces du benthos. Toutefois, peu d'efforts ont été consacrés à l'étude de leur écologie et de leur distribution biogéographique (**Arab *et al.*, 2004**). Ces dernières années les chercheurs montrent intérêt croissant pour l'analyse de la distribution spatio-temporelle des macroinvertébrés benthiques (**Lounaci *et al.*, 2000 a,b ; Zougaghe & Moali, 2009 ; Khelifa *et al.*, 2016 a,b , Sellam *et al.*, 2017a,b ; Khelifa, 2019 ; Chelli & Moulai, 2019 ; Baaloudj *et al.*, 2020 ; Benzina *et al.*, 2020, Meziane *et al.*, 2020, Zougaghe, 2020 ; Hamache, 2021 ; Alder *et al.*, 2024**). La taxonomie de diverses familles de macroinvertébrés benthiques constitue également un axe majeur de la recherche, où les chercheurs soulignent dans leurs travaux la valeur de leur diversité distincte (**Dambri *et al.*, 2022 a,b ; Hadjab *et al.*, 2020 ; Rouibi *et al.*, 2021 ; Bemoussat-Dekkak *et al.*, 2021 a,b ; Boucenna *et al.*, 2023**)

2- Biotope des macroinvertébrés :

La répartition des macroinvertébrés benthiques évolue en fonction du temps et de l'espace (**Hynes, 1970, Townsend & Hildrew, 1984**) ; cette distribution est étroitement liée aux facteurs environnementaux (**Kim *et al.*, 2019**). Plus précisément, la largeur de la rivière, l'abondance des macrophytes, le type de substrat, l'hétérogénéité du substrat, l'altitude, la vitesse du courant et la transparence de l'eau peuvent tous avoir un impact (**Boyero, 2003 ; Giller & Malmqvist, 1998 ; Wright-Stow, 2001**).

Les variables les plus importantes dans les milieux fluviaux sont principalement influencées par les courants de marée, l'habitat physique et la température (**Allan *et al.*, 2021**). De plus, les facteurs physico-chimiques jouent un rôle déterminant en conditionnant la vie dans le milieu aquatique (**Mudroch *et al.*, 1996 ; Donkadokula *et al.*, 2020**).

La réponse d'une espèce dépend des variables environnementales qui caractérisent son milieu de vie. Qu'elles soient étroites ou relativement larges, ces variables influencent

directement la distribution et l'abondance des espèces. Les préférences d'habitat découlent d'un sous-ensemble de ces variables, bien que les interactions avec d'autres espèces puissent restreindre davantage l'habitat occupé. La structure physique de l'habitat, notamment sa complexité structurelle et son hétérogénéité, est considérée comme composante importante de la composition de la population qui influence la taxonomie et la richesse individuelle (**Allan et al., 2021**). **Massolou (2008, 2010)** souligne que l'abondance des macroinvertébrés est plus élevée dans les habitats stables que dans les sites instables. Par conséquent, la structure des communautés benthiques est fortement influencée par les interactions biotiques et la stabilité de l'habitat.

3- Bioindication chez les macroinvertébrés :

Dans l'étude écologique, la biodiversité est une indication cruciale de la santé des écosystèmes puisqu'il s'agit d'une notion de base qui est simple et rapide à évaluer (**Magurran, 2013**). Le rôle bénéfique des invertébrés aquatiques aux activités humaines sont multiples (**Pyle et al., 1981 ; Brown, 1997 ; Eisenhauer & Hines, 2021 ; Eisenhauer et al., 2023**). Des processus biologiques importants dans les habitats où ils se produisent sont reflétés dans leur capacité à fonctionner comme bioindicateurs de la qualité de l'eau. (**López-López & Sedeño-Díaz, 2015**). Représentant une composante essentielle des écosystèmes aquatiques (**Morse et al., 2007**), depuis plus d'un siècle, les macroinvertébrés benthiques sont les biotes les plus utilisés pour la surveillance biologique de l'état écologique des systèmes aquatiques continentaux (**Bonada et al., 2006 ; Cummins et al., 2005**), cela est dû à leur mode et cycle de vie sédentaire et diversifié, à leur grande diversité et à leur tolérance différentielle à la pollution et à la dégradation de l'habitat (**Barbour et al, 1999**).

Chaque communauté biologique employée dans la surveillance biologique de l'eau doit avoir sa diversité et sa structure précisément décrites (**Allan & Johnson, 1997**). Les macroinvertébrés benthiques sont considérés comme le taxon préféré pour cette indication car ils sont les plus faciles à collecter, à manipuler et à identifier positivement (**Chaib et al., 2023**). La plupart de ses espèces ont une durée de vie relativement longue, vivent toute l'année et sont en contact avec les sédiments, ce qui les rend importantes pour l'interprétation des conditions écologiques des eaux courantes (**Rosenberg & Resh, 1993**).

En outre, la description de la composition de leur communauté aiderait à illustrer plus clairement comment les activités anthropiques humaines affectent les systèmes aquatiques (Arimoro & Ikomi, 2009), car ils servent des espèces bioindicatrices (Idrissa *et al.*, 2020). Moisan & Pelletier (2008 ; 2013), rapportent que leur cycle de vie varie entre un an et plus, ce qui facilite l'étude des facteurs de stress. D'après Barbour *et al.*, (1999), les macroinvertébrés benthiques intègrent les effets cumulatifs et synergiques des modifications physiques, biologiques et chimiques de l'habitat dans les cours d'eau, aussi bien à court qu'à long terme, pouvant s'étendre sur plusieurs années. En raison de leur sensibilité variable aux différents facteurs (abiotiques et biotiques) environnementaux les insectes aquatiques représentent les bioindicateurs les plus utilisés et recommandés pour l'évaluation de la qualité des eaux de surfaces (El Husseiny *et al.*, 2015 ; Santhos & Ashadevi, 2017) ; ils constituent le groupe taxonomique le plus abondant et diversifié avec pas moins de 12 ordres et environ 30 000 espèces recensés en eau douce (Willams & Feltmate, 1992 ; Gagnou & Pedneau, 2006).

Selon Moison (2013), dans les milieux aquatiques, la surveillance des macroinvertébrés benthiques est utile pour inventorier leurs biodiversités dans les cours d'eau, évaluer et confirmer l'impact d'une source connue de pollution sur l'intégrité de l'écosystème et suivre l'état d'un cours d'eau au fil du temps.

Dans la région du bassin méditerranéen, l'utilisation de macroinvertébrés benthiques comme indicateurs biologiques est largement recommandée. Ces organismes recolonisent rapidement le fond des cours d'eau temporaires et permanents même après de fortes fluctuations de débit Ils se rétablissent rapidement à la suite des sécheresses sévères ou prolongées et sont capables de s'adapter à des périodes d'abondance alimentaire fréquentes (Statzner & Bêche, 2001 ; García-Roger *et al.*, 2013).

4- Impacts anthropiques sur les macroinvertébrés :

Les impacts des changements climatiques et des pressions humaines concentrées autour des cours d'eau sont plus visibles dans les écosystèmes lotiques du monde entier. Ces changements comprennent une modification dans le cycle de l'eau et une augmentation de la température. (Sala *et al.*, 2000 ; Allan *et al.*, 2005). Fergani & Arab (2013), soulignent que les

communautés aquatiques qui peuplent ces écosystèmes présentent des exigences particulières vis-à-vis de divers facteurs biotiques et abiotiques. Par conséquent, toute altération de ces facteurs entraîne des perturbations significatives des communautés qui le peuplent.

La répartition géographique et l'abondance des organismes aquatiques sont étroitement liées à leur sensibilité aux conditions environnementales (**Bêche & Resh, 2007b**). Ainsi, la pollution des milieux aquatiques entraîne une réduction significative de la diversité spécifique (**Kalogianni et al., 2017**). En somme, l'usage du sol, le changement climatique et les échanges biotiques faisant les principaux facteurs de détérioration des écosystèmes (**Sala et al., 2000**).

La sensibilité des écosystèmes aquatiques s'intensifie lorsqu'il y a des sources de pression qui s'aggrave sur ces milieux ; l'irrigation d'agriculture, création des digues et des barrages dans le but de régler les débits, et aussi l'exploitation des ressources vivantes comme la pêche et l'aquaculture. À cela s'ajoutent les pollutions causées par les rejets chimiques urbains et industriels, l'utilisation des pesticides, ainsi que phénomènes d'eutrophisation (**MEA, 2005**).

Les activités de l'agriculture et les zones urbanisées entraînent généralement une pollution chimique voir toxique, qui provoque une homogénéisation taxonomique et fonctionnelle des communautés de macroinvertébrés (**Sabater et al., 2016 ; Hu et al., 2017 Parreira de Castro et al., 2018**). Cette pollution réduit leur diversité, ce qui compromet leurs fonctions écologiques et limite leur capacité à répondre à des facteurs de stress supplémentaires (**Clavel et al., 2011**).

En général, les changements climatiques et le réchauffement climatique ont un impact significatif sur les régimes thermiques et hydrologiques des écosystèmes lotiques (**Whitehead et al., 2009**). Notamment, la plupart des macroinvertébrés benthiques ont des plages spécifiques autour d'un optimum qu'ils peuvent tolérer (**Dallas & Ross Gillespie, 2015**), donc, la température est un facteur fondamental pour leur distribution (**Ward & Stanford, 1982**).

Trois facteurs indissociables ; la structure, les fonctions des écosystèmes et l'expression du vivant ; dans la dynamique des écosystèmes aquatiques (**NOSS, 1990**). Dans le bassin méditerranéen, il existe une large variabilité des conditions environnementales tels que les inondations et la sécheresse (**Pires et al., 1999**). la plus part des eaux courantes, qui existent dans cette région, ont un caractère non pérennes (**Skoulikidis et al., 2017**), et sont gravement

affectés par les pollutions chimiques ce qui les rend sensibles aux variations saisonnières de débit (**López-Doval *et al.*, 2013**).

En outre, ces rivières subissent divers facteurs de stress qui diminuent leur biodiversité et affectent leurs états écologiques entraînant une vulnérabilité accrue du fonctionnement des services écosystémiques (**Skoulikidis *et al.*, 2017**). Les faibles débits sont caractéristiques des saisons sèches, ainsi, les fluctuations de la température de l'eau, de la teneur en matière organique et de la transmission lumineuse ont toutes un impact sur le taux de dégradation des polluants et sur le degré de dilution que peuvent fournir les émissions chimiques (**Larned *et al.*, 2010 ; Arenas-Sánchez *et al.*, 2019**).

5- RESULTATS ET INTERPRETATION :

5-1- Etude de la variabilité spatiale des peuplements de MIB :

5-1-1- Inventaire faunistique :

Au total, 8 031 individus ont été recensés, appartenant à 45 familles, 14 ordres et 5 classes. La classe *Insecta* était la plus dominante, à elle seule 9 ordres. (Tableau 02).

Tableau 02 : Checklist de la faune benthique dans les 12 sites d'étude.

<i>Phylum</i>	<i>Classe</i>	<i>Ordre</i>	<i>Famille</i>	<i>Nombre</i>		
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1097		
			Caenidae	1774		
			Heptagenidae	259		
					Lepotophlebiidae	119
					Isonychiidae	1
			Trichoptera	Hydropsychidae	395	
				Goeridae	3	
				Limnephilidae	149	
					Hydroptilidae	9
		Coleoptera	Dytiscidae	189		
			Gyrinidae	8		
			Hydrophilidae	102		
			Haliplidae	34		
			Carabidae	1		
		Odonata	Aeshnidae	56		
			Libellulidae	102		
			Gomphidae	50		
			Coenagrionidae	150		
			Platycnemididae	126		
			Lestidae	13		
			Calopterygidae	22		
	Diptera		Tipulidae	20		
		Chironomidae	1439			
		Simuliidae	836			
		Scatophagidae	1			
		Tabanidae	43			
		Culicidae	103			
		Syrphidae	8			
		Empididae	2			
		Stratiomyidae	1			
	Heteroptera	Notonectidae	162			
		Nepidae	37			

			Veliidae	30
			Corixidae	353
			Hydrometridae	1
			Pleidae	2
		Megaloptera	Sialidae	1
Mollusca	Gasteropoda	Basommatophora	Planorbidae	64
			Lymnaeidae	31
Annelida	Clitellata	Haplotaxidae	Lumbriculidae	4
		Arhynchobdellida	Hirudinea	50
Nematoda	Enoplea	Mermithida	Mermithidae	10
			Nombre total	8031

5-1-2- Description des peuplements :

5-1-2-1- Abondance :

Le phylum *Arthropoda* était le plus abondant, représentant 97,82 % des individus (N = 7698). Les autres phylums étaient moins représentés : *Mollusca* (N= 95 ; 1,18 %), *Annelida* (N= 54 ; 0,80 %) et *Nematoda* (N= 10 ; 0,20 %) (Figure 3).

Durant la période d'étude (de janvier 2021 jusqu'au décembre 2021), le nombre minimum de 19 individus a été enregistré dans le lac Ouled Msallem, tandis que le maximum de 1 432 individus a été observé au barrage Babar.

Chez les macroinvertébrés de la classe *Insecta*, l'ordre *Diptera* dominait avec **9 familles**, représentant 23,08 % des individus, suivi des ordres *Ephemeroptera* et *Odonata*, chacun regroupant **7 familles**, soit 17,95 % respectivement (Figure 4).

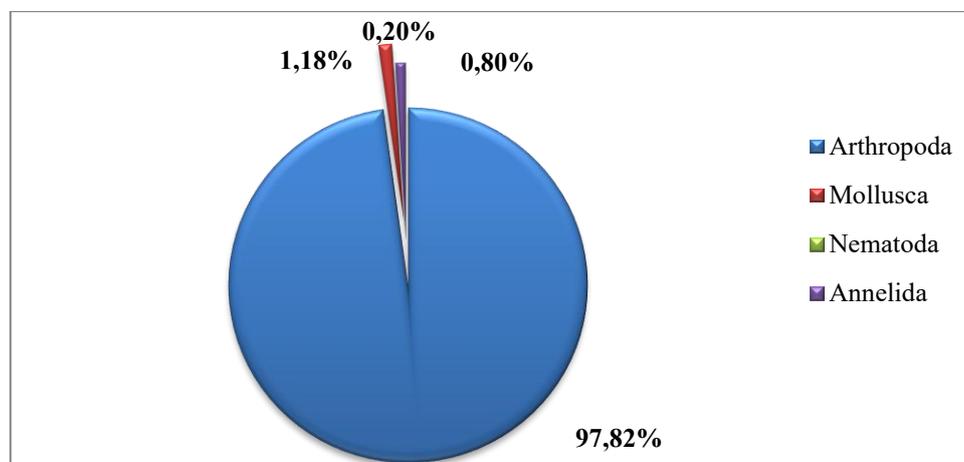


Figure 03 : Répartition de l'Abondance de la faune selon le Phylum.

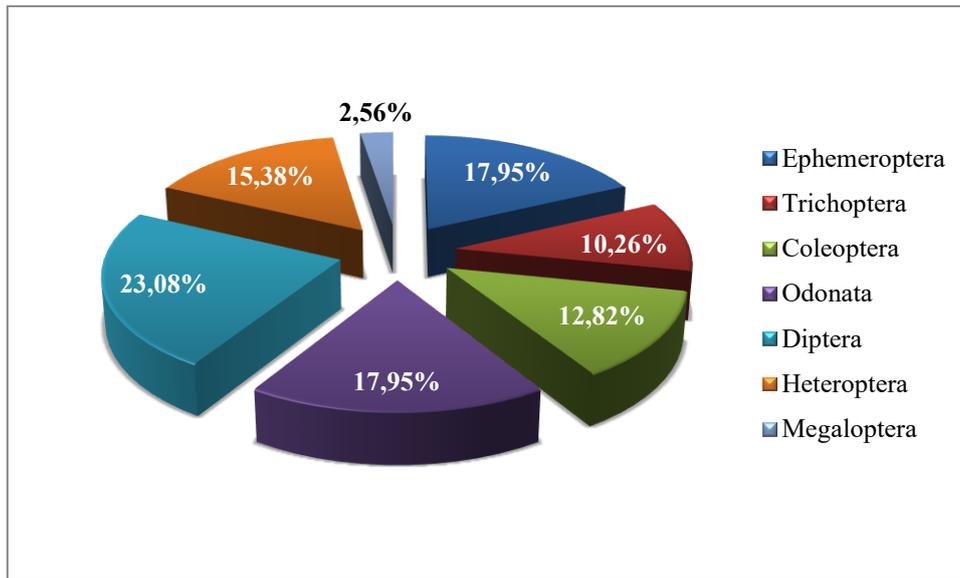


Figure 04 : Abondance global des Insectes par Ordre.

5-1-2-2- L'abondance des Diptera :

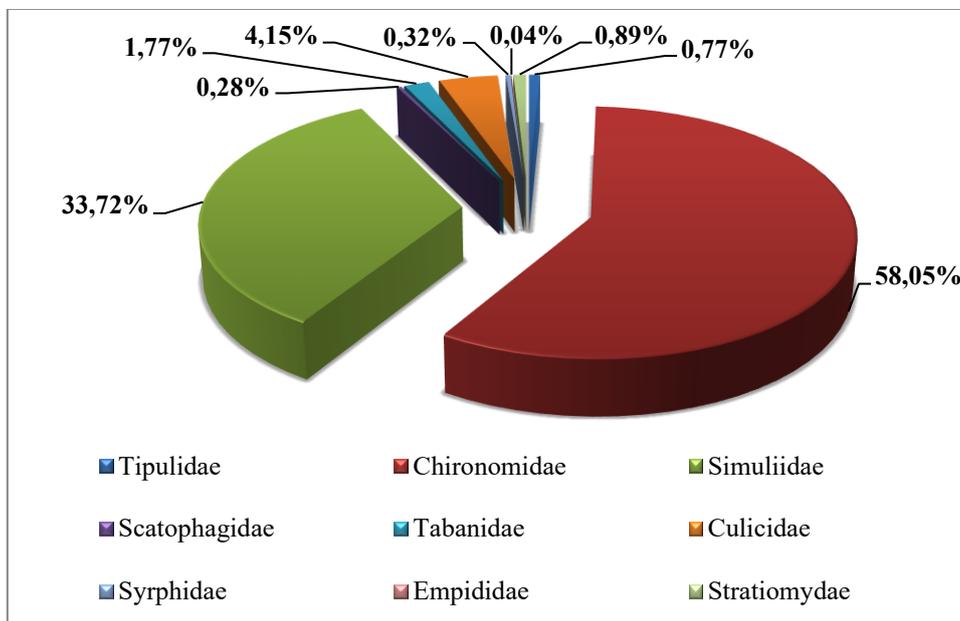


Figure 05 : Abondance des familles de *Diptera*.

Pendant l'étude et chez les *Diptera*, la famille la plus abondante était *Chironomidae* (N = 1 439 ; 58,05 %), suivie de *Simuliidae* (N = 836 ; 33,72 %) (Figure 5).

5-1-2-3- Abondance en fonction des sites :

Parmi les eaux courantes, les oueds Hammam Essalihine et Ibkan présentaient les plus fortes abondances, avec respectivement N= 905 et N= 867 individus. De plus, le barrage Babar était le site le plus abondant par rapport aux autres, avec un total de N= 1 460 individus durant la période d'étude (Figure 06).

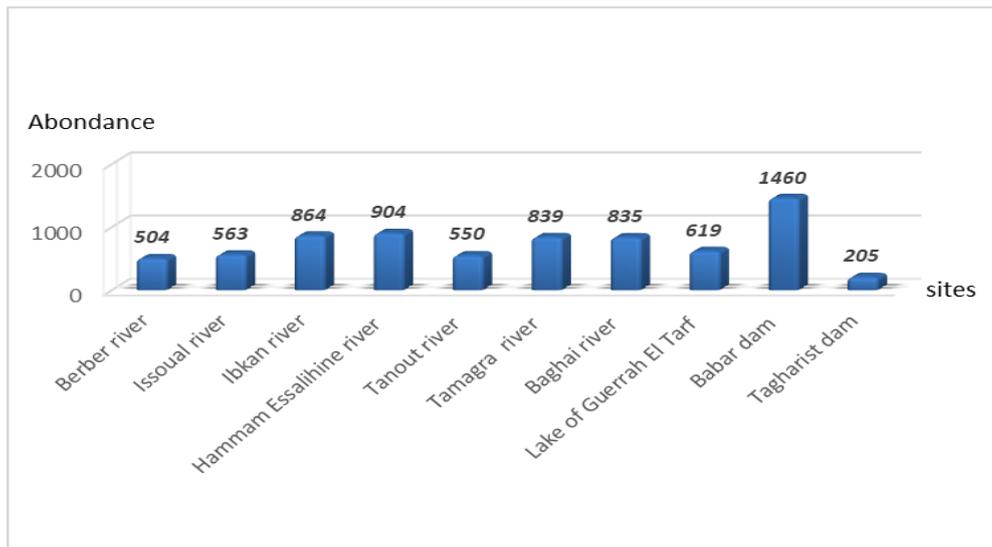


Figure 06 : Abondance par site d'étude.

5-1-3- Caractérisation des communautés de MIB :

L'analyse du NMDS indique qu'il existe un certain degré de chevauchement entre les communautés benthiques dans les sites lotiques et lentiques. Ce chevauchement met en évidence les similitudes entre les communautés (figure 07).

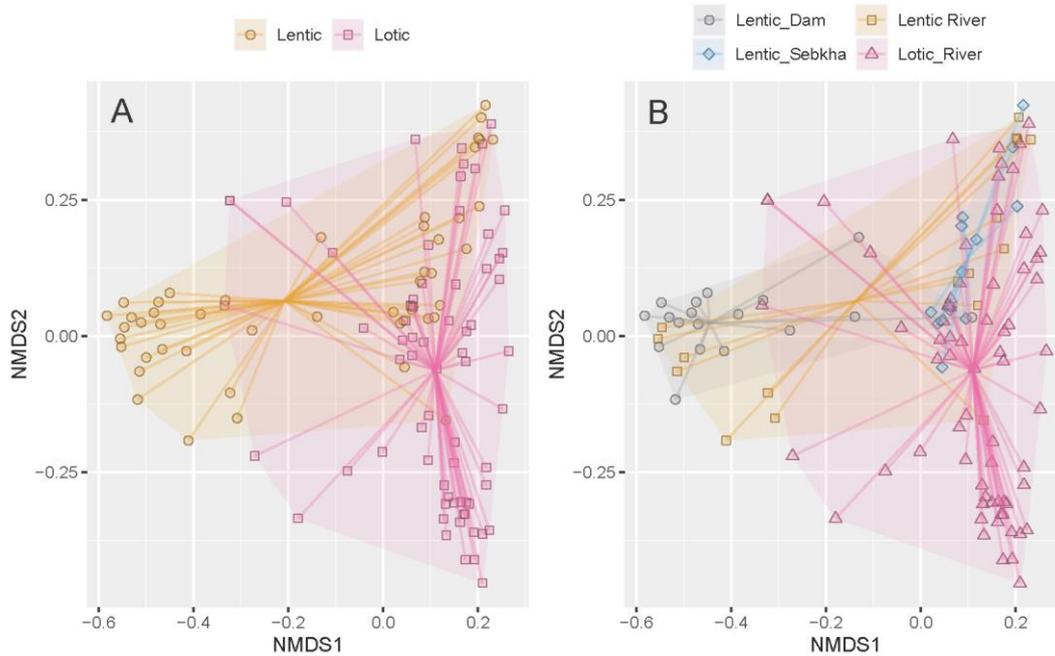


Figure 07 : Diagramme d’ordination NMDS illustrant la distribution taxonomique des communautés de macroinvertébrés. (A) deux types d’habitats : lotique et lentique. (B) dans quatre types d’habitats : lotique, sebkha, barrage et écosystème lentique.

5-2- Évaluation de la qualité de l’eau :

5-2-1- Température :

La température joue un rôle essentiel dans le milieu abiotique. Ses variations de agissent sur le pH, la conductivité électrique, ainsi que le taux de salinité des eaux (**Allan *et al.*, 2021 ; Bremond & Vuichard, 1973 ; Benchaaban, 2012**). Comme elle a un impact sur chaque activité essentielle, il a un impact significatif sur les taux de croissance, les cycles de vie et la productivité globale du système (**Allan *et al.*, 2021**).

Selon les résultats obtenus (figure 08) la température moyenne annuelle de l’eau varie entre (15,79°C ; 20,81°C) selon les sites d’étude. Cette hétérogénéité est liée à plusieurs facteurs, notamment l’heure des mesures, les caractéristiques de chaque station, en particulier l’altitude qui est influencé par les variations climatiques saisonnières). De plus l’activité anthropique qui entoure quelques stations comme l’agriculture, l’irrigation rejet d’usine et rejet d’abattoir peut également impacter ces variations.

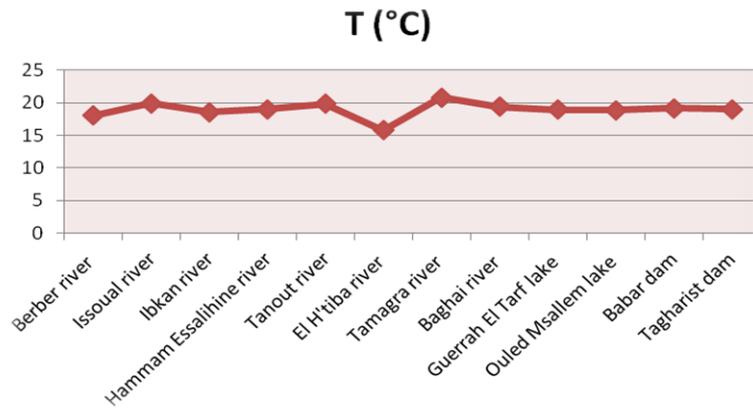


Figure 08 : Valeurs de la moyenne annuelle de la température de chaque site d'étude.

5-2-2- pH :

Le pH est un paramètre reflétant la concentration en ions H^+ d'une eau, permettant ainsi de déterminer son acidité, son alcalinité ou sa neutralité (Huliot, 2014). La Figure 09 illustre l'évolution du pH selon les sites étudiés. Les valeurs observées varient entre 6,21 et 7,53. La faune aquatique peut se développer correctement dans une plage de pH de 6 à 8 (Widad, 2008).

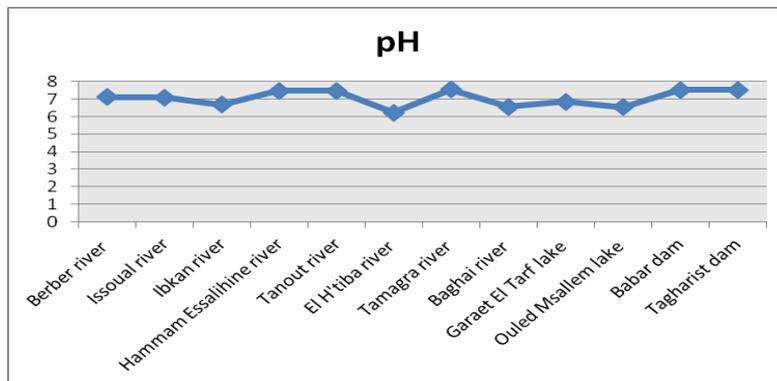


Figure 09 : Valeurs de la moyenne annuelle du pH des sites d'étude.

5-2-3- La conductivité électrique :

La salinité est exprimée par la conductivité électrique, qui reflète la teneur totale en ions (Philippart, 1991). Ainsi, l'évaluation de la minéralisation globale de l'eau est effectuée au moyen d'essais de conductivité (Huliot, 2014). En outre, la quantité de sels ionisables dissous détermine son pourcentage. Selon Mimeche (2008), il s'agit d'un indicateur fiable du niveau de minéralisation de l'eau.

Les sites d'Oued Hammam Essalihine, Sebkheth Garaet El Tarf, Sebkheth Ouled Msallem et Oued Baghaï présentent les valeurs de conductivité les plus faibles par rapport aux autres sites, où les valeurs varient entre 513,91 et 1737,25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 10).

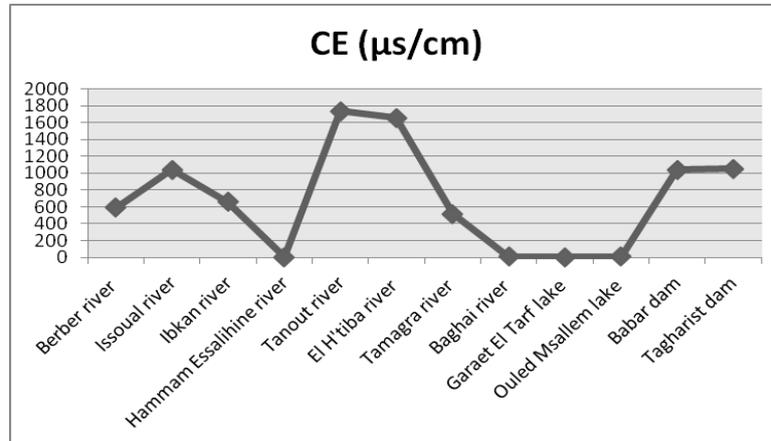


Figure 10 : La moyenne annuelle de la conductivité électrique pour chaque site.

5-2-4- La salinité :

Nous pouvons estimer la charge minérale de l'eau et de la salinité assez bien en utilisant la conductivité électrique (Mimeche, 2014). Elle est corrélée et dépend des types d'ions, de la concentration et de la température. Ainsi, des valeurs supérieures à 1 mg/cm, Selon Rodier (1996), suggèrent une charge extrêmement élevée d'éléments minéraux.

Les résultats obtenus révèlent des variations de salinité entre les sites étudiés, avec un minimum enregistré à Oued Tamagra (0,15 g/L) et un maximum à Oued Hammam Essalihine (1,62 g/L) (Figure 11).

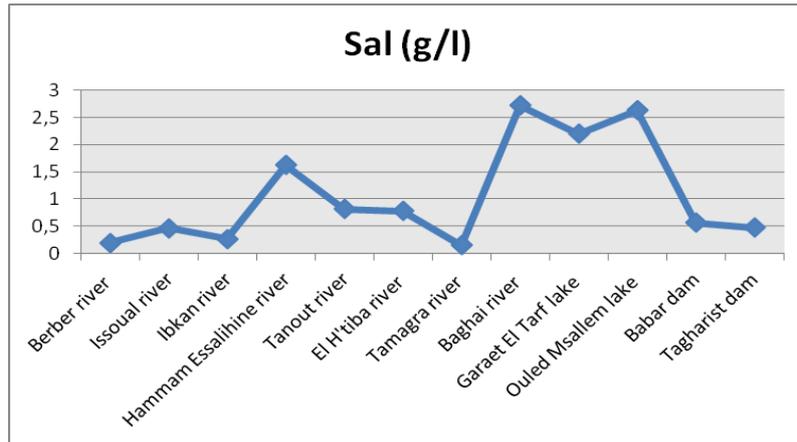


Figure 11 : La moyenne annuelle de la salinité pour chaque site.

5-2-5- Concentration en oxygène :

La concentration en oxygène présente des fluctuations entre les sites, avec un minimum de 80,72 % à Oued El H'tiba et un maximum de 106,85 % à Oued Baghaï (Figure 12).

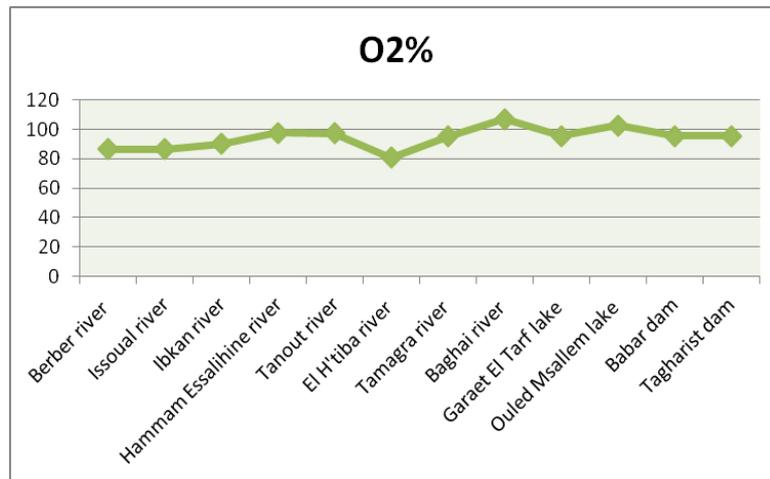


Figure 12 : Valeurs moyennes annuelles de la concentration en oxygène pour chaque site.

5-2-6- La profondeur :

La Figure 13 adopte les résultats de la profondeur des sites étudiés. Oued Baghaï est le site le plus profond avec 71,41 cm, tandis qu'Oued Tanout présente la profondeur la plus faible avec 4,95 cm. Pour les autres sites, les valeurs varient entre 9,2 cm et 12,75 cm.

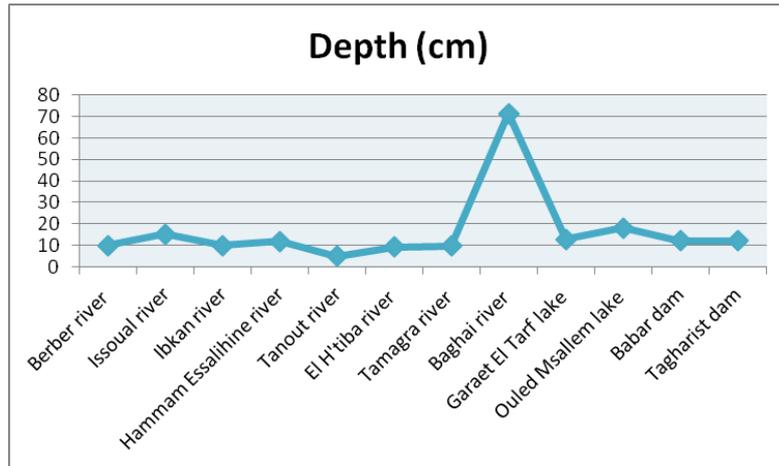


Figure 13 : Profondeur moyenne annuelle de chaque site.

5-2-7- La vitesse du courant :

Un élément écologique important qui établit l'existence d'un organisme en fonction de ses limites de tolérance est le courant (**Champoux & Claud, 1993**). Ainsi, il existe des différences importantes dans le débit, la longueur du lit et le substrat, la pente, les précipitations périodiques et la fonte des neiges qui influent toutes sur la vitesse du courant (**Lounaci, 1987**).

Deux groupes distincts sont représentées dans la figure (14): les eaux courantes et les eaux stagnantes. Les oueds : Berber, Issoual, Ibkhan, Hammam Essalihine et Tamagra, présentent variant entre 3.18s/m et 8.16s/m, les autres sites correspondent à des eaux stagnantes avec une vitesse de 0s/m.

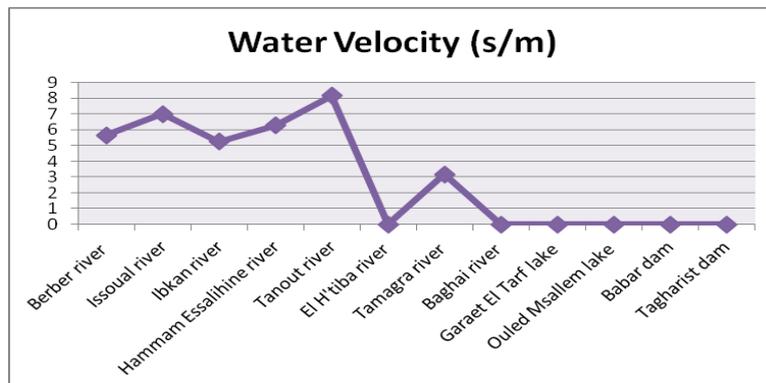


Figure 14 : Vitesse moyenne annuelle de l'eau de chaque site.

5-3- Structure de la communauté des macroinvertébrés : Organisations des familles :

Le RDA basée sur l'abondance des familles a montré que les sites lenticques recensés ont été regroupés et séparés des sites lotiques. RDA a montré que la vitesse de l'eau sépare deux groupes de macroinvertébrés benthiques avec plus de taxons corrélés avec des sites lotiques qu'avec des sites lenticques. RDA a montré que les trois types de sites lenticques présentaient certaines différences taxonomiques.

Les deux premiers axes de la RDA expliquent 72,5 % de la variance totale, avec 40,2 % pour le premier axe (RDA1) et 32,3 % pour le second (RDA2). Le modèle général de RDA est significatif ($F_{5,6} = 2,36$, $P = 0,002$) et présente un R^2 ajusté de 0,38.

L'analyse de sélection vers l'avant a mis en évidence un effet significatif du pH ($F_{1,9} = 3,71$, $P = 0,003$) et de la vitesse de l'eau ($F_{1,9} = 2,90$, $P = 0,002$) sur l'abondance des taxons de macroinvertébrés (Figure 07). Ces deux variables explicatives représentent ensemble 29,5 % de la variance totale (R^2 ajusté = 0,29) (Figure 15).

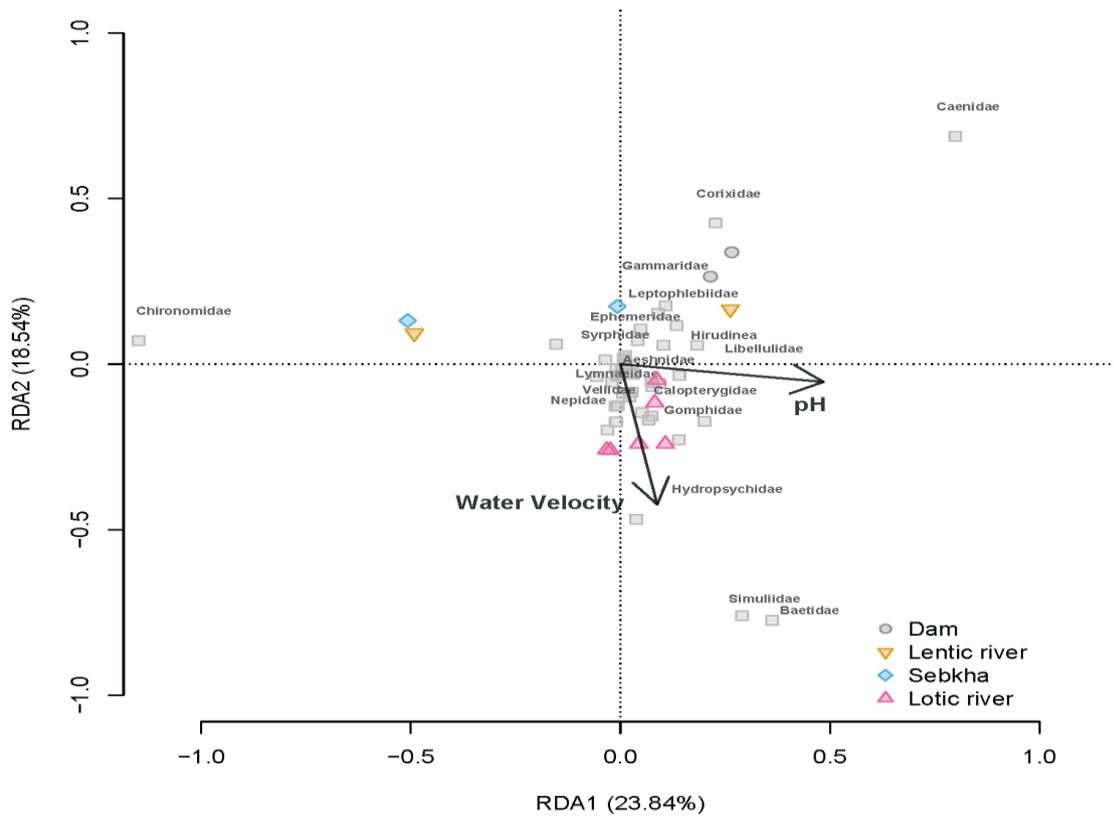
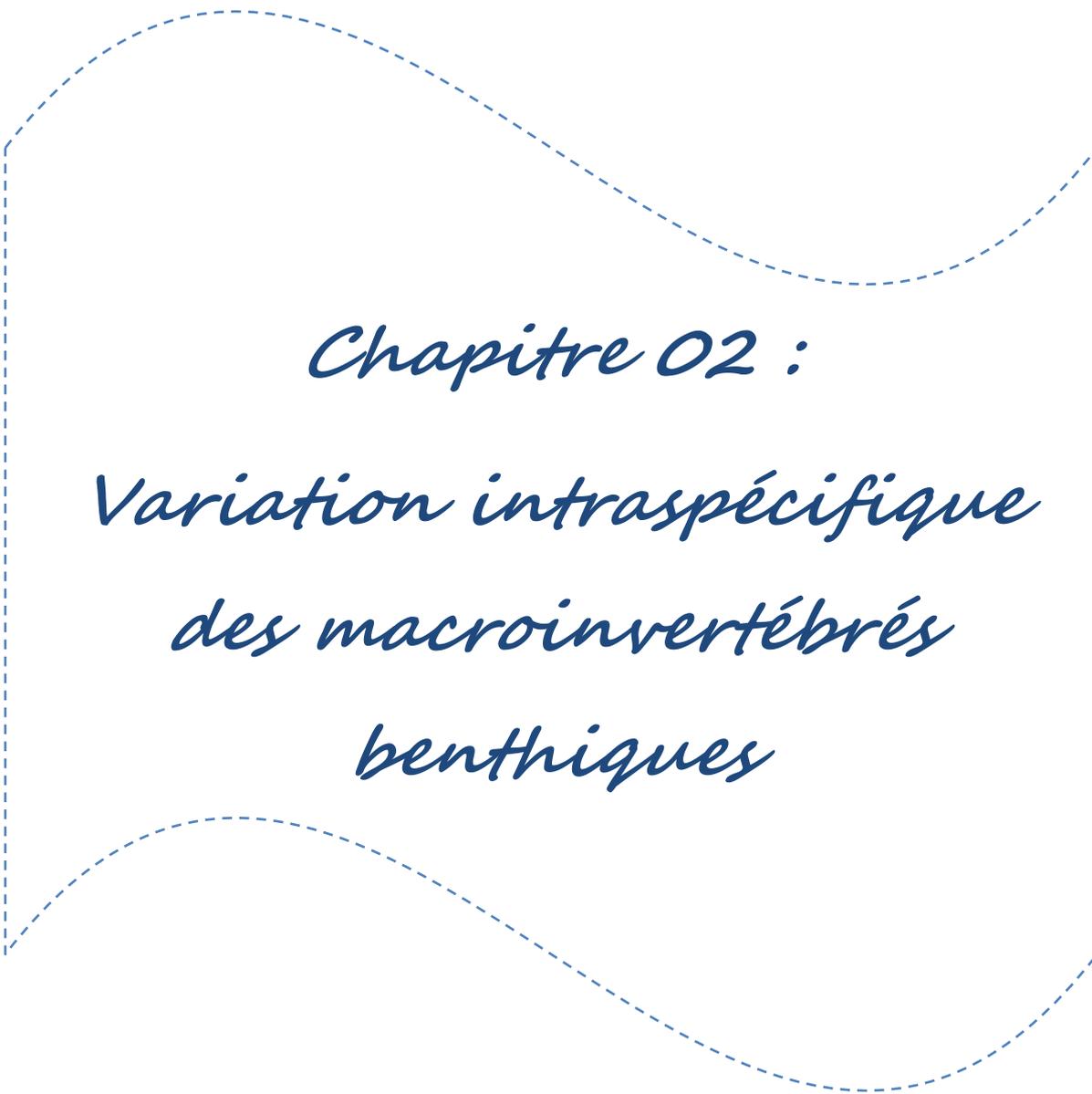


Figure 15 : Analyse de (RDA) des communautés de macroinvertébrés dans les systèmes aquatiques des hauts plateaux algériens, répartis en quatre types d'habitats : rivière lotique, écosystèmes lentic, sebkha et barrage. Une procédure de modélisation avancée a identifié le pH, la salinité et la vitesse de l'eau comme prédicteurs.



Chapitre 02 :
Variation intraspécifique
des macroinvertébrés
benthiques

1- Rôle trophique des macroinvertébrés benthiques :

Certaines espèces doivent passer par les filtres des bassins hydrographiques régionaux, comme le climat, la topographie et la géologie, pour vivre dans les cours d'eau (Poff., 1997). Ainsi que, les facteurs biotiques, tels que la compétition, la prédation et le parasitisme, qui jouent un rôle important à l'échelle locale (Heino *et al.*, 2012). De plus, la sélection des espèces au sein des communautés est déterminée par des paramètres abiotiques tels que la température, la chimie, la vitesse du courant et la taille du cours d'eau (Dunson & Travis, 1991).

Ensuite, les invertébrés aquatiques, qui peuvent influencer sur de nombreux éléments de leur vie, notamment le cycle vital, le choix de l'habitat et le comportement, dominant la structure trophique des cours d'eau (Wallace *et al.*, 1987 ; Yule, 1996).

Les macroinvertébrés jouent un rôle clé dans l'écologie et le fonctionnement des écosystèmes lotiques. Ils assurent une part importante du transfert de matière organique provenant de diverses sources, aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur du cours d'eau, à travers le réseau trophique (Richard & Vincent, 2017). De plus, ils contribuent au processus de décomposition microbienne en fragmentant les débris organiques, qui sont ensuite consommés et digérés en particules fines et excrétés, fournissant ainsi une source la nourriture pour d'autres consommateurs notamment les micro-organismes (Merritt & Communis, 1996 ; Fenoglio *et al.* 2002 ; George *et al.* 2010).

Dans leurs environnements respectifs, les macroinvertébrés aquatiques jouent un rôle essentiel dans divers processus biologiques. Les espèces qui fragmentent ou mastiquent les feuilles agissent comme des médiateurs dans des processus tels que la décomposition de la litière foliaire (Wallace, Webster & Cuffney, 1982 ; Cuffney, Wallace & Lugthart, 1990). Ces interactions trophiques sont étroitement liées aux communautés de macroinvertébrés aquatiques et sont influencées par plusieurs facteurs notamment la prédation, le choix de l'habitat et les cycles de vie (Chará-Serna *et al.*, 2010).

Les macroinvertébrés, principaux consommateurs des réseaux trophiques aquatiques, constituent un lien important entre les niveaux trophiques supérieurs (les poissons) et les niveaux trophiques inférieurs (les algues et les détritus et les communautés microbiennes) (Diaz Villanueva, Albariño & Canhoto, 2012). Ils jouent ainsi, un rôle fondamental dans l'écosystème aquatique en servant de canal pour le transfert de l'énergie vers les niveaux

supérieurs et en contribuant au recyclage des nutriments (**Benke & Huryn, 2010**). En outre, au-delà de leur rôle dans le transfert de l'énergie, ils contrôlent et régulent également son flux le long de la chaîne alimentaire aquatique (**Chew, 1974 ; Wallace & Webster, 1996**).

2- Analyse fonctionnelle des macroinvertébrés benthiques :

Les insectes aquatiques sont essentiels pour comprendre l'organisation trophique des cours d'eau chez les invertébrés (**Cummins, 1973**). La manière la plus simple de comprendre le rôle d'un macroinvertébré dans son écosystème est d'analyser ses ressources alimentaire et ses activités préférées. Les comportements et les stratégies d'alimentation qu'une population d'espèces utilise pour consommer sa nourriture déterminent son rôle écologique dans les processus écosystémiques (**Wallace & Webster, 1996**).

Cette idée constitue la base de l'approche des groupes fonctionnels (*Functional Feeding Group*, FFG), développée au début des années 1960 (**Merritt et al., 2017**). Dans cette approche, plutôt que de se baser sur les caractéristiques morphologiques des espèces, celles-ci sont classées catégorisées selon leurs sources alimentaires et leurs mécanismes d'acquisition de la nourriture (**Cummins 1973 ; Cummins & Klug 1979 ; Merritt & Cummins 1996**). La taxonomie n'est utilisée que dans la mesure nécessaire pour attribuer une valeur espèce à l'une des cinq catégories fonctionnelles de FFG (**Merritt et al., 2017**).

En divisant la population benthique en guildes trophiques, ou groupes d'alimentation fonctionnels (*Functional Feeding Groups*, FFG), la classification fonctionnelle des organismes aquatiques permet une meilleure compréhension de la dynamique trophique dans les écosystèmes aquatiques (FFG) (**Cummins et al, 2005**). Cummins et ses collaborateurs (**Cummins, 1973 ; Cummins & Klug, 1979**) ont introduit l'utilisation des groupes d'alimentation fonctionnels (FFG) comme outil pour faciliter l'intégration des macroinvertébrés dans les études des processus des écosystèmes aquatiques comme un outil facilitant l'intégration des macroinvertébrés dans l'étude des processus écosystémiques aquatiques.

En tant qu'acteurs clés des réseaux trophiques fluviaux, les macroinvertébrés assurent des liens essentiels entre les niveaux trophiques inférieurs et les ressources basales (**Merritt et al., 2017**).

Chapitre 02 : Variations intraspécifiques des macroinvertébrés benthiques.

Les macroinvertébrés benthiques ont été classés comme broyeurs, grattoirs, collecteurs (filtreurs ou ramasseurs), et prédateurs afin de mettre en évidence l'importance de leurs rôles écologiques (Cummins, 1973 ; Merritt & Cummins 1996 ; Cummins, 1974). L'avantage de cette classification est qu'elle combine des mécanismes comportementaux (comme les habitudes alimentaires) et des traits morphologiques (comme la spécialisation des parties buccales) que les macroinvertébrés utilisent pour exploiter leurs ressources alimentaires (Cummins & Klug, 1979).

De plus, Allan *et al* (2021) mentionnent que les FFGs regroupent des espèces qui remplissent des fonctions comparables au sein de la communauté et sont classées selon des caractéristiques physiologiques, morphologiques, biologiques ou autres liées à un écosystème et au comportement des espèces.

La diversité, la qualité et la quantité des ressources présentes dans le système, ainsi que la composition des espèces, la taille de la population et les connexions trophiques sont les principaux facteurs influençant le transfert d'énergie et de nutriments dans les réseaux trophiques aquatiques (Cummins *et al.*, 2005). An *et al* (2021), ont confirmé que les espèces appartenant aux groupes fonctionnels entretiennent, ce qui leur permet de mieux refléter la biodiversité des écosystèmes aquatique et les processus écologiques qui influencent les communautés aquatiques. Selon Merritt *et al.* (2017), la méthode des *Functional Feeding Groups* FFG repose sur l'hypothèse que les populations de macroinvertébrés sont adaptées pour exploiter efficacement les ressources alimentaires disponibles. Ces ressources sont directement corrélées aux bases nutritives des cours d'eau. Ainsi, les FFGs reposent sur une correspondance directe entre les populations de macroinvertébrés capables d'exploiter efficacement une source alimentaire spécifiques et les catégories de ressources nutritives présentes dans les milieux d'eau douce (Allan *et al.*, 2021)

3- Groupes d'alimentation fonctionnels (FFG) :

Merritt *et al.*, (2008) ; Ramirez & Gutiérrez-Fonseca (2014) ; Cummins (2016) ; Allan *et al.*, (2021), ont identifié les catégories utilisées pour classer les macroinvertébrés aquatiques (Tableau 03) :

Les grattoirs (Sc) : Habituellement présents sur les roches et autres substrats. Ils consomment du périphyton, composé de bactéries, de champignons et d'algues.

Chapitre 02 : Variations intraspécifiques des macroinvertébrés benthiques.

Les perceurs (Pc) : Consomment essentiellement les fluides des plantes vasculaires qu'ils perforent. Ils sont également appelés les herbivores.

Les broyeurs (Sh) : Ils se nourrissent de litière végétale riveraine, de plantes vasculaires aquatiques, de bois et les détritux végétaux. Ils fragmentent les gros débris en particules plus petites facilitant ainsi leur absorption par d'autres organismes et contribuant à la décomposition globale de la matière organique.

Les collecteurs (GC) : Absorbent les matériaux qui peuvent flotter dans la colonne d'eau ainsi que les particules fines de matière organique (FPOM) transportées dans la colonne d'eau (*collecteurs-filtreurs*) ou déposées sur le fond (*collecteurs-rassembleurs*).

Les filtreurs (Ft) : Captent les particules en suspension dans la colonne d'eau. Certains possèdent des structures spécialisées leur permettant de filtrer les particules organiques et les microorganismes. Ils consomment également du biofilm.

Les prédateurs (Pr) : Se nourrissent d'autres organismes vivants. Certaines espèces possèdent des mâchoires adaptées à la capture et à la consommation de proies vivantes.

Les groupes fonctionnels trophiques ont été développés dans le RCC (*River Continuum Concept*) en tant que réponses biologiques adaptées aux milieux écologiques fluviaux. Ces groupes sont issus de l'analyse des particules alimentaires consommées par les organismes (contenu intestinal) et de leur mode d'ingestion (morphologie de leurs pièces buccales) (Cummins, 1973 ; Cummins & Klug, 1979).

L'un des modèles fonctionnels les plus populaires pour étudier les écosystèmes fluviaux est le (RCC). En fonction de l'évolution des conditions physiques, il prend en compte la disponibilité, l'origine (allochtone ou indigène) et l'évolution de la matière organique (MO) le long du gradient amont-aval. Cette idée indique qu'en réponse aux variations de la teneur en matière organique, les écosystèmes fluviaux sont disposés le long de l'axe des rivières en groupes d'alimentation fonctionnels (*Functional Feeding Groups*, FFGs) (Vannote *et al.*, 1980).

En amont, la matière organique particulaire grossière (*Coarse Particulate Organic Matter*, CPOM), provenant principalement de la végétation riveraine, est abondante, favorisant la dominance des broyeurs. Toutefois, en progressant vers l'aval, la proportion de CPOM diminue en raison de sa fragmentation et de sa transformation en matière organique particulaire

Chapitre 02 : Variations intraspécifiques des macroinvertébrés benthiques.

fine (*Fine Particulate Organic Matter*, FPOM). Par conséquent, la proportion relative de broyeurs diminue, tandis que celle des grattoirs, brouteurs et collecteurs-filtreurs augmente, en lien avec la disponibilité accrue du périphyton et du biofilm en aval (**Vannote *et al.*, 1980**)

Chapitre 02 : Variations intraspécifiques des macroinvertébrés benthiques.

Tableau 03 : Système de classification générale des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) (Merritt & Cummins, 2006).

Groupe fonctionnel	Subdivision des groupes fonctionnels		Exemples des Taxa	Plage générale de la taille des particules des aliments (mm)
	L'aliment dominant	Mécanismes d'alimentation		
Broyeurs	Tissu végétal d'hydrophytes vasculaires vivants	Herbivores-pêcheurs et mineurs de macrophytes vivants	Trichoptera : Phryganeidae, Leptoceridae	>1
	Décomposition des tissus végétaux vasculaires et des particules organiques grossières de bois	Détritivores-pêcheurs, perceurs de bois	Plecoptera: Nemouridae, Peltoperlidae Diptera: Tipulidae, Trichoptera: Limnephilidae, Lepidostomatidae Crustacea: Amphipoda	
Collecteurs	Décomposition de la matière organique particulaire fine			
Filtreurs		Détritivores-filtreurs ou mangeurs de matière en suspension	Trichoptera: Hydropsychidae, Diptera: Simuliidae	<1
Ramasseurs		Détritivores ou collecteurs de dépôts (sédiments) (comprend les collecteurs de film de surface)	Ephemeroptera: Ephemeridae Diptera: Chironomidae	<1
	Algues attachées au périphyton et matériel associés	Grattoirs herbivores de minéraux et Surfaces organiques	Trichoptera: Glossosomatidae Coleoptera: Psephenidae Ephemeroptera: Heptageniidae	<1
Prédateurs	Tissu animal vivant	Les carnivores attaquent les proies, transpercent les tissus et les cellules, et sucer des fluides	Hemiptera: Belostomatidae Naucoridae	>1
	Tissu animal vivant	Carnivores-ingèrent des animaux entiers	Odonata, Plecoptera: Perlidae Megaloptera: Corydalidae Sialidae	>1

4- Mécanismes d'alimentation :

Les stratégies d'alimentation sont des caractéristiques communes qui reflètent l'adaptation des espèces aux conditions environnementales locales et aux propriétés des ressources alimentaires. Elles peuvent être intégrées dans une mesure unique applicable à différentes communautés, indépendamment de leur composition taxonomiques (**Statzner et al., 2004**). Cette approche permet d'évaluer les communautés de cours d'eau en s'appuyant sur la composition taxonomique des groupes fonctionnels d'alimentation (FFGs) (**Statzner et al., 2001 ; Poff et al., 2006 ; Merritt et al., 2017**).

4.1- Consommateurs de CPOM (Coarse particulate organic matter) :

Toute particule organique de plus d'un millimètre est classée comme matière organique particulaire grossière, ou (*Coarse Particulate Organic Matter*, CPOM), dans les cours d'eau (**Cummins, 1974**). Par ailleurs, parmi les voies trophiques impliquant la CPOM, celle des broyeur est la plus étudiée. Ces invertébrés se nourrissent des feuilles tombées en automne dans les cours d'eau boisés, jouant ainsi un rôle clé dans le cycle de la matière organique (**Cummins et Klug 1979**).

La liaison CPOM typique d'un petit cours d'eau d'une zone tempérée suit un schéma typique (Figure 14). Ce modèle repose sur la voie trophique la plus étudiée impliquant la CPOM, à savoir l'action des broyeurs, des invertébrés qui se nourrissent des feuilles tombées en automne dans les cours d'eau boisés (**Cummins et Klug 1979**).

Plusieurs groupes d'invertébrés participent à la dégradation des feuilles, notamment les crustacés (en particulier les amphipodes, les isopodes), les gastéropodes et diverses larves d'insectes. Parmi ces dernières, on retrouve des représentants des familles de Trichoptera (*Limnephilidae*, *Lepidostomatidae*, *Sericostomatidae*, *Oeconesidae*) et de Plecoptera (*Peltoperlidae*, *Pteronarcidae*, *Nemouridae*), ainsi que des larves de Tipulidae. Alors que les nymphes *Peltoperlidae* évitent la vénéation et se concentrent principalement sur la mésophylle, la cuticule et les cellules épidermiques, la *Tipulidae* et de nombreuses larves *Limnephilidae* caddis consomment toutes les parties de la feuille, y compris la mésophylle et la vénéation (**Ward & Woods, 1986**). Les plus gros crustacés peuvent déchirer et avaler de plus gros fragments de feuilles, tandis que la radula des escargots et les parties buccales de *Gammarus* sont les meilleures pour gratter les tissus plus mous (**Anderson & Sedell, 1979**).

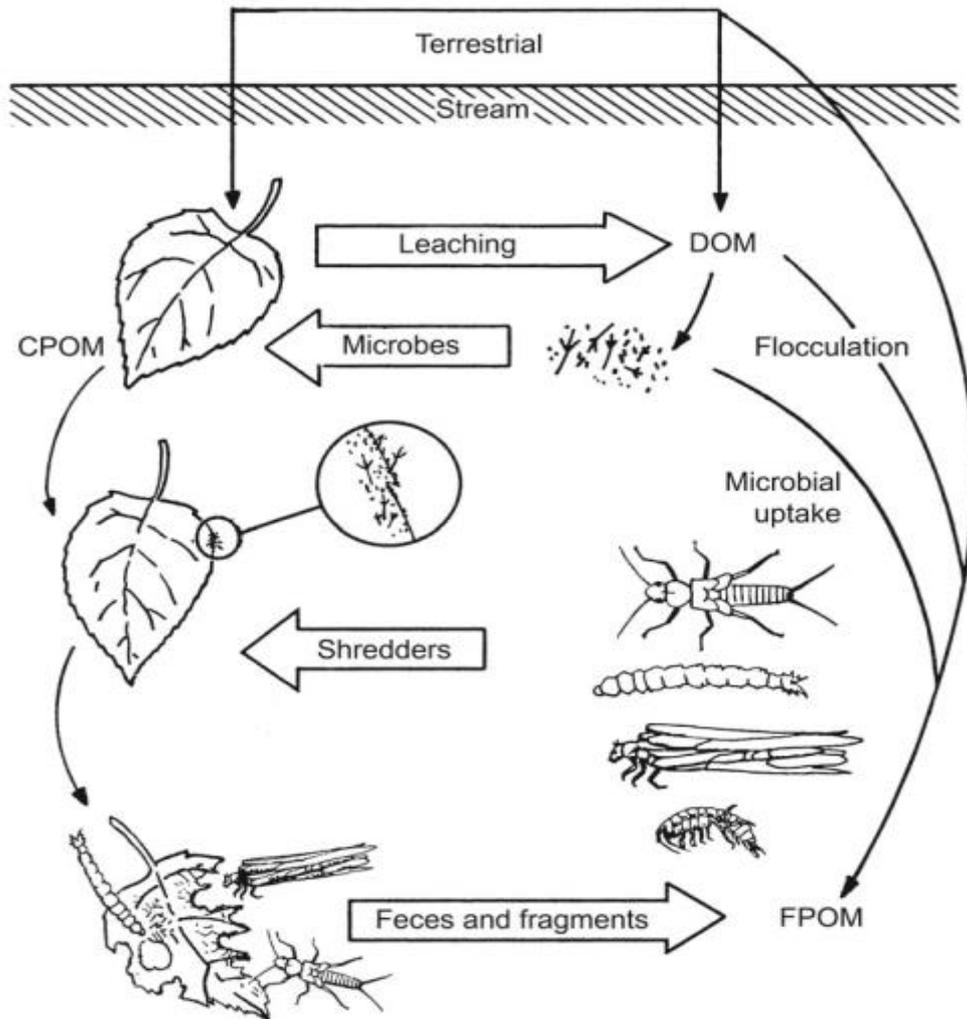


Figure 16 : Exemple d'un ruisseau en forêt tempérée à feuilles caduques – relation entre les broyeurs et la CPOM. Une grande partie de la CPOM est fragmentée en particules plus petites sous l'action des invertébrés détritivores, de l'activité microbienne (notamment des champignons) et de l'abrasion physique. Le carbone organique dissous (*Dissolved Organic Matter*, DOM) et le CO₂ sont libérés par lessivage chimique, excrétion microbienne et respiration. Cependant, une part importante du carbone initial est transférée vers d'autres compartiments détritiques sous forme de fragments et d'excréments. (*Reproduit de Cummins & Klug, 1979 ; Source : Allan et al., 2021*).

4-2- Consommateurs de FPOM (Fine particulate organic matter) :

Les particules de taille comprise entre 0,45 et 1,00 mm, en suspension dans la colonne d'eau ou déposées dans les habitats lotiques, sont appelées matières organiques particulaires fines (FPOM). La FPOM peut être subdivisée en plusieurs fractions moyennes (250-1000 µm), petites (100-250 µm), fines (45-100 µm), très fines (25-45 µm) et ultrafines (0,45-25 µm). Toutes les matières organiques qu'elles soient vivantes (bactéries, algues, protozoaires, invertébrés, etc.) ou non vivantes (matières organiques amorphes, détritus et sédiments inorganiques en suspension) de 0,45 mm à 1 mm sont considérées comme des matières particulaires fines en suspension, aussi appelées sestons. La FPOM provient de diverses sources notamment la fragmentation des particules les plus grosses sous l'action des forces physiques, l'ingestion et les excréctions par les animaux, les processus microbiologiques, la floculation des composés organiques dissous et les apports terrestres (**Wotton, 1984, 2020**). En effet, FPOM trouve son origine de plusieurs manières. Parmi ces sources, les catégories considérées comme les plus riches en qualité incluent le périphyton, le biofilm, ainsi que les particules issues de la dégradation du CPOM (**Allan *et al*, 2021**).

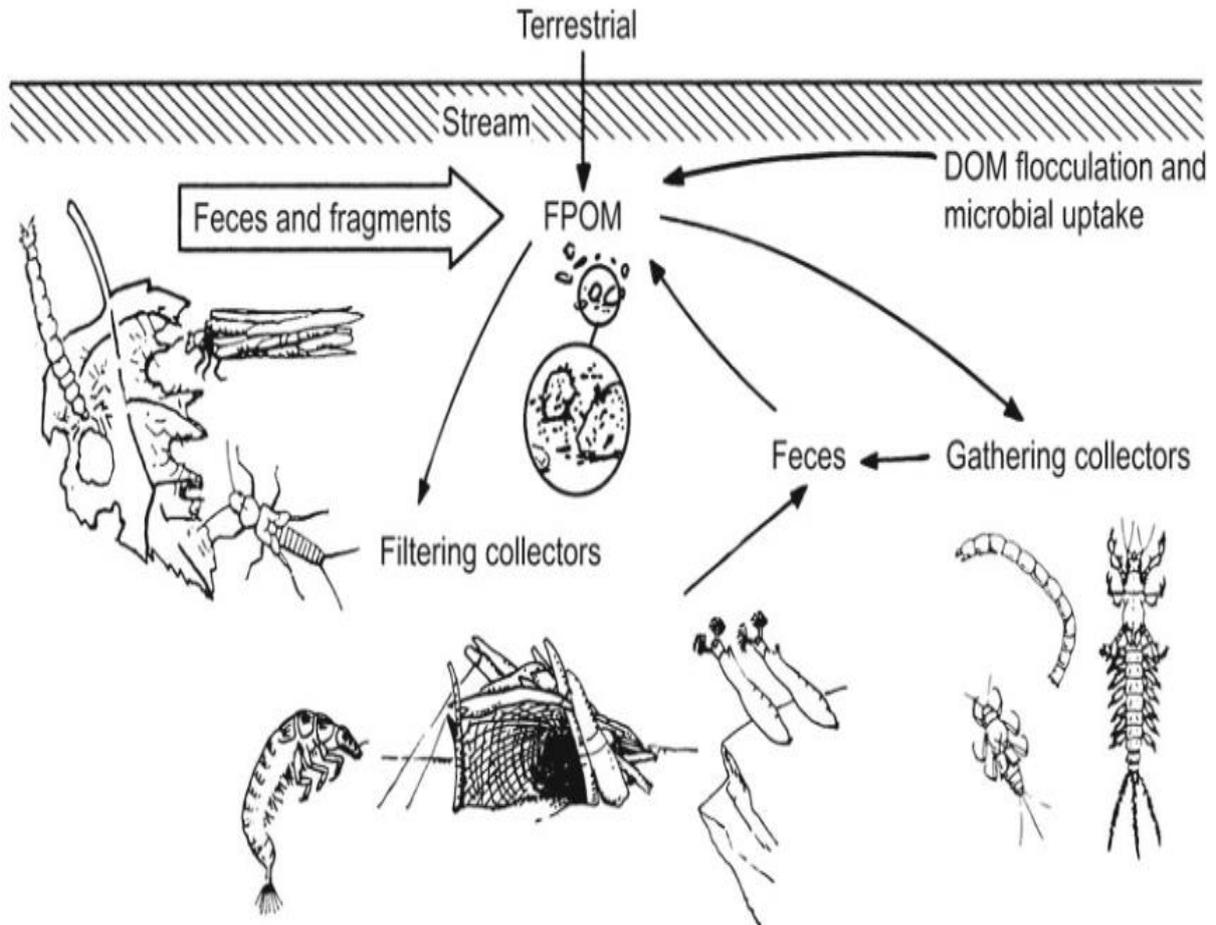


Figure 17 : Dans une forêt de feuillus tempérée, le collecteur : FPOM se connecte pour un petit ruisseau. Les matières fécales animales, les apports terrestres, les cellules d’algues et les biofilms sont quelques-unes des sources de particules détritiques inférieures à 1 mm. Les filtreurs absorbent le FPOM et les microbes apparentés de la colonne d’eau, tandis que les collecteurs-cueilleurs les prélèvent dans le lit du cours d’eau (**Reproduit de Cummins et Klug 1979 ; Source : Allan et al., 2021**).

4-3- Herbivores :

Les principales voies par lesquelles les invertébrés consomment des producteurs primaires vivants sont les liens broyeur : périphyton et perceur : macrophyte (figure 18). Ce dernier se réfère principalement aux hydroptilidés, ou microcaddisflies, qui performent les cellules individuelles de filament d’algues et absorbent leurs fluides (**Cummins & Klug, 1979**). Les caractéristiques du tapis de périphyton et le mode d’herbivorie des invertébrés sont généralement mis en évidence dans les descriptions du processus de déchetage. Dans les ruisseaux, le périphyton, qui est principalement composé de diatomées, d’algues vertes et de

Chapitre 02 : Variations intraspécifiques des macroinvertébrés benthiques.

cyanobactéries, est présent pratiquement partout. Le degré d'herbivorie varie selon le type de développement des algues et varie entre les principaux groupes taxonomiques ; cependant, il semble que presque toutes les algues benthiques sont des aliments pour les broyeurs. Les broyeurs : périphyton et perceur : macrophyte, sont les principales voies d'ingestion de producteurs primaires vivants par les invertébrés (**Allan *et al.*, 2021**).

Le régime alimentaire d'un herbivore varie en fonction de plusieurs facteurs, notamment l'emplacement, l'âge, la saison et la disponibilité alimentaire (**Allan *et al.*, 2021**). Les invertébrés broyeurs présentent diverses spécialisations morphologiques à leur mode d'alimentation. Parmi celles-ci, on retrouve :

- Les mandibules perçantes des larves d'Hydroptilidae,
- La radula râpeuse des gastropodes (escargots),
- Les parties buccales masticatoires de certains éphéméroptères et les caractéristiques ressemblant à des broussailles,
- Les larves de Glossosomatidae, (**Trichoptères**), possèdent des mandibules qui ressemblent à des lames. On fait référence aux broyeurs, perceurs et grattoirs dans cet ordre. Il est éventuel que d'autres FFG consomment parfois des matières végétales. Les Collecteurs-ramasseurs consomment non seulement des débris et des bactéries, mais aussi des algues (**Lamberti & Moore, 1984 ; Allan *et al.*, 2021**).
- Les structures buccales spécialisées en forme de brosse chez d'autres espèces.

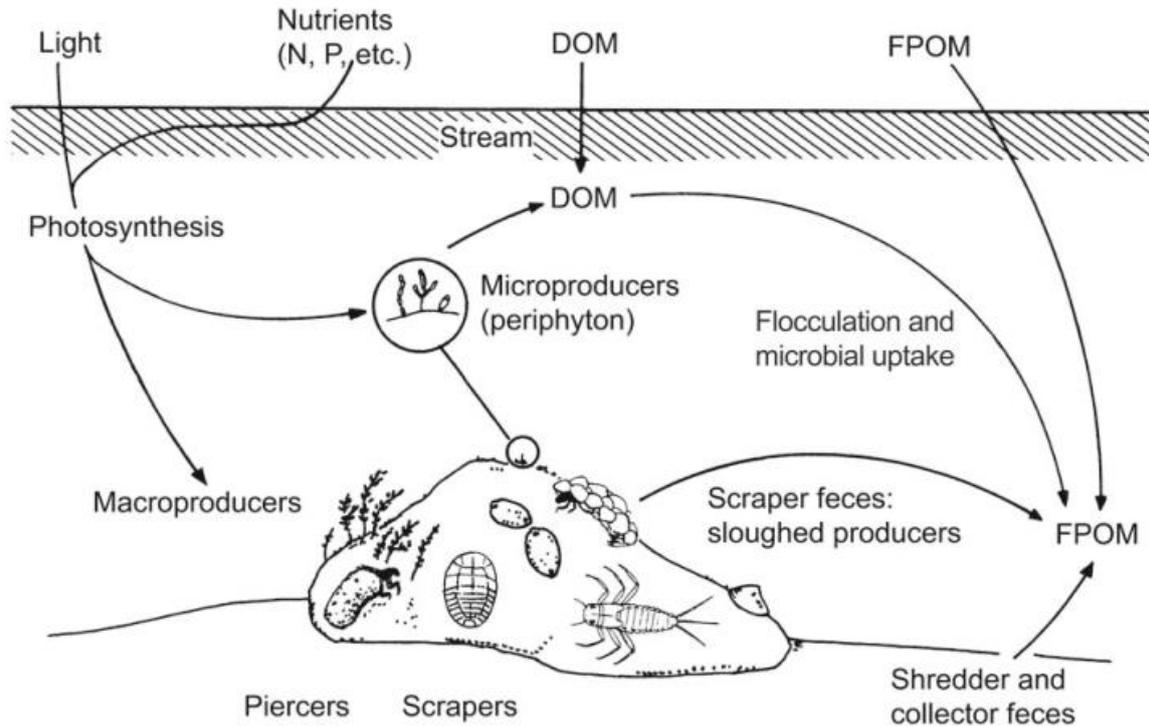


Figure 18 : Interactions entre les broyeurs, les périphytes et les macrophytes dans un cours d'eau tempéré (**Reproduit de Cummins & Klug 1979 ; Source : Allan *et al.*, 2021**).

Le mode d'alimentation des consommateurs détermine si la couche organique de périphyton-biofilm présente sur les surfaces du substrat est grattée ou feuilletée. Bien que les consommateurs se nourrissent principalement des microorganismes, de débris et, occasionnellement, d'animaux minuscules. Les diatomées et d'autres algues constituent une partie essentielle de leur régime alimentaire. Les perceurs comme les larves de caddis (*Hydroptilidae*) absorbent les fluides cellulaires en perforant les parois cellulaires des macroalgues (**Cummins & Klug 1979 in Allan *et al.*, 2021**)

4-4- Prédateurs :

Les partenariats prédateur-proie sont fréquents (image 01). La taille des invertébrés prédateurs varie considérablement, allant des protozoaires qui se nourrissent d'autres protozoaires aux insectes et crustacés capables d'ingérer de petits poissons et de grands invertébrés. Toutes les espèces deviennent des proies à un moment de leur vie. Bien que certaines espèces comme les bécassines (*Diptera : Athericidae*) et certains hémiptères, possèdent des pièces buccales perçantes, La majorité des prédateurs consomment leurs proies entières ou en fragments (**Cummins, 1973**).

Chapitre 02 : Variations intraspécifiques des macroinvertébrés benthiques.

Les stratégies de prédation varient également :

- Certaines espèces capturent leurs proies dans la suspension, comme certains Hydropsychidae.
- D'autres les prélèvent directement sur le substrat, comme les vers plats.
- La méthode de chasse diffère également entre les prédateurs actifs, qui traquent leurs proies, et ceux utilisant des techniques d'embuscade (**Peckarsky, 1984**).

Le type de prédation le plus fréquent est La prédation occasionnelle, ce qui comprend l'ingestion précoce (au début de leur vie) de macroinvertébrés, de protozoaires et de micrométazoaires..

Une carnivorie non planifiée peut offrir la protéine de haute qualité requise par de nombreux invertébrés pour compléter leur cycle de vie, ainsi que servir de connexion vitale entre les réseaux alimentaires microbiens et macro-consommateurs.

Prédateur-proie est une relation omniprésente. Tous les animaux sont des proies à un moment donné de leur existence, les invertébrés prédateurs sont présents dans toutes les tailles, depuis les protozoaires qui engloutissent d'autres protozoaires jusqu'aux insectes et crustacés capables d'ingérer de gros invertébrés et de petits poissons.

La majorité des prédateurs consomment leurs proies entières ou en fragments. Cependant certaines espèces comme les bécassines (Diptera : Athericidae) et certains hémiptères possèdent des pièces buccales perçantes qui leur permettent d'aspirer les fluides de leurs proies (**Cummins, 1973**).



Photo 01 : Un invertébré prédateur couramment observé dans les ruisseaux des montagnes rocheuses, aux États-Unis ; la mouche *Drunella* dévorant *Baetis*, (**Photo d'Angus McIntosh, in Allan *et al.*, 2021**).

5- RESULTATS ET INTERPRETATION

La classification des macroinvertébrés benthiques échantillonnées, en groupes d'alimentation fonctionnels a été réalisée en s'appuyant sur la documentation des travaux antérieurs notamment ceux de Merrit & Cummins (2006) ainsi que Merrit *et al*, (2017).

5-1- Groupes d'alimentation fonctionnels :

La figure suivante (19) présente la répartition des cinq groupes d'alimentation fonctionnels des macroinvertébrés benthiques collectés. Les collecteurs constituent le groupe le plus abondant avec un taux de (72% soit N= 4874), suivis par les prédateurs (16% ; N= 1097), ensuite les herbivores (5% ; N= 353), puis les grattoires (4% ; N= 262) et les broyeurs (3% ; N= 203).

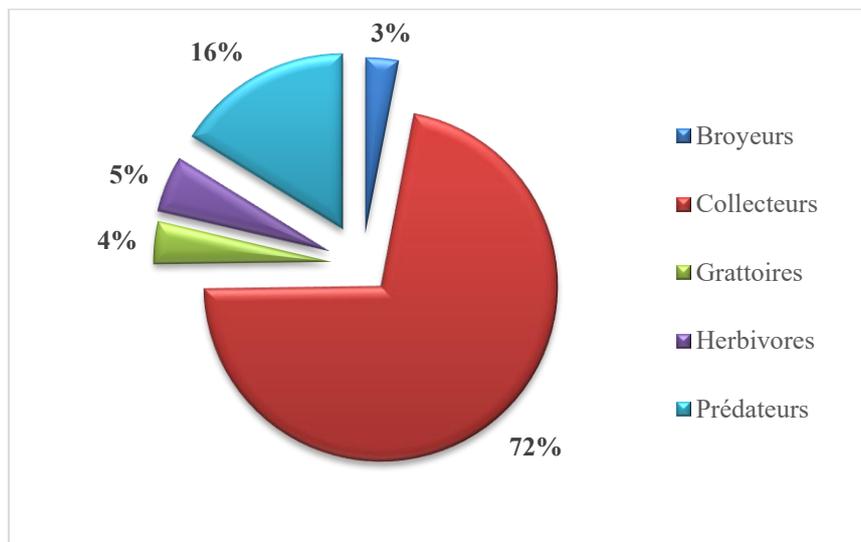


Figure 19 : Les groupes d'alimentation fonctionnels.

5-2- Collecteurs

Le groupe le plus dominant est celui des collecteurs ; représentant par la classe des *Ephemeroptera*, *Diptera* et *Trichoptera*. La famille des *Caenidae* représente le nombre le plus élevée (N= 1774), suivie par *Chironomidae* (N= 1439), *Baetidae* (N= 1097), *Hydropsychidae* (N= 395) et *Leptophlebiidae* (N= 119). Ainsi, *Ephemeridae*, *Syrphidae*, *Scatophagidae* et *Stratiomyidae* représentent respectivement un nombre de : 34, 08, 07, et 01 (figure 20).

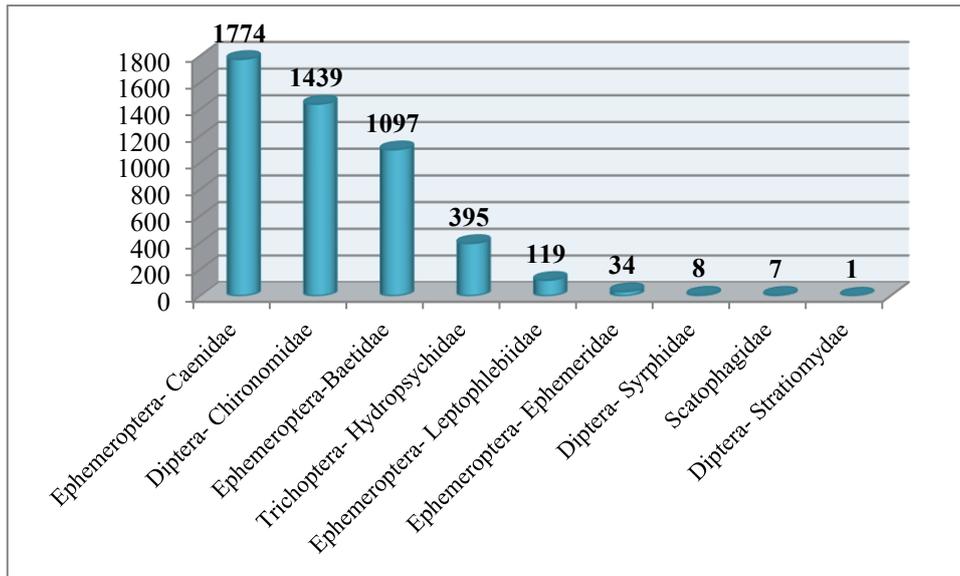


Figure 20 : Groupe des collecteurs représenté par classe/famille et nombre.

Répartition par famille :

Les résultats de la figure 20 nous laissent conclure que l'abondance de la famille des *Caenidae* (*Ephemeroptera*) est due à leur forte adaptation aux conditions environnementales.

Les *Chironomidae* (*Diptera*) sont considérés comme un groupe très tolérant aux variations environnementales et souvent indicateur de la qualité du milieu.

Les *Baetidae* (*Ephemeroptera*), c'est un autre groupe d'éphémères souvent présent dans les rivières et ruisseaux.

Les *Hydropsychidae* (*Trichoptera*) ce sont des collecteurs-filtreurs qui utilisent des filets de soie pour capturer les particules en suspension.

Les *Leptophlebiidae* (*Ephemeroptera*) sont moins nombreux ce qui peut indiquer des préférences écologiques spécifiques.

Pour finir, les autres familles telles que les *Ephemeridae*, les *Syrphidae*, les *Scatophagidae* et les *Stratiomyidae* sont très faiblement présentes. Cela reflète probablement leur préférence écologique plus spécifique ou une adaptation moindre aux conditions du lieu étudié.

5-3- Collecteurs (ramasseurs/ filtreurs):

Selon la figure 21, on remarque que les collecteurs sont subdivisés en deux sous-groupes principaux :

5.3.1. Les collecteurs –filtreurs avec un taux (22 % ; N= 1231) : Ce groupe est représenté par les *Hydropsychidae* et les *Simuliidae* (*Trichoptera*). Ces insectes utilisent des filets de soie pour capturer la matière organique particulière fine (FPOM) en suspension dans la colonne d'eau. Leur dominance indique probablement un environnement modéré à fort car ils ont besoin d'un débit suffisant pour filtrer efficacement leur nourriture.

5.3.2. Les collecteurs-ramasseurs (78% ; N= 4479) : ce groupe figurant les familles des *Chironomidae*, *Stratiomyidae*, *Syrphidae*, *Baetidae*, *Caenidae*, *Ephemeridae*, *Leptophlebiidae* et *Scatophagidae* Contrairement aux filtreurs, ils collectent la FPOM déposée sur le substrat (sédiments, débris organiques). Leur faible abondance par rapport aux filtreurs peut être expliquée soit par un substrat moins favorable à l'accumulation de FPOM. Soit un courant assez fort empêchant l'accumulation de FPOM, ce qui favoriserait les filtreurs.

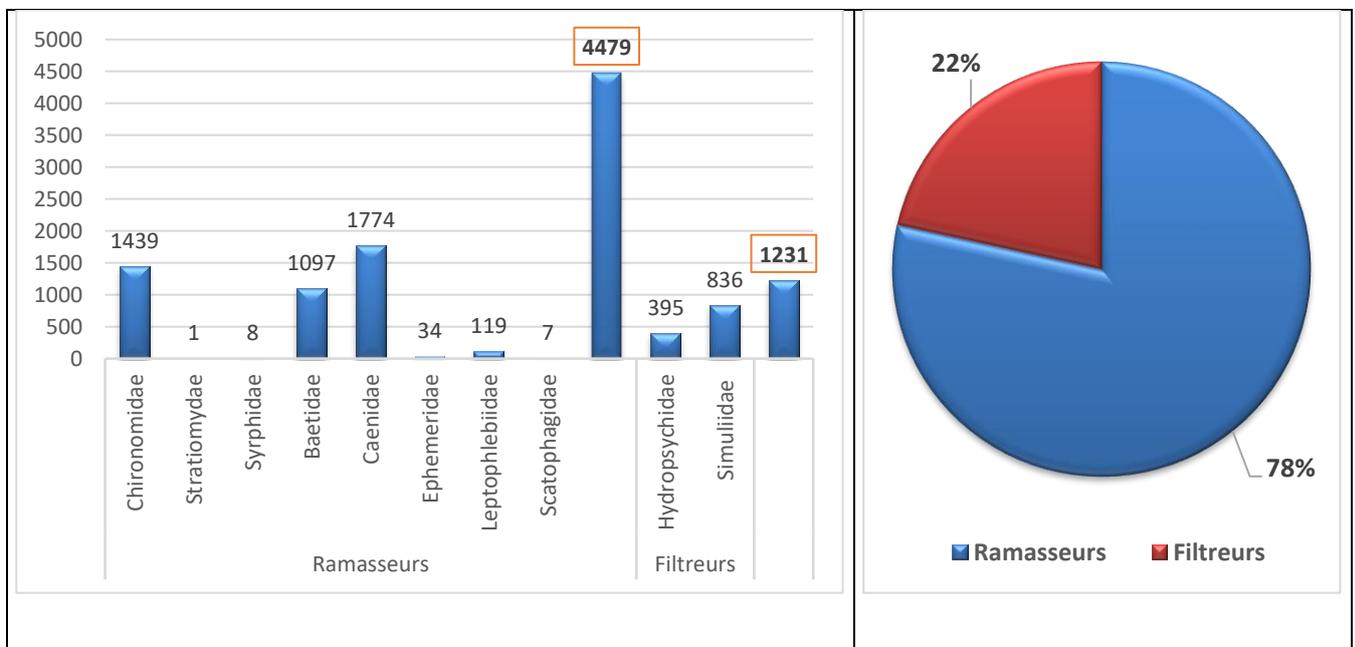


Figure 21 : Familles des collecteurs (ramasseurs & filtreurs).

5-4- Broyeurs:

La figure 22 illustre la répartition des trois familles de macroinvertébrés identifiées dans l'étude. Les *Limnephilidae* dominent largement avec un taux de 73% (N= 143) suivis des *Haliplidae* représentant 17% (N= 34). Tandis que les *Tipulidae* (N= 20), ils constituent 10% des broyeurs. (Figure 22).

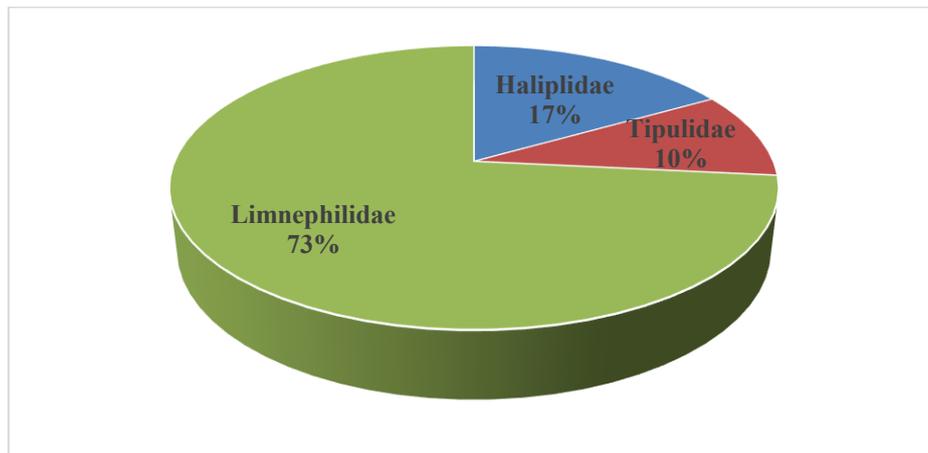


Figure 22 : Répartition de la famille des Broyeurs.

5-5- Grattoirs :

La figure 23 met en évidence la répartition des grattoirs, largement dominée par la famille des *Heptagenidae* avec 99 % du total (259 individus), tandis que la famille des *Goeridae* est faiblement représentée avec seulement 1 % (03 individus).

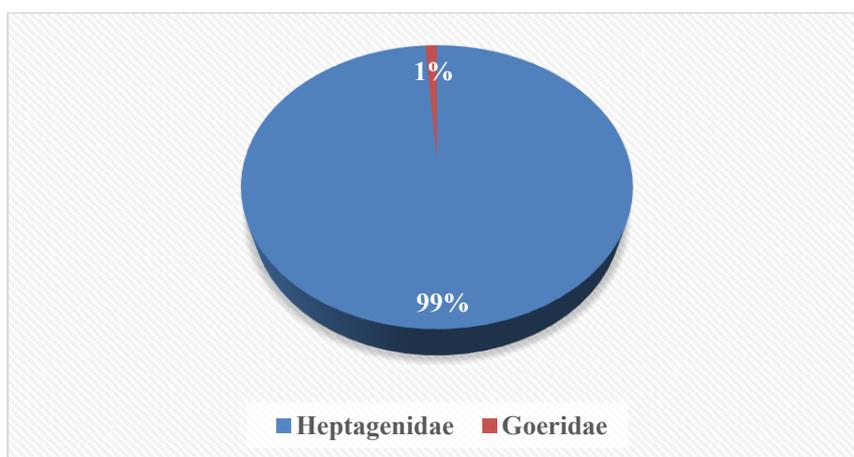


Figure 23 : Répartition des familles des grattoirs.

5-6- Herbivores :

La figure 24 suivante illustre le groupe des herbivores, exclusivement représenté par la famille des *Corixidae* avec un effectif total de 353 individus soit 100% de ce groupe.

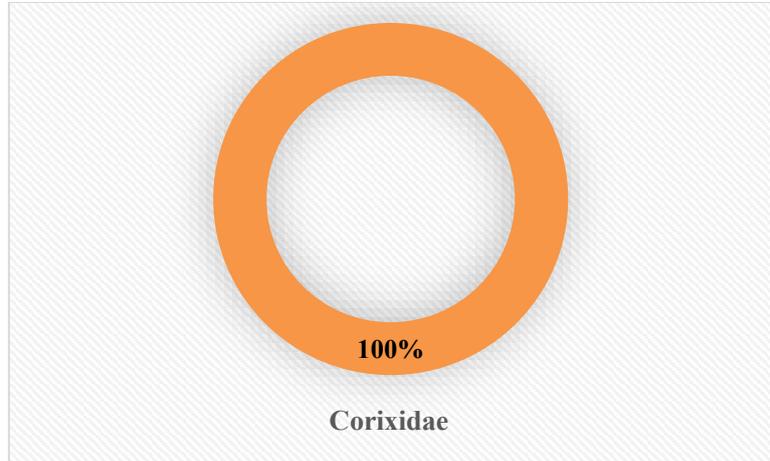


Figure 24 : Représentation du groupe des herbivores par la Famille des *Corixidae*.

5-7- Prédateurs :

La figure 25 représente le groupe des prédateurs ; la famille des *Dytiscidae* dominait avec 189 individus suivie par les *Notonectidae* avec 162 individus, les *Conagrionidae* 150 individus, ainsi les *Platycnemidae* 126 individus.

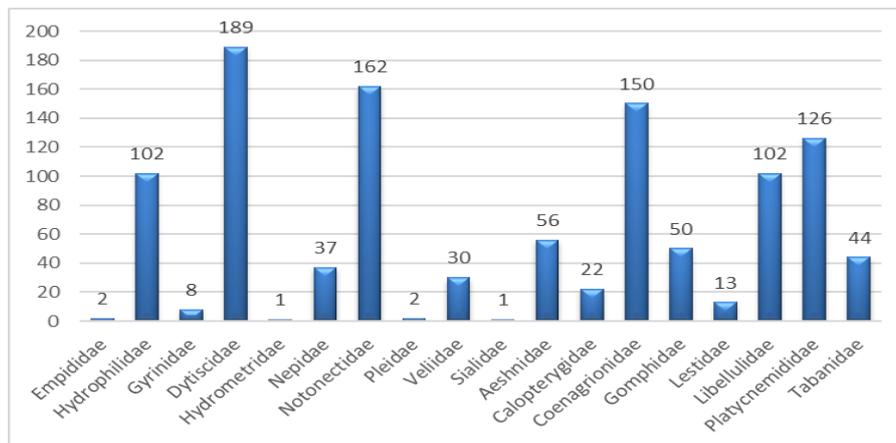
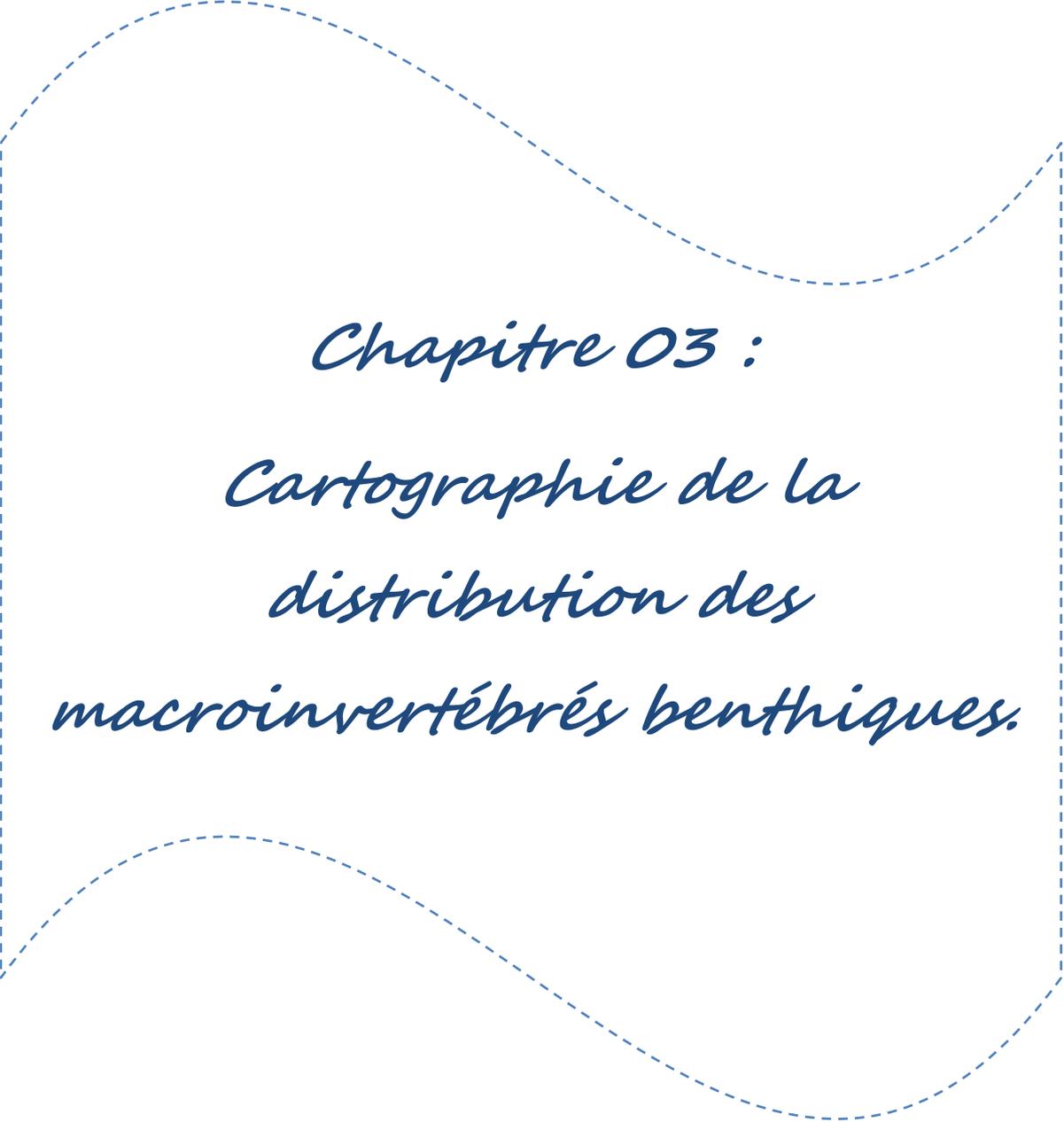


Figure 25 : représentation des familles des prédateurs.



Chapitre 03 :
Cartographie de la
distribution des
macroinvertébrés benthiques.

1- Cartographie :

L'Association internationale de cartographie déclare que la production, la diffusion et l'étude des cartes sont toutes incluses dans le domaine de la cartographie. Puisque la cartographie est aussi une représentation la carte, elle englobe tout le processus de création d'une carte. En outre, une composante cruciale de la cartographie est l'étude de la façon dont les phénomènes apparaissent graphiquement à la surface de la Terre. Cela comprend la création, l'organisation et la production de divers plans et cartes (**Poidevin, 1998**). Une carte est une représentation basée sur le langage, caractérisée par la construction d'une image analogique d'un espace (**Lussault & Lévy, 2003**) dans le dictionnaire de géographie et d'espace des civilisations.

2- Systèmes d'information géographique (SIG) :

Berger et al. (2005) définissent comme un SIG un ensemble de coordonnées opérationnelles habituellement informatisées destinées à la transcription et à l'utilisation de données géographiques sur le même territoire. L'objectif de ce système est d'intégrer de manière optimale les différentes sources disponibles, y compris les bases de données, l'expertise et la puissance de calcul, en fonction des applications nécessaires.

Les systèmes d'information géographique (SIG), qui sont des ensembles de matériel et de logiciels, sont utilisés par les utilisateurs pour intégrer, analyser et visualiser des données, trouver des liens et des tendances, et résoudre des problèmes. Les fonctions de ce système comprennent la collecte, le stockage, la mise à jour, la manipulation, l'analyse et la présentation des données spatiales. Dans un SIG, les cartes sont généralement présentées sous forme de couches de données pouvant être vues et étudiées (**ESRI, 2004**).

3- Télédétection :

Selon **Weng, (2010)**, La télédétection est le processus consistant à documenter, observer et percevoir (détecter) des choses ou des événements dans des endroits éloignés. L'objet observable est loin des capteurs utilisés en télédétection. Selon le même auteur, la télédétection est la science et la technique de collecte de données sur la surface de la terre (océans, continents) et l'atmosphère à l'aide de capteurs installés sur des avions, aérostats ou satellites.

Encore, La télédétection est une méthode qui permet de recueillir des données à la surface de la terre sans avoir besoin d'un contact physique direct. La télédétection englobe le processus

complet de détection et d'enregistrement de l'énergie du rayonnement électromagnétique qui est réfléchi ou émis, de traitement et d'analyse des données, puis d'application de ces données (CTC, 2008).

Les techniques de télédétection active et passive sont les deux principaux types. L'enregistrement du rayonnement naturel — c'est-à-dire la lumière ou la chaleur — qu'il soit émis, réfléchi ou réfracté — par exemple, des photos aériennes d'un paysage éclairé par le soleil ou des images satellitaires précises de programmes comme SPOT, LANDSAT et IKONOS, est connu sous le nom de télédétection passive. Le processus d'enregistrement du rayonnement réfléchi par un objet ou un paysage que l'opérateur a allumé est connu sous le nom de télédétection active (par exemple des images radar) (ESRI, 2004).

4- Cycle de vie de l'information géographique :

L'analyse spatiale, qui englobe la plupart des capacités de base de données, est une phase du cycle de vie de l'information géographique. Il fournit les données qui seront ensuite affichées de diverses façons, y compris des tableaux, des affichages et des cartes. Le cycle de vie de l'information géographique est représenté dans l'image. Le fait qu'un SIG ne soit pas créé une fois pour toutes est exprimé par la forme circulaire qui a été utilisée. Ainsi, le cycle de vie est un processus itératif conçu pour décrire le plus précisément possible la réalité et ses attributs (caloz & collet, 2011).

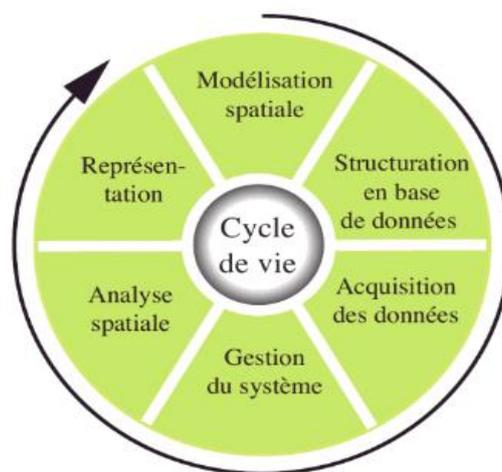


Figure 26 : Cycle de vie de l'information géographique (caloz & collet, 2011).

5- RESULTATS ET INTERPRETATION :

Dans ce chapitre notre but été d'explorer nos résultats trouvés sur les macroinvertébrés benthiques en cartes de distribution des différents taxa, selon l'abondance, de la faune échantillonnée dans les différents sites d'étude, ainsi que montrer la qualité physicochimique des eaux.

5-1- Diptères :

Au sein de l'ordre des *Diptera*, les deux familles principales sont les *Chironomidae* et les *Simuliidae*. Les *Simuliidae* découverts dans les oueds, y compris Hammam Essalihine, Issoual, Tamagra, Ibkan et Barbar, sont relativement abondants après les *Chironomidae*, qui se trouvent dans tous les sites examinés et

présentent un taux d'abondance plus élevé que les autres familles de diptères.

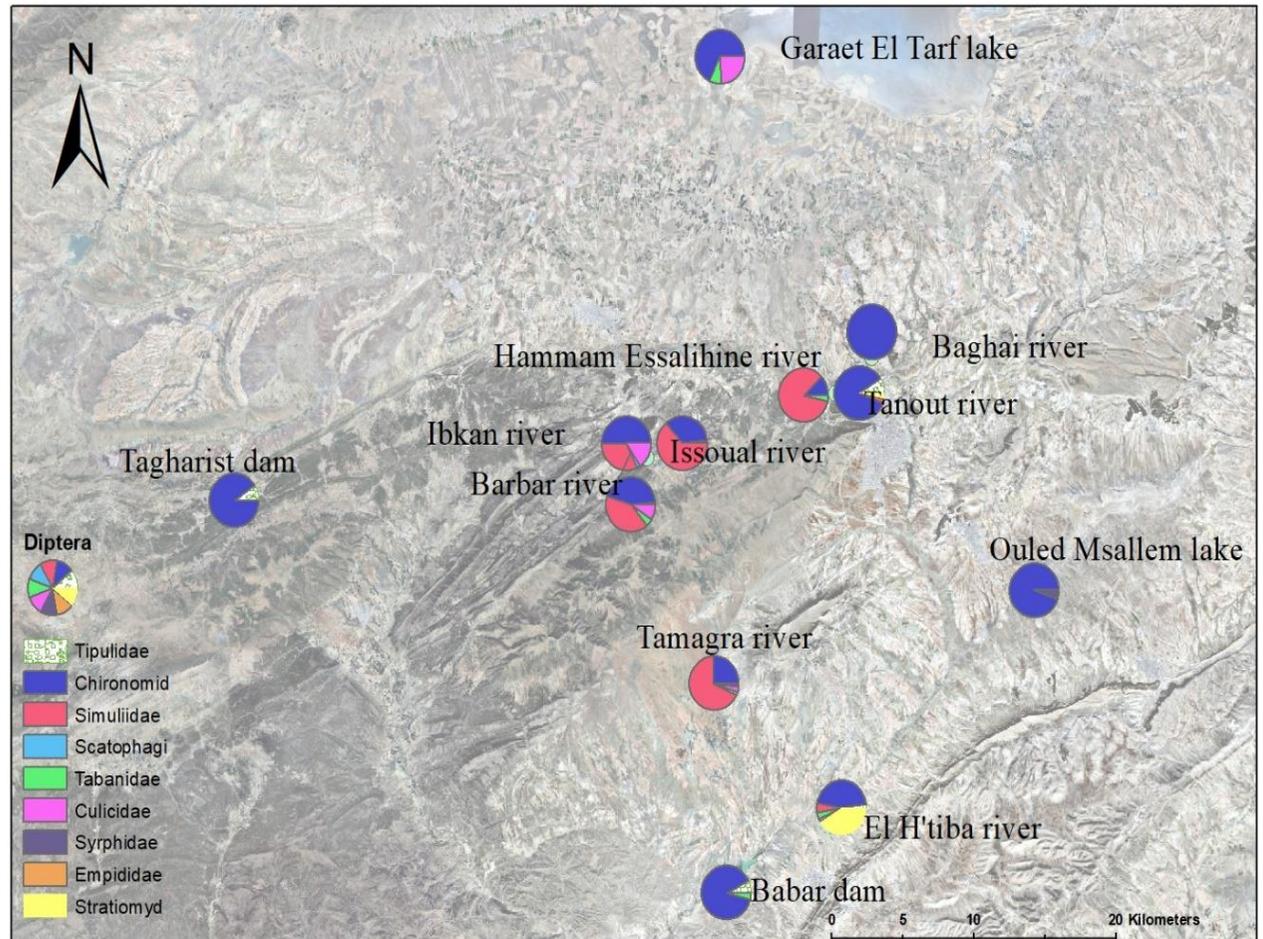


Image 02 : Distribution des Diptères dans les Hauts plateaux.

5-2- Odonata

En termes d'abondance, les *Libellulidae* dominent dans les oueds Hammam Essalihine, Issoual, El H'tiba et Tamagra ainsi qu'au barrage Tagharist, Concernant la richesse spécifique, la sebkha de Garaet El Tarf se représentée par les familles des *Platycnemidae*, *Aeshnidae*, *Lestidae*, et les *Libellulidae*. Quant à l'oued Tanout, il abrite les *Coenagrionidae*, *Platycnemidae*, *Aeshnidae*, *Calopterygidae* ainsi que les *Libellulidae* avec des taux d'abondance variables.

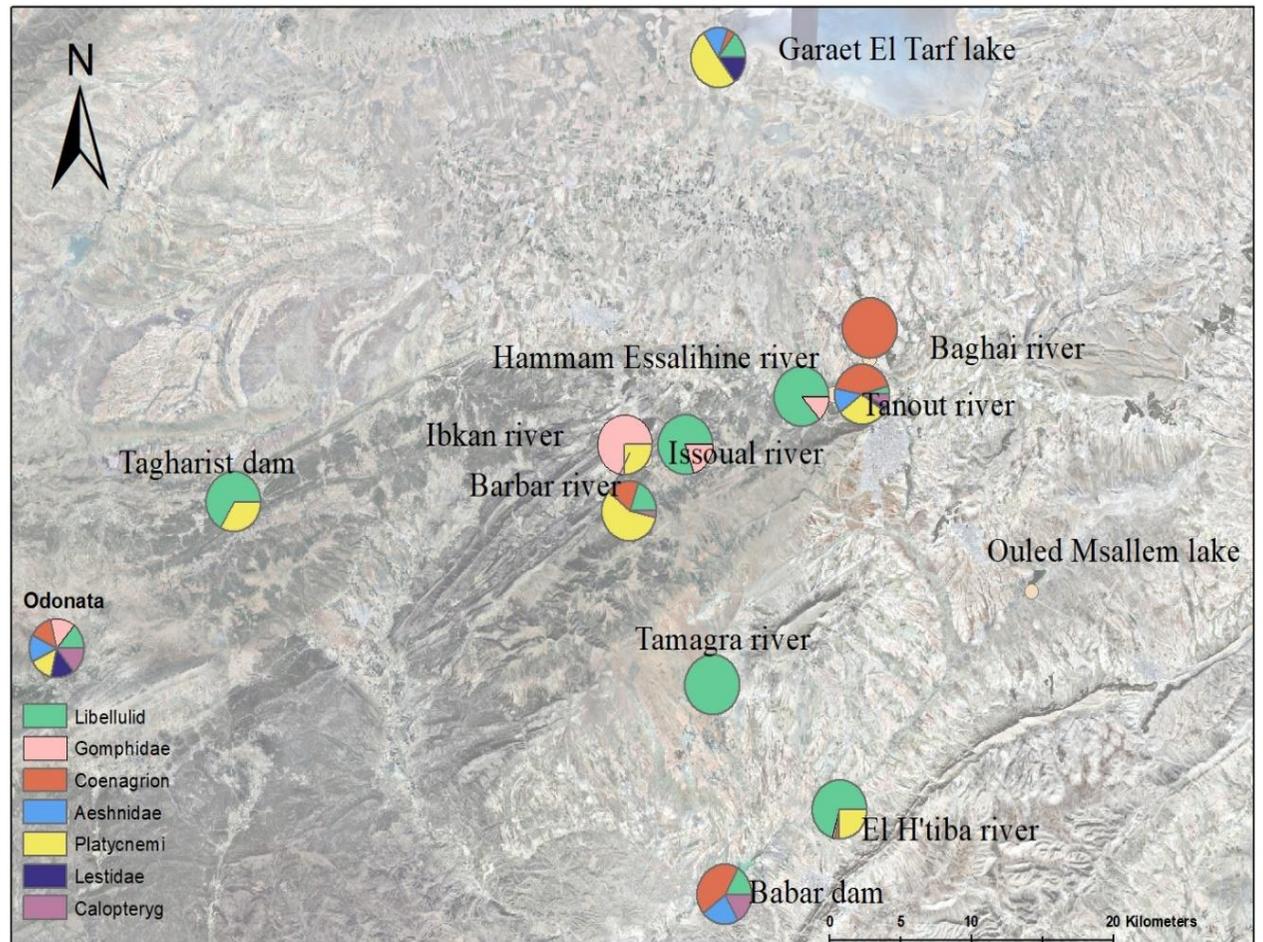


Image 03 : Distribution des Odonates dans les Hauts plateaux.

5-3- Ephemeroptera

Baetidae, *Caenidae*, et *Heptagenidae* sont les trois familles présentant une abondance élevée dans des différents sites. Les *Baetidae* dominent dans la sebkhet Garaet El Tarf, ainsi que dans les oueds : Tanout, Hammam Essalihine, Issoual, Ibkan et Barbar. Ils sont également présents dans les oueds El H'tiba, Tamagra, et au barrage Tagharist. Les *Caenidae* affichent une abondance élevée au niveau des barrages Tagharist, et Babar ainsi que dans l'oued El H'tiba ; bien que leur présence soit également dans les oueds Hammam Essalihine, Tanout, Tamagra et Barbar. Enfin, les Heptagenidae, dominent dans l'oued Tamagra et sont également présents dans les oueds Barbar et Tanout.

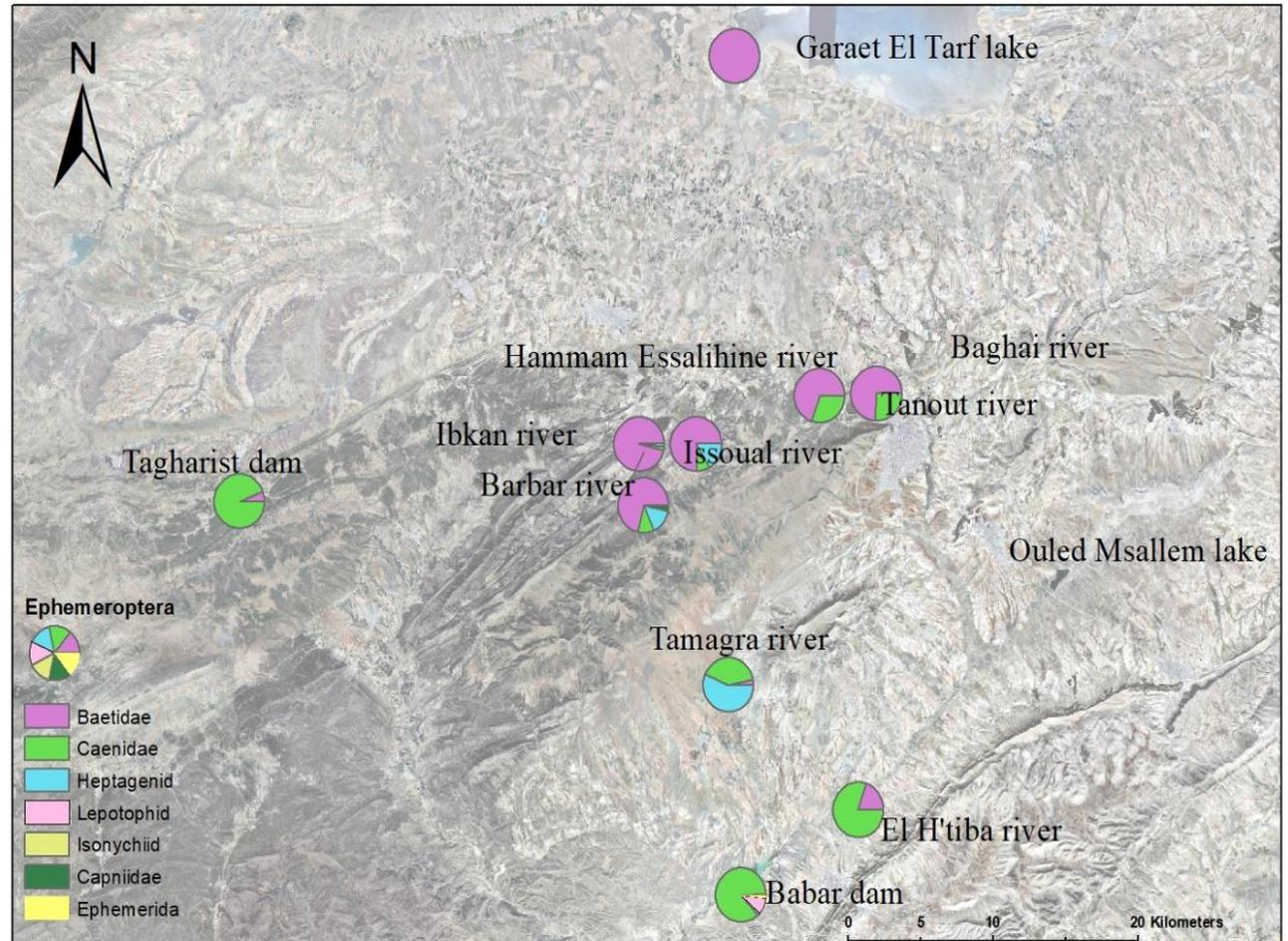


Image 04 : Distribution des Ephéméroptères dans les Hauts plateaux.

5-4- Heteroptera

Notonectidae, *Nepidae*, *Veliidae*, *Corixidae* sont les familles les plus abondantes. Dans la sebkhet Garaet El Tarf, les *Corixidae* et les *Notonectidae* sont présents, avec une dominance des *Corixidae* ont l'abondance la plus élevée. Pour barrage Babar, les *Corixidae* sont abondant avec plus de 90% de la totalité avec une présence des *Notonectidae*. Au barrage Babar, les *Corixidae* représentent plus de 90% de la communauté, accompagnés d'une présence de *Notonectidae*. En revanche, au barrage Tagharist ainsi que dans les oueds Ibkan, Tanout et El H'tiba, les *Notonectidae* sont la famille la plus abondante. Par ailleurs, les *Nepidae* sont présent dans les oueds Baghai, Tanout et Barbar avec une abondance dans les premiers sites mentionnés.

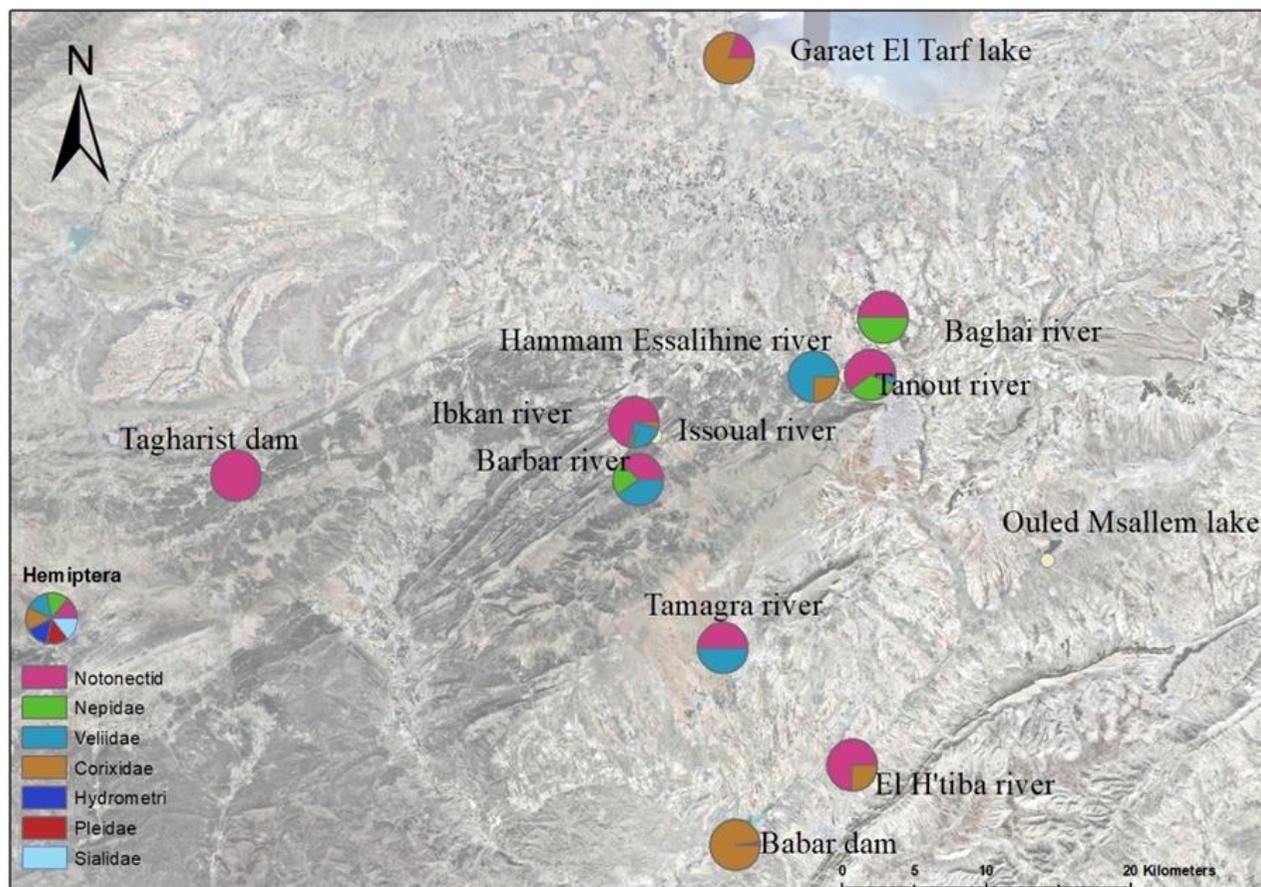


Image 05 : Distribution des Hémiptères dans les Hauts plateaux.

5-5- Coleoptera

Les *Dytiscidae* sont omniprésents avec des taux d'abondance variables, à l'exception du Barrage Tagharist, de la sebkhet Ouled Msallem et de l'oued Hammam Essalihine où aucun *Coleoptera* n'a été recensé. Les *Hydrophilidae* dominent dans la sebkhet Garaet El Tarf. Tandis que l'Oued Baghai est marqué par la présence des *Gyrinidae*.

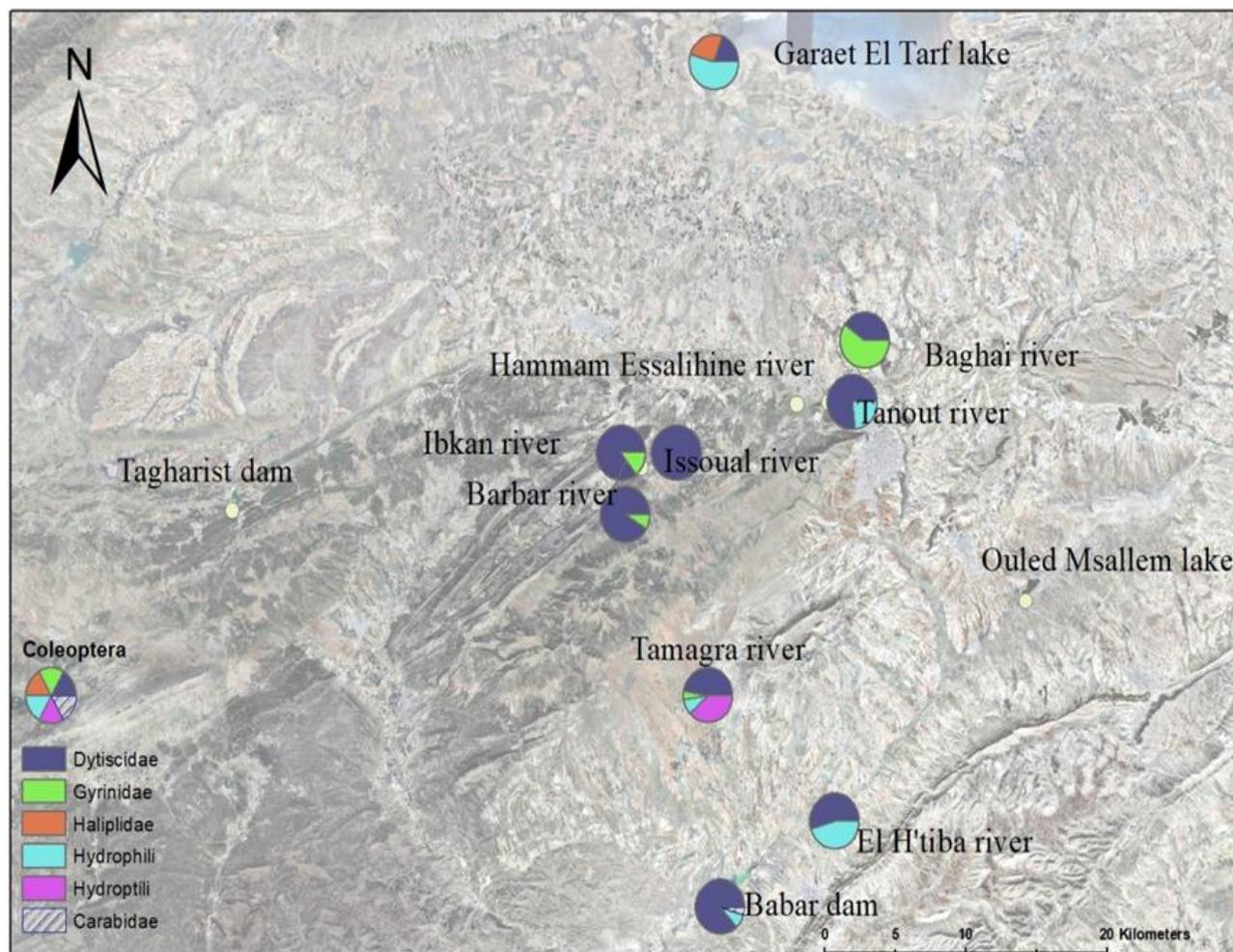


Image 06 : Distribution des Coléoptères dans les Hauts plateaux.

5-6- Trichoptera

Oued Baghai, oued, oued Ibkan, Hammam Essalihine, et oued Tanout sont remarqué par la présence des *Hydropsychidae* avec 100% pour chaque site. Oued El H'tiba a 100% des *Limnephilidae*. Oued Issoual est dominé par les *Limnephilidae* ainsi qu'une présence des *Hydropsychidae*. Par contre, oued Barbar était dominé par les *Hydropsychidae* ainsi qu'une présence des *Limnephilidae*. Néanmoins, sebkhet Garaet El Tarf, sebkhet Ouled Msallem, barrage Babar, et barrage Tagharist n'ont marqué aucune présence des *Trichoptera*.

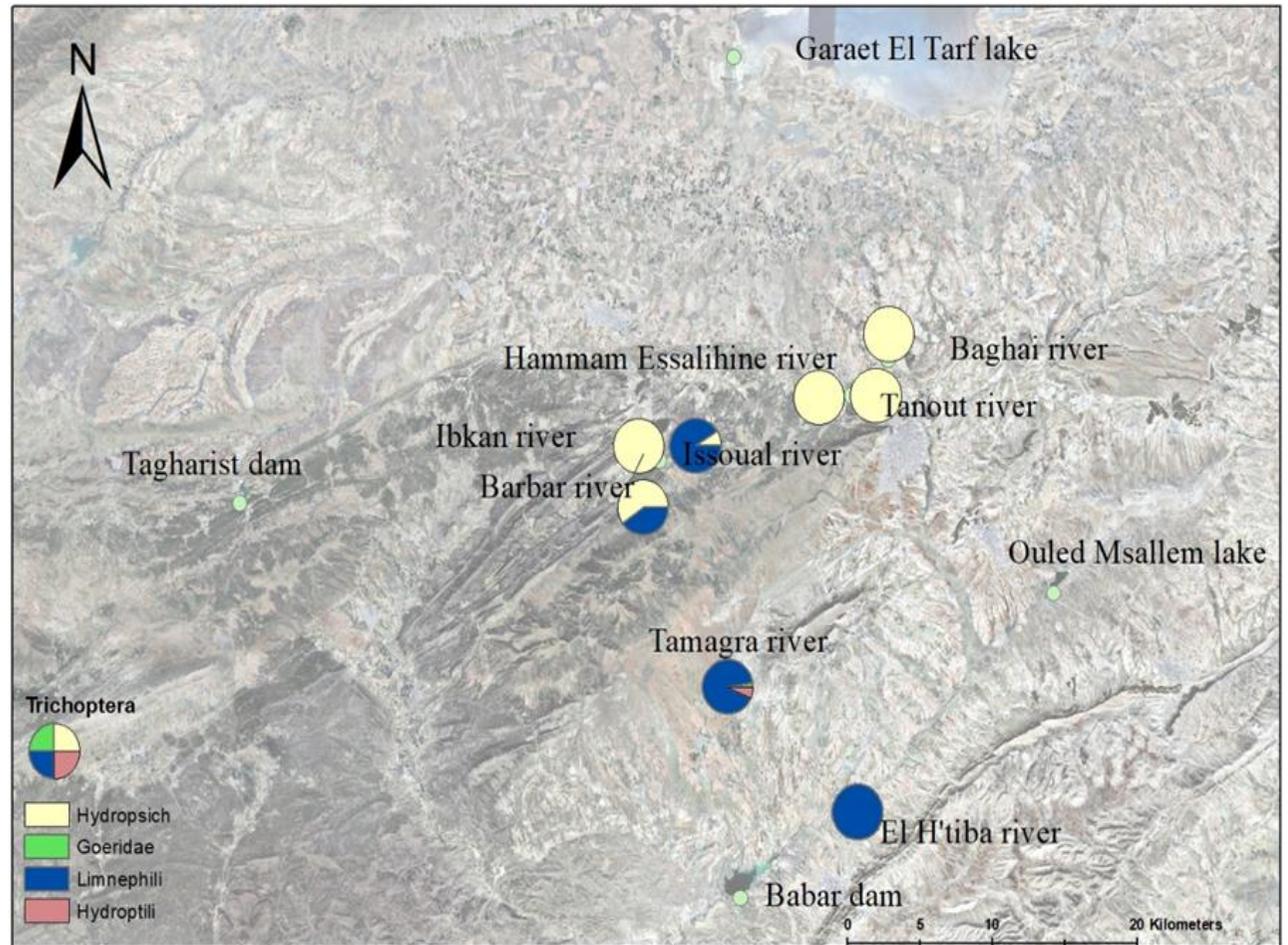


Image 07 : Distribution des Trichoptères dans les Hauts plateaux.

5-7- Paramètres physicochimiques des eaux :

La salinité, la conductivité, et le pH, varient d'un site à un autre. Dans les eaux saumâtres, comme celles de la sebkhet Garaet El Tarf et Ouled Msallem ainsi que dans les oueds Baghai et Hammam Essalihine la salinité est trop élevée. En revanche Au contraire, dans les autres sites notamment les oueds Tanout, Ibkan, Issoual, Barbar, El H'tiba la conductivité présente des valeurs plus élevées que celles de la salinité et du pH.

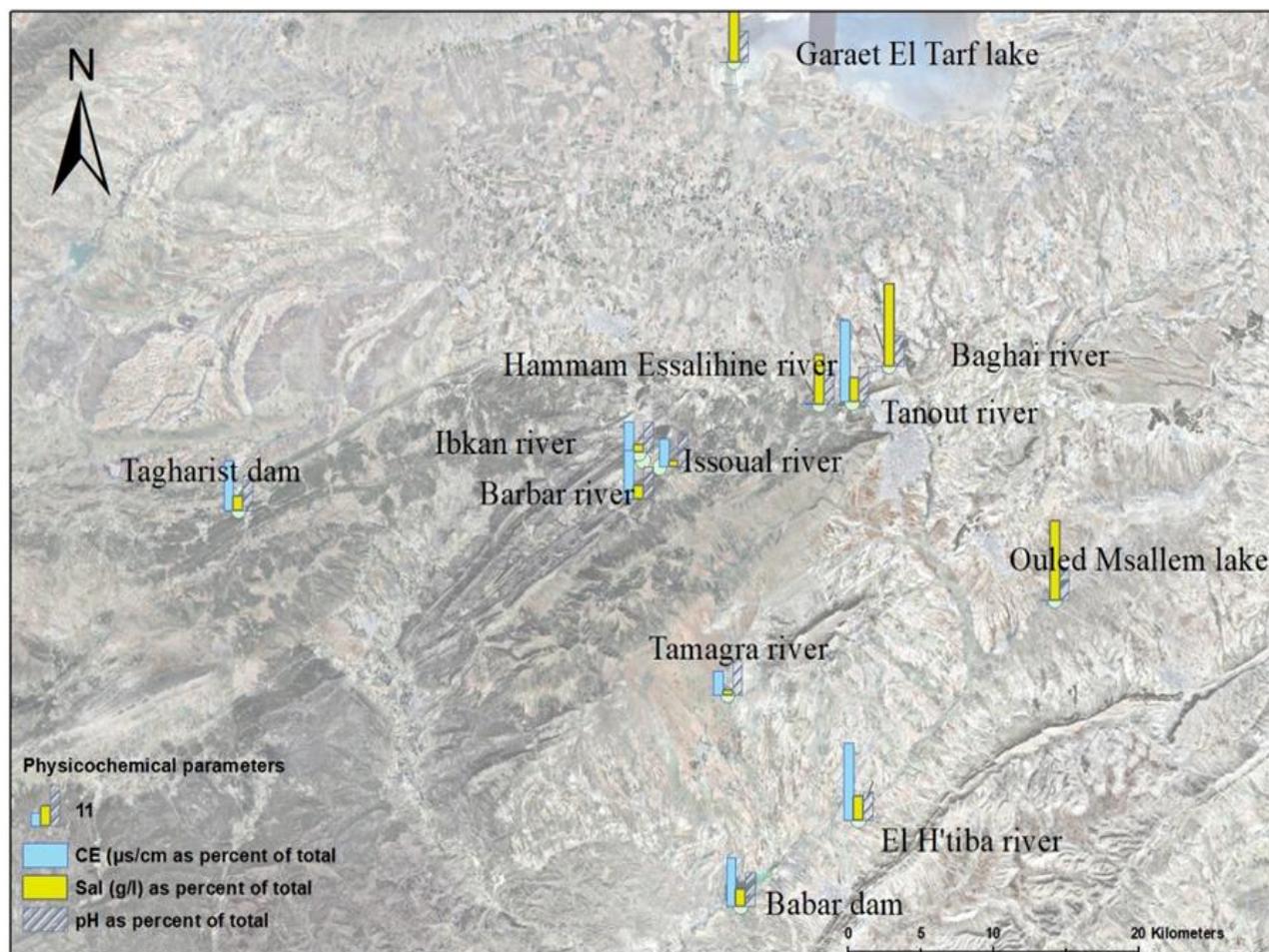


Image 08 : Qualité des eaux des Hauts plateaux.

DISCUSSION GENERALE :

1- Ecologie et distribution des macroinvertébrés benthiques :

Les propriétés biologiques et physico-chimiques des eaux de surface dans les hauts plateaux de l'Est-algérien ont été examinées dans notre étude. Nos résultats ont révélé que la composition des communautés de macroinvertébrés benthiques variait considérablement entre les sites étudiés sous l'influence de facteurs spatiaux, environnementaux et du type d'habitat (écosystème lotique, écosystème lentique, barrage et sebkha). Les communautés de macroinvertébrés étaient plus diversifiées dans les écosystèmes lotiques que lenticques, et présentaient un certain chevauchement dans leur composition.

Les taxons de macroinvertébrés benthiques observés dans cette région se répartissent et partagent leur habitat en fonction de leur sensibilité aux exigences écologiques ainsi qu'aux facteurs environnementaux et saisonniers (**De los Rios-Escalante *et al.*, 2020**). Toutefois, la présence de nombreuses espèces répétées expliquerait les associations aléatoires observées (**Tiho & Johens, 2007**). Par ailleurs, cette étude met en évidence que le caractère lentique-lotique du plan d'eau constitue un facteur déterminant dans l'organisation communautaire des macroinvertébrés au niveau des familles (**Buffagni *et al.*, 2009 ; Stubbington *et al.*, 2018**).

De manière générale, les éphéméroptères nécessitent une eau très riche en oxygène, à faible concentration en éléments nutritifs et pauvre en matière organique dissoute (**Oyanedel *et al.*, 2008 ; Moya *et al.*, 2009 ; Miserendino *et al.*, 2018 ; Jacobus *et al.*, 2019**). Ils sont également très sensibles à divers contaminants et produits chimiques, y compris l'ammoniac le nitrate et nitrite (**Beketov, 2004 ; Ab Hamid *et al.*, 2016 ; Mo *et al.*, 2016 ; Guellaf *et al.*, 2021**).

Cependant, le substrat, la teneur en matières organiques, la conductivité de l'eau, la végétation et l'hydropériode peuvent tous influencer sur la variété et la composition des espèces de Corixid (**Bloechl *et al.*, 2010 ; Carbonell *et al.*, 2020**).

D'autre part, les diptères présentent une forte résistance aux pH extrêmes et à d'autres stress chimiques (**Bartoo, 1978**), ainsi ils sont caractéristiques les milieux riches en matières organiques (**Cupşa & Marian, 2012**), et supportent des degrés modérés de pollution (**Adler & Courtney, 2019**).

En plus de la taille et du débit des cours d'eau, **Ya'cob et al., (2016) ; Lopez-Pena et al., (2022)**, soulignent que la température et l'altitude ont été identifiés comme des facteurs importants influençant les populations de larves de Simuliidae.

Les espèces d'Odonates sont exposées à divers facteurs de stress, notamment la prédation par les grenouilles, des différentes pressions humaines telles que l'irrigation agricole, la détérioration de la végétation riveraine et la pollution de l'eau causée par des produits chimiques agricoles (pesticides) (**Khelifa et al., 2016b ; Khelifa et al., 2021a**).

Par ailleurs, des recherches menées dans la région méditerranéenne, ont montré que la stabilité de l'habitat n'a pas d'impact significatif sur la richesse des espèces. En effet, les indices des groupes EPT (Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera) et OCH (Odonata, Coleoptera et Hemiptera) varient entre les sites intermittents et pérennes (**Bonada et al., 2007 ; Kalogianni et al., 2017**).

Selon nos résultats, l'abondance de certains taxons variait en fonction du niveau de stress hydrique. Plus précisément, les Diptères dominaient l'assemblage dans les tronçons touchés par la sécheresse, où le stress hydrique était plus élevé, tandis que l'abondance des Ephemeroptères diminuait généralement (**Kalogianni et al., 2017**).

Par ailleurs, la répartition des macroinvertébrés benthiques est fortement influencée par des paramètres physico-chimiques tels que la teneur en oxygène et la profondeur de l'eau (**Rouibi et al., 2021**). **Kalogianni et al., (2017)**, stipule que la pollution et le stress hydrique ont un impact significatif sur la richesse spécifique, l'abondance et la structure communautaire des macroinvertébrés. Cela est visible dans les zones proches des stations de traitement des eaux usées, où les espèces sensibles à la pollution ont presque disparu.

En outre, **Sabater et al. (2016)**, dans leur étude, ils concluent que la variation des valeurs de stress physicochimiques, comme une teneur élevée en matières organiques dissoutes et en nutriments, et les changements de débit d'eau, a une influence beaucoup plus forte sur la structure des communautés de macroinvertébrés que sur les polluants. Alors que, en cas de pollution, les effets de faible débit sont accentués (**Kalogianni et al., 2017**).

Les écosystèmes d'eau douce du Nord-Est de l'Algérie sont menacés par la dégradation et la pollution de l'habitat (**Khedidja & Boudoukha, 2013 ; Fougou et al., 2017**), en raison de la dégradation de la qualité de l'eau causée par les contaminants organiques (**Saadali et al., 2020**). Cette pollution a conduit à l'extinction de plusieurs sous-populations permanente de

l'odonate endémique *Calopteryx exul* dans la région. En effet trois (03) sous-populations permanentes ont disparu en 2018, entraînant une perte estimée 0,85 % par an (**Khelifa et al., 2021b**).

Les paramètres physico-chimiques de l'eau sont influencés par des facteurs externes, tels que les conditions météorologiques, les changements climatiques, la nature du substrat (sol et/ou sédiments) et les sources de pollution. Elle est également affectée par des facteurs internes liés aux réactions biochimiques se produisant (**Hacioglu et Dulger, 2009 ; Guemmaz et al., 2020 ; Khelifa et al., 2021b**).

Par ailleurs les effluents d'eaux usées constituent une menace pour l'environnement, affectant la santé des populations humaines, les champs et les différentes cultures existantes ainsi que la faune aquatique dépendante du réseau hydrographique local (**Guemmaz et al., 2020**). De plus, le changement climatique (sécheresse) peut modifier la chimie de l'eau, ce qui réduit les niveaux d'eau et augmente la concentration de nutriments et de composés toxiques dans l'eau (**Khelifa et al., 2021b**).

Dans les régions semi-arides, les eaux deviennent plus salines essentiellement à cause des activités anthropiques (**Williams, 2001**). Ainsi, la salinisation des rivières réduit la biodiversité aquatique et résulte un dysfonctionnement dans les services écosystémiques (**Cañedo-Argüelles et al., 2013**) c'est ce qui explique la contradiction entre la salinité et la conductivité dans nos résultats.

Nos résultats sur les facteurs environnementaux et la faune benthique des rivières étudiées, présentent des similitudes avec ceux observés dans les rivières de l'Est de l'Algérie (**Benzina & Si Bachir, 2018; Keddari et al., 2019 ; Belala et al., 2020; Hafsi et al., 2021**). En effet, une association significative entre la richesse des groupes et les paramètres environnementaux a été mise en évidence. Par ailleurs, d'importants changements dans la structure des communautés ont été observés en fonction des caractéristiques de la zone fluviale (**Sellam et al., 2017**)

2- Variation des groupes d'alimentation fonctionnels :

Notre étude a révélé que la majorité des taxons examinés peuvent occuper au moins deux niveaux trophiques. La communauté benthique présente une variation dans la répartition des groupes d'alimentation fonctionnelle au sein de la zone étudiée, avec une prédominance des

collecteurs. Par ailleurs les sites situés à proximité des zones agricoles et rurales sont nettement plus impactés que ceux où l'influence anthropiques est plus limitée.

Bien que les collecteurs (filtreurs et rassembleurs) soient plus tolérants aux perturbations et puissent être utilisés pour évaluer l'état des écosystèmes aquatiques, les broyeurs et les grattoirs regroupent généralement des taxons plus vulnérables, sensibles aux modifications de la disponibilité des ressources alimentaires et des habitats (**Bhawasari et al. 2015**). Cela explique, dans notre étude, la dominance des collecteurs et la faible représentation des autres groupes.

La présence limitée des broyeurs peut être attribuée aux conditions environnementales, notamment aux températures constamment élevées, qui favorisent la croissance microbienne et accélèrent la dégradation de la matière organique grossière (**Covich, 1988**). Ces facteurs réduisent la disponibilité des ressources alimentaires pour les broyeurs et influencent la dynamique de la chaîne alimentaire. Par ailleurs, des vitesses d'écoulement élevées, résultant de pluies extrêmes, peuvent entraîner l'élimination du stock accumulé de matière organique particulière grossière (CPOM). Certains taxons étant plus vulnérables que d'autres, ces perturbations modifient la composition des communautés et réduisent la richesse taxonomique globale, nécessitant ainsi un processus de recolonisation, souvent observé lors des périodes sèches (**Brewin et al., 2000 ; Flecker & Feifarek, 1994**).

Les différents modes d'alimentation des détritivores exploitant la matière organique particulière grossière (CPOM) influencent la production de matière organique particulière fine (FPOM) (**Patrick, 2013**). Par exemple, la litière de feuilles, qui constitue une source de CPOM est fragmenté en FPOM par l'action des broyeurs. Le périphyton présent sur les surfaces solides sert de ressource alimentaire aux grattoirs. Par ailleurs, les prédateurs se nourrissent de proies vivantes, tandis que les collecteurs exploitent le FPOM soit en le filtrant dans la colonne d'eau (filtreurs) soit en le récupérant sur le lit du ruisseau (**Cummins & Klug 1979 ; Merritt & Cummins 1996 ; Wallace & Webster 1996**).

Comparativement aux autres groupes fonctionnels d'alimentation (FFG), les broyeurs, les grattoirs et les collecteurs présentent des schémas de distribution distincts en fonction de la taille des cours d'eau (**Vannote et al., 1980**). Bien que la disponibilité et la nature des ressources alimentaires influencées par la taille des cours d'eau (**Allan & Castillo, 2007**), jouent un rôle important dans la répartition du FFG, il est également suggéré que la composition spécifique de chaque groupe reflète les effets des perturbations environnementales (**Min et al. 2019**).

La sélection des aliments par les broyeurs dépend de plusieurs caractéristiques des feuilles notamment leur ténacité, leur teneur en éléments nutritifs, la présence de défenses chimiques végétales et leur degré de conditionnement par les micro-organismes (**Graça, 2001**). La qualité nutritionnelle des feuilles est étroitement liée à l'activité des microbienne qui joue un rôle essentiel dans leur décomposition. Par ailleurs, les invertébrés sont généralement classés en groupes fonctionnels d'alimentation selon la catégorie des ressources exploitées, leur mode d'acquisition, ainsi que leurs adaptations morphologiques permettant capturent de nourriture (**Cummins, 1973**).

La flexibilité relative des niveaux trophiques, peut limiter le chevauchement des niches écologiques aussi entre qu'au sein réduisant ainsi la concurrence interspécifique (**Woodward & Hildrew, 2002**). Par ailleurs, dans les cours d'eau à débit est imprévisible la disponibilité et la persistance des ressources alimentaires varient considérablement. Ainsi, la capacité des organismes à exploiter différentes sources de nourriture pourrait favoriser la stabilité des populations face aux fluctuations environnementales imprévues (**Hart & Robinson, 1990**).

La diversité des macroinvertébrés au sein d'une communauté est un indicateur du degré de perturbation écologique causé par les activités humaines à long terme (**Plafkin *et al.*, 1989**). La composition proportionnelle des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) peut varier en réponse aux changements anthropiques, souvent (mais pas systématiquement) liés aux modifications de l'utilisation des terres. Les cours d'eau urbains présentent généralement une biodiversité réduite et une densité d'individus plus faibles que leurs équivalents ruraux (**Walsh *et al.* 2005 ; Booth *et al.*, 2017**). Par ailleurs, la pollution agricole diffuse constitue l'un des principaux facteurs de dégradation des écosystèmes aquatiques, et représente une menace majeure pour les macroinvertébrés (**Shabani *et al.*, 2019**).

Tout au long de l'année, les cours d'eau de la région méditerranéenne subissent des fluctuations saisonnières marquées, alternant entre épisodes d'inondation et d'assèchement. Ces régimes de perturbation influencent fortement la sélection les caractéristiques du cycle vital qui favorisent la résistance aux crues et la survie en conditions de sécheresse (**Resh *et al.*, 1988**).

Dans les régions méditerranéennes, le climat lui-même constitue une perturbation naturelle et prévisible, influençant les régimes hydrologiques d'une année à l'autre (**McElravy *et al.*, 1989 ; Gasith & Resh, 1999 ; Hershkovitz & Gasith, 2013**). Ce climat est caractérisé par une forte saisonnalité, avec une saison sèche marquée par une absence ou faible pluviométrie et une diminution progressive du débit des rivières, succédant à une saison des

pluies où les cours d'eau connaissent des débits importants. Selon **Bonada *et al.* (2007)**, cette diminution saisonnière du débit impacte la structure et les caractéristiques biologiques des communautés de macroinvertébrés, influençant leur richesse et la composition des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) (**Bogan & Lytle, 2007**).

L'hétérogénéité de l'habitat a influence fortement les réponses et les adaptations des organismes (**Southwood, 1977, 1988**). En tant que cadre évolutif, l'habitat façonne les stratégies caractéristiques du cycle de vie des organismes et contribue à l'organisation des communautés à différentes échelles de perception (**Townsend & Hildrew, 1994**).

A l'échelle d'organisation communautaire, une approche pertinente pour analyser les interactions entre organismes repose sur l'utilisation des réseaux écologiques. Dans cette perspective, les relations entre organismes sont modélisées sous forme de réseau de nœuds (éléments) interconnectés par des interactions (**Junker, 2008**), offrant ainsi des informations importantes sur le fonctionnement global du système. Les organismes interagissent à la fois avec leur environnement (facteurs abiotiques) et avec d'autres espèces (facteurs biotiques), ce qui structure les communautés et influence le fonctionnement des écosystèmes en général (**Morin, 2011**) et des systèmes lotiques en particulier. Parmi les divers types de réseaux écologiques, les réseaux trophiques figurent parmi les plus étudiés au niveau communautaire (**Pascual & Dunne 2006a ; Junker 2008**).



Conclusion

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La présente étude a examiné les changements spatio-temporels et la composition particulière des populations de macroinvertébrés aquatiques en réponse à des facteurs abiotiques des écosystèmes aquatiques des Hauts Plateaux de l'Est Algérien. Elle a également permis d'évaluer la qualité écologique des eaux de cette région.

Nous avons examiné la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques dans quatre types de zones humides distinctes : les écosystèmes lotiques et lentiques, les barrages et les sebkhas. De janvier 2021 à décembre 2021, des échantillons du matériels biologiques et six paramètres physico-chimiques ont été recueillis à douze sites différents dans ces habitats.

L'inventaire des macroinvertébrés benthiques a révélé qu'il y'a une richesse notable, dans les écosystèmes aquatiques des Hauts plateaux de l'est algérien, qui se varie d'un site à l'autre, et même en fonction du type d'habitat.

Une hétérogénéité remarquable entre les sites, où on a trouvé, par l'analyse NMDS, un chevauchement dans la distribution des communautés benthiques. Aussi, l'analyse de la Distribution des Espèces basée sur l'abondance des familles a révélé que les sites lentiques identifiés ont été classés séparément des sites lotiques.

L'analyse RDA a démontré que la richesse spécifique des macroinvertébrés benthiques dans les milieux lotiques est différentes de celle dans les écosystèmes lentiques, ainsi la majorité des espèces appartenant à des lieux lotiques.

Cela démontre que la variation des divers taxons dépend des conditions de stress hydrique, et que des paramètres clés tels que la concentration en oxygène et la profondeur jouent un rôle déterminant dans la répartition des macroinvertébrés (**Rosenberg., & Resh., 1993 ; Rouibi et al, 2021**).

L'analyse des paramètres physico-chimiques (température, pH, concentration en oxygène, conductivité, salinité, vitesse du courant et profondeur) a révélé des différences significatives entre les sites ainsi qu'une variation spatiale marquée selon le type d'habitat. Ces résultats suggèrent que la distribution des macroinvertébrés benthiques est influencée par les caractéristiques physico-chimiques distinctes de chaque type d'habitat.

Ainsi, on note que les conditions environnementales et la richesse des groupes taxonomiques étaient significativement corrélées. Car là où il existe une perturbation dans les facteurs abiotiques il y a des modifications importantes de la composition de la communauté benthiques.

Selon la variation des groupes d'alimentation fonctionnel (FFGs) ; L'étude a révélé que la majorité des taxons que nous avons examinés peuvent habiter au moins deux niveaux trophiques. La distribution des groupes d'alimentation fonctionnels dans l'écosystème benthique variait selon les zones, et les conditions environnementaux qui peuvent influencer leur distribution.

La composition des FFGs peut changer en raison de changements anthropiques, souvent influencés par les changements des paramètres physicochimiques des milieux aquatiques, où ils vivent. Les perturbations qui affectent leur milieu de vie ont un impact sur la disponibilité de leur nourriture.

La cartographie par SIG nous a aidé à mieux illustrer la distribution spécifique des différents taxa de la faune benthique.

En somme, la qualité physicochimique et biologique des eaux dans la région étudiée, est jugée modérée à dégradée, à l'effet de divers facteurs anthropiques (Sumudumali, & Jayawardana, 2021) et environnementaux (Ferguani & Arab, 2013).

Perspectives :

Face à ces menaces, nous recommandons des études complémentaires plus détaillées afin de mieux caractériser la biodiversité benthique et d'évaluer l'état écologique des écosystèmes aquatique.

Une attention particulière doit être portée à la prévention de la pollution et à la préservation des habitats aquatiques menacés par diverses sources de dégradation (activités industrielles, agricoles, rejets domestiques).

Une action s'avère très importante pour cette richesse, est de sensibiliser les gens de l'existence de cette valeur dans les milieux aquatiques (car d'après ce qu'on a constaté du travail

Conclusion et perspectives.

du terrain une population immense semblent ignorer l'existence de ces espèces par manque d'information).

Ces efforts, contribueront à renforcer les stratégies de gestion de gestion régionales et locales tout en sensibilisant à l'importance de ces ressources fragiles.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

A Adler, P. H., & Courtney, G. W. (2019). Ecological and societal services of aquatic Diptera. *Insects*, 10(3), 70.

Agence nationale du développement des investissements (ANDIa) 2013.
MONOGRAPHIE WILAYA DE KHENCHELA

Agence nationale du développement des investissements (ANDIb) 2013. MONOGRAPHIE
WILAYA DE OUM EL BOUAGHI

Alba-Tecedor, J., & Pujante, A. M. (2000). Running-water biomonitoring in Spain: opportunities for a predictive approach.

Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). Stream ecology: structure and function of running waters.

Allan, J. D., & Johnson, L. (1997). Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems.

Allan, J. D., Abell, R., Hogan, Z. E. B., Revenga, C., Taylor, B. W., Welcomme, R. L., & Winemiller, K. (2005). Overfishing of inland waters. *BioScience*, 55(12), 1041-1051.

Allan, J. D., Castillo, M. M., & Capps, K. A. (2021). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Nature.

Anderson NH, Sedell JR (1979). Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Ann Rev Entomol* 24:351-377

Angelini, C., Altieri, A. H., Silliman, B. R., & Bertness, M. D. (2011). Interactions among foundation species and their consequences for community organization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 61(10), 782-789.

Arab A., Lek, S., Lounaci, A. & Park, Y.S. (2004). Spatial and temporal patterns of benthic invertebrate communities in an intermittent river (North Africa). *Ann. Limnol. - Int. J. Limn.*, 40 : 317-327

Arimoro, F.O. and Ikomi, R.B. (2009). Ecological Integrity of Upper Warri River, Niger Delta Using Aquatic Insects as Bioindicators. *Ecological Indicators*,9, 455-461.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.06.006>

B **Baaloudj, A., los Ríos-Escalante, D., & Esse, C. (2022).** Benthic community ecology for Algerian river Seybouse. *Brazilian journal of Biology*, 84, e251566.

Baaloudj, A., Ouarab, S., Kerfouf, A., Bouriach, M., Hussein, A. A., Hammana, C., & Djeneba, H. D. (2020). Use of macro invertebrates to assess the quality of Seybouse River (North-East of Algeria). *Ukrainian Journal of Ecology*, 10(4), 60-66.

Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. et Stribling J.B., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2e éd., U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., EPA 841-B-99-002.

Bartoo, P. (1978). The environmental requirements and pollution tolerance of aquatic insects of the regional copper-nickel study area. Minnesota legislative reference library.

Beketov, M. (2004). Different sensitivity of mayflies (Insecta, Ephemeroptera) to ammonia, nitrite and nitrate: linkage between experimental and observational data. *Hydrobiologia*, 528(1), 209-216.

Belala, S., Hadjab, R., Khammar, H., Saheb, M., & Merzoug, D. (2020). Biodiversity And Ecology Of Surface Water Fauna Of Oued Youks In Tebessa Region (Northeast Of Algeria).

Belhadj, M. Z. (2017). *Qualité des eaux de surface et leur impact sur l'environnement dans la Wilaya de Skikda* (Doctoral dissertation, Université Mohamed Khider-Biskra).

Bemoussat-Dekkak, S., Abdellaoui-Hassaine, K., Sartori, M., & Zamora-Munoz, C. (2021a). 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.

Bemoussat-Dekkak, S., Abdellaoui-Hassaine, K., Sartori, M., Morse, J. C., & Zamora-Munoz, C. (2021b). Larval taxonomy and distribution of genus *Hydropsyche* (Trichoptera: Hydropsychidae) in northwestern Algeria. *Zootaxa*, 4915(4), 481-505.

Benke, A. C., & Huryn, A. D. (2010). Benthic invertebrate production—facilitating answers to ecological riddles in freshwater ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 264-285.

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.

Benzina, I., Si Bachir, A., Ghazi, C., Santoul, F., & Céréghino, R. (2020). How altitudinal gradient affects the diversity and composition of benthic insects in arid areas streams of northern East Algeria?. *Biologia*, 75(4), 567-577.

Berger A, Lacroix P, Lavenu G, Lesellier S, Eynaud I, Tournadre G, & Gonzalez O. (2005). Arcview 9 Niveau 1. Support De Cours Avec Exercices Pratiques Et Données. Edition Esri France, Meudon, pp. 388.

Bloechl, A., Koenemann, S., Philippi, B., & Melber, A. (2010). Abundance, diversity and succession of aquatic Coleoptera and Heteroptera in a cluster of artificial ponds in the North German Lowlands. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 40(3), 215-225.

Boucenna, H., Satour, A., Hezil, W., Taferghoust, M., Samraoui, F., & Samraoui, B. (2023). Diversity, distribution, and conservation of the Trichoptera and their habitats in north-eastern Algeria. *Aquatic Conservation*, 33(5).

Brown, K. S. (1997). Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect conservation*, 1(1), 25-42.

Bogan, M. T., & Lytle, D. A. (2007). Seasonal flow variation allows ‘time-sharing’ by disparate aquatic insect communities in montane desert streams. *Freshwater Biology*, 52(2), 290-304.

Bonacina, L., Fasano, F., Mezzanotte, V., & Fornaroli, R. (2023). Effects of water temperature on freshwater macroinvertebrates: a systematic review. *Biological Reviews*, 98(1), 191-221.

Bonada, N., Dolédec, S., & Statzner, B. (2012). Spatial autocorrelation patterns of stream invertebrates: exogenous and endogenous factors. *Journal of Biogeography*, 39(1), 56-68.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.*, 51, 495-523.

Bonada, N., Rieradevall, M., & Prat, N. (2007). Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia*, 589, 91-106.

Booth, D. J., Poloczanska, E., Donelson, J. M., Molinos, J. G., & Burrows, M. (2017). Biodiversity and climate change in the oceans. *Climate change impacts on fisheries and aquaculture: A global analysis, 1*, 63-89.

Boyero, L. (2003). Multiscale patterns of spatial variation in stream macroinvertebrate communities. *Ecological Research, 18*, 365-379.

Brewin, P. A., Buckton, S. T., & Ormerod, S. J. (2000). The seasonal dynamics and persistence of stream macroinvertebrates in Nepal: do monsoon floods represent disturbance?. *Freshwater Biology, 44*(4), 581-594.

Buffagni, A., Armanini, D. G., & Stefania, E. R. B. A. (2009). Does the lentic-lotic character of rivers affect invertebrate metrics used in the assessment of ecological quality?. *Journal of Limnology, 68*(1), 92.

C Caloz, R., & Collet, C. (2011). *Analyse spatiale de l'information géographique*. PPUR Presses polytechniques.

Carbonell, J. A., Cespedes, V., Coccia, C., & Green, A. J. (2020). An experimental test of interspecific competition between the alien boatman *Trichocorixa verticalis* and the native corixid *Sigara lateralis* (Hemiptera, Corixidae).

Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B. J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, R. B., & Schulz, C. J. (2013). Salinisation of rivers: an urgent ecological issue. *Environmental pollution, 173*, 157-167.

Chaib S ; Dahel AT; Baaloudj A; Ben Jelloul M & Jaziri B (2024). Mapping benthic invertebrate distribution and water quality using GIS. (*in press*)

Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., Zúñiga, M. D. C., Pedraza, G. X., & Giraldo, L. P. (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum, 15*(1), 27-36.

Chew, R. M. (1974). Consumers as regulators of ecosystems: an alternative to energetics.

Covich, A. P. (1988). Atyid shrimp in the headwaters of the Luquillo Mountains, Puerto Rico: Filter feeding in natural and artificial streams: With 1 figure in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, 23*(4), 2108-2113.

Cuffney, T. F., Wallace, J. B., & Lugthart, G. J. (1990). Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater streams. *Freshwater biology*, 23(2), 281-299.

Cummins, K. W. (1964). Factors limiting the microdistribution of larvae of the caddisflies *Pycnopsyche lepida* (Hagen) and *Pycnopsyche guttifer* (Walker) in a Michigan stream (Trichoptera: Limnephilidae). *Ecological monographs*, 34(3), 271-295.

Cummins, K. W. (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Annual review of entomology*, 18(1), 183-206.

Cummins, K. W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24(11), 631-641.

Cummins, K. W. (2016). Combining taxonomy and function in the study of stream macroinvertebrates. *Journal of Limnology*, 75.

Cummins, K. W., & Klug, M. J. (1979). Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual review of ecology and systematics*, 10(1), 147-172.

Cummins, K. W., Merritt, R. W., & Andrade, P. C. (2005). The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(1), 69-89.

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

Chelli, A., & Moulaï, R. (2019, September). Ecological characterization of the odonatofauna in lotic and lentic waters of northeast Algeria. In *Annales de la Société entomologique de France (NS)* (Vol. 55, No. 5, pp. 430-445). Taylor & Francis.

D **Dambri, B. M., Benhadji, N., Vuataz, L., & Sartori, M. (2022a).** *Ecdyonurusaurasius* sp. nov. (Insecta, Ephemeroptera, Heptageniidae, Ecdyonurinae), a new micro-endemic mayfly species from Aurès Mountains (north-eastern Algeria). *ZooKeys*, 1121, 17.

Dambri, B. M., Samraoui, F., & Samraoui, B. (2022b). Distribution and assemblage structure of blackflies in the western Aures Mountains, Algeria (Diptera: Simuliidae). *African Entomology*, 30, 1-6.

Donkadokula, N. Y., Kola, A. K., Naz, I., & Saroj, D. (2020). A review on advanced physico-chemical and biological textile dye wastewater treatment techniques. *Reviews in environmental science and bio/technology*, 19, 543-560.

Direction des services agricoles, DSA (2021). La wilaya de Khenchela.

Dunson, W. A., & Travis, J. (1991). The role of abiotic factors in community organization. *The American Naturalist*, 138(5), 1067-1091.

E Eisenhauer, N., & Hines, J. (2021). Invertebrate biodiversity and conservation. *Current Biology*, 31(19), R1214-R1218.

Eisenhauer, N., Ochoa-Hueso, R., Huang, Y., Barry, K. E., Gebler, A., Guerra, C. A., ... & Türke, M. (2023). Ecosystem consequences of invertebrate decline. *Current Biology*, 33(20), 4538-4547.

El Husseiny, I.M., Mona, M.H., Seif, A.I. and Yassin, M.T. (2015). Aquatic Insects as Bio Indicators for Pollution in Some Egyptian Streams. *Sci-Afric Journal of Scientific Issues, Research and Essays*, 3, 607-615.

ESRI, (2004). Utilisation d'ArcMap, ArcGIS 9, ESRI 380 New York Street Red Lands, CA92373-8100 USA. www.esri.com ; Imprimé en France ESRI France 21, rue des Capucins 92190Meudon www.esrifrance.fr, pp. 646.

F Fenoglio S, Badino G, Bona F. (2002). Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua. *Rev Biol Trop*. 50(3-4):1125-1131.

Fergani H. & Arab A. (2013). Utilisation des macroinvertébrés benthiques comme bioindicateurs de pollution d'Oued El-Harrach. ; USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Communities "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems""CIPCA4"TAGHIT (Bechar) – ALGERIA, 19- 21 November, 2013.

Flecker, A. S., & Feifarek, B. (1994). Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology*, 31(2), 131-142.

Foufou, A., Djorfi, S., Haied, N., Kechiched, R., Azlaoui, M., & Hani, A. (2017). Water pollution diagnosis and risk assessment of Wadi Zied plain aquifer caused by the leachates of Annaba landfill (NE Algeria). *Energy Procedia*, 119, 393-406.

G **Gasith, A., & Resh, V. H. (1999).** Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual review of ecology and systematics*, 30(1), 51-81.

Gauthier H. (1928). Recherche sur la faune des eaux continentales de l'Algérie et de la Tunisie. Thèse Doctorat, Alger: 149

George ADI, Abowei JFN, Alfred-Ockiya JF. (2010). The distribution, abundance and seasonality of benthic macro invertebrate in Okpoka creek sediments, Niger Delta, Nigeria. *Res J Appl Sci Eng Technol*. 2(1):11–18.

Giller, P. S., & Malmqvist, B. (1998). *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press.

Graça, M. A. (2001). The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*, 86(4-5), 383-393.

Guemmaz, F., Neffar, S., & Chenchouni, H. (2020). Physicochemical and bacteriological quality of surface water resources receiving common wastewater effluents in drylands of Algeria. *Water Resources in Algeria-Part II: Water Quality, Treatment, Protection and Development*, 117-148.

H **Hacioglu, N., & Dulger, B. (2009).** Monthly variation of some physico-chemical and microbiological parameters in Biga Stream (Biga, Canakkale, Turkey). *African Journal of Biotechnology*, 8(9).

Hadjab, R., Ayati, K., & Piscart, C. (2020). A New Species of Freshwater Amphipods *Echinogammarus* (Amphipoda, Gammaridae) from Algeria. *Taxonomy*, 1(1), 36-47.

Hafsi, N. E. H., Hamaidia, K., Barour, C., & Soltani, N. (2021). A survey of Culicidae (Insecta Diptera) in some habitats in Souk-Ahras Province (northeast Algeria).

Hamache, C. (2021). *Les diptères chironomidiens dans quelques cours d'eau algériens* (Doctoral dissertation). Université USTHB.

Hamid, A., Batu, D. T. L., Riani, E., & Wardiatno, Y. (2016). Reproductive biology of blue swimming crab (*Portunus pelagicus* Linnaeus, 1758) in Lasongko Bay, Southeast Sulawesi-Indonesia. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, 9(5), 1053-1066.

Hart, D. D., & Robinson, C. T. (1990). Resource limitation in a stream community: phosphorus enrichment effects on periphyton and grazers. *Ecology*, 71(4), 1494-1502.

Hauer, F.R., and Resh, V.H. (2017). "Chapter 15 - Macroinvertebrates." In *Methods in Stream Ecology*, Volume 1 (Third Edition), edited by F. Richard Hauer and Gary A. Lamberti, 297–319. Boston: Academic Press. [Accessed 2023 April] <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-416558-8.00015-9>

HersHKovitz, Y., & Gasith, A. (2013). Resistance, resilience, and community dynamics in mediterranean-climate streams. *Hydrobiologia*, 719, 59-75.

Hu, A., Ju, F., Hou, L., Li, J., Yang, X., Wang, H., ... & Yu, C. P. (2017). Strong impact of anthropogenic contamination on the co-occurrence patterns of a riverine microbial community. *Environmental microbiology*, 19(12), 4993-5009.

Hynes H.B.N. (1970) The ecology of running waters. Liverpool University Press, Liverpool.

I **Illies, J. (1978).** *Limnofauna Europaea*. Stuttgart and New York: Gustav Fischer Verlag, 532 pp.

J **Junker, B. (2008).** The social perspective on river restorations: understanding a neglected aspect of sustainable river management (Doctoral dissertation, University of Zurich).

K **Kalogianni, E., Vourka, A., Karaouzas, I., Vardakas, L., Laschou, S., & Skoulikidis, N. T. (2017).** Combined effects of water stress and pollution on macroinvertebrate and fish assemblages in a Mediterranean intermittent river. *Science of the Total Environment*, 603, 639-650.

Khaldoun, L., & Merzoug, D. (2015). Recherche phréatobiologique dans la région de Khenchela (Sud Est algérien).

Khedidja, A., & Boudoukha, A. (2013). Anthropogenic impact conditions on water quality in the alluvial aquifer of the region tadjenanet-chelghoum laid (eastern algeria). *European Scientific Journal*, 9(21).

Khelifa, R. (2019). Sensitivity of biodiversity indices to life history stage, habitat type and landscape in Odonata community. *Biological Conservation*, 237, 63-69.

Khelifa, R., Deacon, C., Mahdjoub, H., Suhling, F., Simaika, J. P., & Samways, M. J. (2021a). Dragonfly conservation in the increasingly stressed African Mediterranean-type ecosystems. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 660163.

Khelifa, R., Mahdjoub, H., & Samways, M. J. (2022). Combined climatic and anthropogenic stress threaten resilience of important wetland sites in an arid region. *Science of the Total Environment*, 806, 150806.

Khelifa, R., Mahdjoub, H., Baaloudj, A., Cannings, R. A., & Samways, M. J. (2021b). Effects of both climate change and human water demand on a highly threatened damselfly. *Scientific reports*, 11(1), 7725.

Khelifa, R., Mellal, M. K., Zouaimia, A., Amari, H., Zebba, R., Bensouilah, S., ... & Houhamdi, M. (2016a). On the restoration of the last relict population of a dragonfly *Urothemis edwardsii* Selys (Libellulidae: Odonata) in the Mediterranean. *Journal of Insect Conservation*, 20, 797-805.

Khelifa, R., Zebba, R., Amari, H., Mellal, M. K., Mahdjoub, H., & Kahalerras, A. (2016b). A hotspot for threatened Mediterranean odonates in the Seybouse River (Northeast Algeria): are IUCN population sizes drastically underestimated?. *International Journal of Odonatology*, 19(1-2), 1-11.

Kim, D. K., Park, K., Jo, H., & Kwak, I. S. (2019). Comparison of water sampling between environmental DNA metabarcoding and conventional microscopic identification: A case study in Gwangyang Bay, South Korea. *Applied Sciences*, 9(16), 3272.

L **Lamberti, G. A., & J. W. Moore. (1984).** Aquatic insects as primary consumers. Pages 164-195 in V. H. Resh and D. M. Rosenberg (editors). *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers, New York.

Legendre, P.; Legendre, L. (2012). Numerical Ecology 3rd edn, Vol. 24. *Developments in Environmental Modelling*. Oxford, UK: Elsevier

LÓPEZ-LÓPEZ E & SEDEÑO-DÍAZ JE (2015). Biological indicators of water quality: the role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality. In: Armon R and Hänninen O (eds) *Environmental Indicators*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9499-2_37

Lounaci, A., Brosse, S., Mouloud, S. A., Lounaci-Daoudi, D., Mebarki, N., & Thomas, A. (2000b). Current knowledge of benthic invertebrate diversity in an Algerian stream: a species check-list of the Sébaou River basin (Tizi-Ouzou). *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse*, 136, 43-55.

Lounaci, A., Brosse, S., Thomas, A., & Lek, S. (2000a). Abundance, diversity and community structure of macroinvertebrates in an Algerian stream: the Sébaou wadi. In *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 36, No. 2, pp. 123-133). EDP Sciences.

LUSSAULT, M. & LEVY, J. (2003). Dictionnaire de la géographie et de l'espace des sociétés.

Lourenço, J., Gutiérrez-Cánovas, C., Carvalho, F., Cássio, F., Pascoal, C., & Pace, G. (2023). Non-interactive effects drive multiple stressor impacts on the taxonomic and functional diversity of atlantic stream macroinvertebrates. *Environmental Research*, 229, 115965.

M **Magurran, A. E. (2013).** *Ecological diversity and its measurement*. Springer Science & Business Media.

Massolou, A. M. (2008). Diagnostic écologique des cours d'eau forestiers par la caractérisation des macroinvertébrés benthiques dans la forêt classée de la Mondah. *Mémoire de fin de cycle pour le Diplôme d'ingénieur de conception des Eaux et Forêts*. Ecole Nationale des Eaux et Forêts.

Massolou, A. M. (2010). Utilisation des traits bioécologiques des macroinvertébrés comme outils complémentaires à l'indice Biologique global Normalisé pour l'évaluation des risques de pollution des écosystèmes aquatiques. *Master II Recherche Université de Montpellier, 2.*

McElravy, E. P., Lamberti, G. A., & Resh, V. H. (1989). Year-to-year variation in the aquatic macroinvertebrate fauna of a northern California stream. *Journal of the North American Benthological Society, 8(1), 51-63.*

Merritt RW, Cummins KW. (1996). An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd ed. Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company

Merritt RW, Cummins KW. (2006). Trophic relationships. Pp. 585–609 in Hauer FR, Lamberti GA, eds. *Methods in Stream Ecology*, 2nd ed. Academic Press, San Diego.

Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2017). Trophic relationships of macroinvertebrates. In *Methods in stream ecology, volume 1* (pp. 413-433). Academic Press.

Merritt, R.W., Cummins, K.W., Berg, M.B. (Eds.), (2008). An Introduction to the Aquatic Insects of North America, fourth ed. Kendall/Hunt, Dubuque, IA, USA

Min, M., Bunt, C. R., Mason, S. L., & Hussain, M. A. (2019). Non-dairy probiotic food products: An emerging group of functional foods. *Critical reviews in food science and nutrition, 59(16), 2626-2641.*

Miserendino, M. L., Brand, C., Epele, L. B., Di Prinzio, C. Y., Omad, G. H., Archangelsky, M., ... & Kutschker, A. M. (2018). Biotic diversity of benthic macroinvertebrates at contrasting glacier-fed systems in Patagonia Mountains: the role of environmental heterogeneity facing global warming. *Science of the Total Environment, 622, 152-163.*

Moisan J. et Pelletier L., (2008). Guide de surveillance biologique basée sur les Macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs, ISBN: 978-2-550-53591-1, 86 p.

Moisan, J., Pelletier, L., Gagnon, E., Piedboeuf, N., & La Violette, N. (2013). Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec. *Cours d'eau peu profonds à substrat grossier Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.*

Morse, J. C., Bae, Y. J., Munkhjargal, G., Sangpradub, N., Tanida, K., Vshivkova, T. S., ... & Yule, C. M. (2007). Freshwater biomonitoring with macroinvertebrates in East Asia. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(1), 33-42.

Mudroch, A., Azcue, J. M., & Mudroch, P. (1997). *Physico-chemical analysis of aquatic sediments*. Lewis publishers Boca Raton, New York, London, Tokyo.

Mo, H. H., Kim, Y., Lee, Y. S., Bae, Y. J., Khim, J. S., & Cho, K. (2016). Burrowing mayfly *Ephemera orientalis* (Ephemeroptera: Ephemeridae) as a new test species for pesticide toxicity. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 18766-18776.

N **Ntchantcho, R. (2019).** Impact of the Anthropogenic Activities on the Diversity and Structure of Benthic Macroinvertebrates in Tropical Forest Stream.

O **Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P.; O'hara, R.; Simpson, G.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H.; Wagner, H. (2013).** Community ecology package. *R package version 2013*, 2, 321-326.

Oscoz, J.; Galicia, D.; Miranda, R. (2011). *Identification guide of freshwater macroinvertebrates of Spain*; Springer Science & Business Media: 2011

Ouldammam, H. (2021). *Délimitation de biseau salé dans le bassin versant de Gareat El Tarf* (Doctoral dissertation, Abbes Laghrour University-Khenchela).

Oyanedel, A., Valdovinos, C., Azócar, M., Moya, C., Mancilla, G., Pedreros, P., & Figueroa, R. (2008). Patrones de distribución espacial de los macroinvertebrados bentónicos de la cuenca del río Aysen (Patagonia Chilena). *Gayana (Concepción)*, 72(2), 241-257.

P **Pascual, M., & Dunne, J. A. (Eds.). (2006).** *Ecological networks: linking structure to dynamics in food webs*. Oxford University Press.

Patrick CJ (2013). The effect of shredder community composition on the production and quality of fine particulate organic matter. *Freshw Sci* 32:1026–1035.

<https://doi.org/10.1899/12-090.1>

Peckarsky, B. L. (1984). Predator-prey interactions among aquatic insects.

Plafkin, J. L. (1989). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish.* United States Environmental Protection Agency, Office of Water.

Poff, N. L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the north american Benthological society*, 16(2), 391-409.

Poff, N. L., Olden, J. D., Vieira, N. K., Finn, D. S., Simmons, M. P., & Kondratieff, B. C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(4), 730-755.

Poidevin D. (1998). Manuel de cartographie. Ellipses Marketing, pp 96.

Pyle, R., Bentzien, M., & Opler, P. (1981). Insect conservation. *Annual Review of Entomology*, 26(1), 233-258.

R **R Development Core Team (2022).** R: A Language and Environment for Statistical Computing. *Vienna, Austria 2022*, R Foundation for Statistical Computing.

Raffard, A. (2019). *Rôle écologique de la biodiversité intraspécifique en milieu aquatique* (Doctoral dissertation, Institut National Polytechnique de Toulouse-INPT).

Resh, V. H., Brown, A. V., Covich, A. P., Gurtz, M. E., Li, H. W., Minshall, G. W., ... & Wissmar, R. C. (1988). The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American benthological society*, 7(4), 433-455.

Rosenberg, D. & V. Resh. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.* Chapman Hall. New York.

Rosine, W. N. (1955). The distribution of invertebrates on submerged aquatic plant surfaces in Muskee Lake, Colorado. *Ecology*, 36(2), 308-314.

ROUBI, A., BAALOUJ, A., CHAHROUR, F., KERFOUF, A., RIZI, H., BERDJA, R., BELKHIRIA, W., CHAIB, S. and GHARBI, M., (2021). Characterization and diversity of macroinvertebrates of the Bouhamdane stream (Northeast of Algeria). *Zoology and Ecology*, vol. 31, no. 1, pp. 45-52. <http://dx.doi.org/10.35513/21658005.2021.1.8>

S Saadali, B., Khedidja, A., Mihoubi, N., Ouddah, A., Djebassi, T., & Kouba, Y. (2020). Water quality assessment and organic pollution identification of Hammam-Grouz dam (Northeastern Algeria). *Arabian Journal of Geosciences*, 13(20), 1091.

Sabater, S., Barceló, D., de Castro-Català, N., Ginebreda, A., Kuzmanovic, M., Petrovic, M., ... & Muñoz, I. (2016). Shared effects of organic microcontaminants and environmental stressors on biofilms and invertebrates in impaired rivers. *Environmental pollution*, 210, 303-314.

Sala, O. E., Stuart Chapin, F. I. I. I., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, 287(5459), 1770-1774.

Schlosser, I. J. (1991). Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience*, 41(10), 704-712.

Segurado, P., Almeida, C., Neves, R., Ferreira, M. T., & Branco, P. (2018). Understanding multiple stressors in a Mediterranean basin: Combined effects of land use, water scarcity and nutrient enrichment. *Science of the total environment*, 624, 1221-1233.

Sellam, N., Viñolas, A., Fatah, Z., & Moulai, R. (2017a). L'utilisation des Coleoptera, Ephemeroptera et Diptera comme bioindicateurs de la qualite des eaux de quelques Oueds en Algérie. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 47-56.

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

Shah, D.N., Shah, R.D.T. and Pradhan, B.K. (2011). Diversity and Community Assemblage of Littoral Zone Benthic Macroinvertebrates in Jagadishpur Reservoir. *Nepal Journal of Science and Technology*, 12: 211–220.

Southwood, T. R. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies?. *Journal of animal ecology*, 46(2), 337-365.

Southwood, T. R. E. (1988). Tactics, strategies and templets. *Oikos*, 3-18.

Statzner, B., Bis, B., Dolédec, S., & Usseglio-Polatera, P. (2001). Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and applied Ecology*, 2(1), 73-85.

Statzner, B., Dolédec, S., & Hugueny, B. (2004). Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. *Ecography*, 27(4), 470-488.

Strayer, D. L. (1985). *The benthic micrometazoans of Mirror lake, New Hampshire*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.

Stubbington, R., Chadd, R., Cid, N., Csabai, Z., Miliša, M., Morais, M., ... & Datry, T. (2018). Biomonitoring of intermittent rivers and ephemeral streams in Europe: Current practice and priorities to enhance ecological status assessments. *Science of the total environment*, 618, 1096-1113.

Sumudumali, R. G. I., & Jayawardana, J. M. C. K. (2021). A review of biological monitoring of aquatic ecosystems approaches: with special reference to macroinvertebrates and pesticide pollution. *Environmental management*, 67(2), 263-276.

T **Tachet, H.; Richoux, P.; Bournaud, M.; Usseglio-Polatera, P. (2010).** Invertébrés d'eau douce, Nouvelle édition. *Centre National de la Recherche Scientifique Press, Paris, France* 2010.

Tenkiano, N. S. D. (2017). *Macroinvertébrés benthiques et hyphomycètes aquatique : diversité et implication dans le fonctionnement écosystémique des cours d'eau de Guinée* (Doctoral dissertation, Université Paul Sabatier-Toulouse III).

Tiho, S. and Johens, G. (2007). Co-occurrence of earthworms in urban surroundings: a null model analysis of community structure. *European Journal of Soil Biology*, 43: 84-90.

Tilman, D. (2005). Biodiversité et services écosystémiques : faut-il se préoccuper de l'érosion de la biodiversité. *Biodiversité et changements globaux : enjeux de société et défis pour la recherche, Ministère des Affaires Etrangères-ADPF, Paris*, 180-187.

Townsend C.R. & Hildrew A.J., (1984). Longitudinal pattern in detritivore communities of acid streams: a consideration of alternative hypotheses. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 22 : 1953-1958.

Townsend, C. R., & Hildrew, A. G. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater biology*, 31(3), 265-275.

V **Vaillant F. (1955).** Recherche sur la faune macroléonéenne de France, de Corse et d'Afrique du Nord. 1955. Thèse Doctorat, Paris : 258. 1955.

Van Ruijven, J., & Berendse, F. (2005). Diversity–productivity relationships: initial effects, long-term patterns, and underlying mechanisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(3), 695-700.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. (1980). The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci.* 37(1):130–137.

Villanueva, V. D., Albarino, R., & Canhoto, C. (2012). Positive effect of shredders on microbial biomass and decomposition in stream microcosms. *Freshwater Biology*, 57(12), 2504-2513.

W **Wallace JB, Webster JR. (1996).** The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annu Rev Entomol.* 41(1):115–139.

Wallace, J. B., Benke, A. C., Lingle, A. H. & Parsons, K., (1987). Trophic pathways of macroinvertebrate primary consumers in subtropical blackwater streams. *Arch. Hydrobiol.*, 74: 423-451.

Wallace, J. B., J. R. Webster & T. F. Cuffney, (1982). Stream detritus dynamics, regulation by invertebrate consumers. *Oecologia (Berl.)* 53: 197-200.

WATKINS II, C. E., & SHIREMAN, J. V. (1983). The Influence of Aquatic Vegetation Upon Zooplankton and. *J. Aquat. Plant Manage*, 21, 78-83.

Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan, R. P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706-723.

Ward GM, Woods DR (1986). Lignin and fiber content of FPOM generated by the shredders *Tipula abdominalis* (Diptera: Tipulidae) and *Taloperla cornelia* Needham & Smith (Plecoptera: Peltoperlidae). *Arch fur Hydrobiol* 107:545–562

WENG, Q. (2010). Remote sensing and GIS integration : theory, methods, and applications. McGraw-hill professional ;, New York, N.Y.

WFD, (2003). Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential, Water Framework Directive Common Implementation. Strategy Working Group 2, A Ecological Status (ECOSTAT), 28 p. et 2 annexes.

Williams, W. D. (Ed.). (2012). *Biogeography and ecology in Tasmania* (Vol. 25). Springer Science & Business Media.

Woodward, G. U. Y., & Hildrew, A. G. (2002). Body-size determinants of niche overlap and intraguild predation within a complex food web. *Journal of Animal Ecology*, 71(6), 1063-1074.

Wotton, R. S. (1984). The importance of identifying the origins of microfine particles in aquatic systems. *Oikos*, 217-221.

Wotton, R. S. (2020). The classification of particulate and dissolved matter. In *The Biology of Particles in Aquatic Systems, Second Edition* (pp. 1-6). CRC Press.

Wright-Stow, A. E. (2001). Biomonitoring, and the macroinvertebrate faunas of Canterbury streams.

Whitehead, P. G., Wilby, R. L., Battarbee, R. W., Kernan, M., & Wade, A. J. (2009). A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological sciences journal*, 54(1), 101-123.

Williams, W. D. (2001). Anthropogenic salinisation of inland waters. In *Saline Lakes: Publications from the 7th International Conference on Salt Lakes, held in Death Valley National Park, California, USA, September 1999* (pp. 329-337). Springer Netherlands.

Y **Ya'cob, Z., Takaoka, H., Pramual, P., Low, V. L., & Sofian-Azirun, M. (2016).** Distribution pattern of black fly (Diptera: Simuliidae) assemblages along an altitudinal gradient in Peninsular Malaysia. *Parasites & vectors*, 9, 1-16.

Yule C.M., (1996). Trophic relationship and food webs of the benthic invertebrate fauna of two seasonal tropical streams on Bougainville Island, Papua New Guinea. *J. Trop. Ecol.*, 12: 517-534.

Z **Zouggaghe, F & Moali, A. (2009).** Variabilité structurelle des peuplements de macro-invertébrés benthiques dans le bassin Versant de la Soummam (Algérie, Afrique du nord) ; Rev. Écol. (Terre Vie), vol. 64.

Zouggaghe, F. (2020). Structure et distribution des macro-invertébrés aquatiques e la kabylie de la Soummam (nord de l'Algérie). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 145(3), 295-310.

Annexe 01 : Nom des sites ; type d'habitat, coordonnées géographiques, et altitude.

Ecosystème	Type d'habitat	Site	Latitude (N)	Longitude (E)	Altitude (m)
Rivière	Lotique	Barbar River	35°24.818'	6°57.691'	1061
Rivière	Lotique	Hammam Essalihine River	35°27.103'	7°04.898'	1032
Rivière	Lotique	Ibkan River	35°25.295'	6°56.731'	1031
Rivière	Lotique	Issoual River	35°25.031'	6°56.944'	1039
Rivière	Lotique	Tamagra River	35°17.027'	7°00.987'	1099
Rivière	Lotique	Tanout River	35°27.200'	7°06.376'	1036
Sebkha	Sebkha	Lake of Garaet El Taref	35°38.801'	7°00.729'	835
Sebkha	Sebkha	Lake of Ouled Msallem	35°20.498'	7°15.728'	1073
Rivière	Lentique	Baghaï River	35°28.458'	7°08.028'	981
Rivière	Lentique	El H'tiba River	35°12.802'	7°06.991'	980
Barrage	Barrage	Babar Dam	35°09.761'	7°01.742'	941
Barrage	Barrage	Tagharist Dam	35°22.985'	6°38.631'	1222

Annexe 02 : Nombre de Classe, Ordre, Famille pour chaque site étudié.

Lotique- Lentique	Habitat	Site	Class	Ordre	Famille
Lotique	Rivière	Barbar River	3	7	13
Lotique	Rivière	Hammam Essalihine River	3	7	14
Lotique	Rivière	Ibkan River	3	9	22
Lotique	Rivière	Issoual River	2	8	22
Lotique	Rivière	Tamagra River	5	10	22
Lotique	Rivière	Tanout River	5	10	26
Lentique	Barrage	Babar Dam	4	8	21
Lentique	Barrage	Tagharist Dam	3	6	11
Lentique	Rivière	Baghaï River	4	9	13
Lentique	Rivière	El H'tiba River	2	7	19
Lentique	Sebkha	Lake of Guerrah El Tarf	2	7	19
Lentique	Sebkha	Lake of Ouled Msallem	1	1	2

Annexe 03 : Abondance des macroinvertébrés benthiques pour chaque site.

<i>Phylum</i>	<i>Class</i>	<i>Order</i>	<i>Family</i>	Berber	Issoual	Ibkan	Hammam Essalihine	Tanout	El H'tiba	Tamagra	Baghai	Guerrah El Tarf	Ouled Msallem	Babar	Tagharist		
<i>Arthropoda</i>	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	176	107	437	154	87	96	10		5		13	11		
			Caenidae	19	15	10	67	31	382	122					959	169	
			Heptageniidae	38	23	6	1		1	172						18	
			Lepotophidae			1			4							114	
			Isonychiidae				1										
	Trichoptera	Hydropsichidae	1	15	3	366	9				1						
		Goeridae								3							
		Limnephilidae	10	10					21	108							
		Hydroptilidae								8							
	Coleoptera	Dytiscidae	16	21	12				56	12	10	2	26		20		
		Gyrinidae		2	2						1	3					
		Hydrophilidae							17	10	2		72		2		
		Haliplidae											34				
		Carabidae													1		
	Odonata	Anisoptera	5		9				41	49	3		12			4	
		Zygoptera			3				179	19		1	29			2	
	Diptera	Tipulidae	5	4	2				3	1	1				2	1	
		Chironomidae	80	117	165	32	29	23	89	814	40	18	23	9			
		Simuliidae	150	111	105	225	1	3	241								
		Scatophagidae			7												
		Tabanidae	2	13	3	9			2	8	1	5			1		
		Culicidae		25	52				1	11		14					
		Syrphidae								7				1			
		Empididae									1						
		Stratiomyidae							1	21							
	Heteroptera	Notonectidae		12	20				48	21	2	1	53		4	1	

		Nepidae		7	1		27			1	1			
		Veliidae		13	6	3	4		2		2			
		Corixidae			1	1		7			213		131	
		Hydrometridae					1							
		Pleidae									2			
	Megaloptera	Sialidae												
Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	1								110			
<i>Mollusca</i>	Gasteropoda	Basommatophora	Planorbidae	1	15	13		2		22	4		3	4
		Lymnaeidae		17	5		5						1	3
<i>Annelida</i>	Clitellata	Haplotaxidae	Lumbriculidae				1	1	1		1			
	Arhynchobdellida	Hirudinea					4		15				40	1