

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة محمد بوضياف - المسيلة

Université Mohamed BOUDIAF-M'sila

كلية العلوم

Faculté des Sciences

قسم علوم الطبيعة والحياة

Département des Sciences de la Nature et de la Vie



## THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme Doctorat Troisième Cycle LMD

Option : Ecologie des milieux naturels

## THÈME

Écologie fonctionnelle des macro-invertébrés benthiques, bioindicateurs de la qualité des cours d'eau de la région des Aurès (Nord-Est, Algérie)

Présentée par : **MERADI Kenza**

### Devant le jury :

Président : **Pr. Tayeb BENSACI**, Professeur à l'Université Mohamed Boudiaf, M'sila  
Rapporteur : **Pr. Rabah BOUNAR**, Professeur à l'Université Mohamed Boudiaf, M'sila  
Co-directeur de thèse : **Pr. Abdelkrim SI BACHIR**, Professeur à l'Université Mostefa Benboulaïd, Batna 2  
Examineurs : **Pr. Fateh MIMECHE**, Professeur à l'Université Mohamed Boudiaf, M'sila  
**Dr. Idriss BOUAM**, Maître de Conférences "A" à l'Université Mostefa Benboulaïd, Batna 2

Année universitaire : 2023 - 2024

## Dédicace

*À la mémoire de mes chers parents,*

*Bien que vous ne soyez plus physiquement présents, votre amour et vos enseignements continuent de guider chacun de mes pas. Vous m'avez toujours encouragée à poursuivre mes rêves avec détermination et à croire en moi. Chaque réussite que j'ai accomplie est le reflet de vos valeurs et de votre influence indélébile dans ma vie.*

*À mes frères, sœurs et nièces, qui ont été mes piliers dans les moments difficiles. Votre soutien inconditionnel et votre affection ont été une lumière dans les moments sombres.*

*À mon grand frère bien-aimé, Meradi Salah, Professeur en Parasitologie,*

*Ton expertise et ton soutien ont été essentiels à chaque étape de ma recherche. Ton encouragement constant et tes conseils éclairés ont été une lumière dans les moments de doute et ont contribué de manière significative à la réussite de cette thèse.*

*Cette thèse est dédiée à vous tous*

***Kenza***

# Remerciements

*Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance envers toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de cette thèse, car ce travail est avant tout le fruit d'une collaboration précieuse.*

*En particulier, je souhaite exprimer ma gratitude au Pr. **Tayeb BENSACI**, Professeur à l'université Mohamed Boudiaf de M'sila, pour avoir accepté l'honneur de présider le jury de ma soutenance.*

*Je remercie sincèrement Pr. **Rabah BOUNAR**, Professeur à l'université Mohamed Boudiaf de M'sila, mon directeur de thèse, pour son soutien constant et ses précieux conseils. Votre expertise et votre disponibilité ont été essentiels à la réalisation de ce travail. Merci pour votre confiance et votre accompagnement tout au long de ce parcours.*

*Je suis également très reconnaissante envers Pr. **Abdelkrim SI BACHIR**, Professeur à l'université Batna 2, codirecteur de thèse. Votre soutien, vos conseils éclairés et votre grande expérience dans le domaine des invertébrés benthiques ont grandement enrichi mon travail. Je vous remercie chaleureusement pour votre patience, votre engagement, et j'espère que nous continuerons à partager cette complicité scientifique et professionnelle.*

*Je souhaite adresser mes plus sincères remerciements à ma collègue d'étude, Dr. **Imène Benzina**, Maître de Conférences habilitée de l'université Batna 2. Votre soutien constant et vos conseils pertinents ont été une source d'inspiration pour moi. Je suis profondément reconnaissante pour votre disponibilité, votre encouragement, et pour la qualité de notre collaboration qui a enrichi cette recherche. Merci infiniment pour votre précieuse contribution.*

*J'adresse mes vifs remerciements également au Pr. **Fateh MIMECHE**, Professeur à l'université Mohamed Boudiaf de M'sila et au Dr. **Idriss BOUAM**, Maître de Conférences habilité de l'université Batna 2, d'avoir bien voulu examiner et évaluer mon travail.*

*Je remercie également le Pr. **Régis Céréghino**, Professeur et Directeur du laboratoire EcoLab (Toulouse, France) de m'avoir accueilli au sein de son laboratoire, pour sa disponibilité, ses conseils judicieux pour la réalisation de ce travail.*

*Mes remerciements vont également à Monsieur le Pr. **Farid Bekdouche**, au Dr. **Abdelkarim Arar** et au Dr. **Cherif Ghazi** de l'université Batna 2, ainsi qu'au Dr. **Ahmed Yacine Kalbaza**, de l'université Batna 1, pour leur soutien précieux dans les analyses statistiques et la confection des cartes géographiques nécessaires à cette étude.*

*Je suis reconnaissante envers les responsables et le personnel du laboratoire d'analyse de l'ADE (Algérienne des Eaux de Batna) et de l'ONA (Office National de l'Assainissement Algérie) pour avoir facilité les analyses physico-chimiques et microbiologiques de l'eau, et pour m'avoir permis de me familiariser avec les méthodes et techniques d'analyse de l'eau.*

*Enfin, je souhaite exprimer ma gratitude envers Mesdames **Amel Messaoudi**, **Fouzia Benaouf** et **Leila Bechah** pour avoir créé les conditions idéales pour mes expérimentations en laboratoire.*

**Kenza Meradi**

# Table des matières

<b>Dédicace</b>	<b>I</b>
<b>Remerciements</b>	<b>II</b>
<b>Table des matières</b>	<b>III</b>
<b>Liste des tableaux</b>	<b>IV</b>
<b>Liste des figures</b>	<b>V</b>
<b>Liste des acronymes utilisés</b>	<b>VI</b>
<b>Introduction</b>	<b>1</b>
<b>Matériel &amp; méthodes</b>	<b>7</b>
1. Présentation générale du cadre de l'étude (Région des Aurès)	7
1.1. Géographie et morphologie	7
1.2. Géologie	7
1.3. Relief	9
1.4. Climat	10
1.4.1. Analyse des paramètres climatiques	10
1.4.2. Synthèse climatique	11
1.4.2.1. Quotient pluviométrique d'Emberger	11
1.4.2.2. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson	12
1.5. Hydrologie	14
1.6. Sols de la région	14
1.7. Couverture végétale	15
2. Description générale du parc national de Belezma (PNB) et des oueds étudiés	16
2.1. Description générale du parc national de Belezma (PNB)	16
2.2. Description générale des oueds étudiés	18
3. Méthodes de caractérisation géo-spatiale, de l'occupation du sol et de l'hydrologie des oueds explorés	19
4. Méthodes d'analyses physico-chimiques et microbiologiques de l'eau	20
4.1. Paramètres mesurés <i>in situ</i> et collecte d'échantillons d'eau	20
4.2. Paramètres mesurés <i>ex situ</i> (au laboratoire)	20
5. Méthodes de caractérisation des habitats des macro-invertébrés benthiques	23
6. Méthode d'échantillonnage des macro-invertébrés benthiques	23
7. Méthode de conservation, de tri et d'identification des macro-invertébrés benthiques	24
8. Méthodes de calcul des paramètres et indices de structure et d'organisation des communautés de macro-invertébrés benthiques	24
9. Méthodes d'évaluation de la qualité de l'eau par le calcul d'indices taxonomiques	25
9.1. Indice Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT)	25
9.2. Ratio des Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT) / EPT + Chironomidés	26
10. Méthodes de désignation du groupe fonctionnel d'alimentation (FFG) des insectes benthiques	27
11. Utilisation des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) comme substituts aux attributs des écosystèmes fluviaux	28
12. Analyses statistiques	31
12.1. Test <i>t</i> de Student et test U de Mann-Whitney	31
12.2. Test d'analyse de la variance (ANOVA)	31
12.3. Analyse des coordonnées principales (PCoA)	31
<b>Résultats</b>	<b>32</b>

1. Conditions environnementales globales des oueds et des stations étudiées	32
2. Variation spatio-temporelle de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau des oueds étudiés	35
2.1. Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau selon le degré d'altération des oueds étudiés	35
2.2. Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau entre stations, oueds et périodes d'échantillonnage (période sèche/période humide)	36
2.3. Variation des paramètres microbiologiques de l'eau selon le degré d'altération des oueds étudiés	41
2.4. Variation des paramètres microbiologiques de l'eau entre stations, oueds et périodes d'échantillonnage (période sèche/période humide)	41
2.5. Origine de la contamination fécale des oueds explorés	43
3. Diversité et structure des communautés des macro-invertébrés benthiques des cours d'eau explorés	44
3.1. Inventaire taxonomique global	44
3.2. Variation de l'abondance totale des macro-invertébrés benthiques selon la période d'échantillonnage (période sèche/période humide)	46
3.3. Richesse et statut taxonomique des macro-invertébrés benthiques inventoriés dans les oueds explorés	47
3.4. Richesse et répartition périodique des macro-invertébrés benthiques recensés	47
3.5. Abondance et répartition des différents ordres d'insectes benthiques échantillonnés dans les oueds explorés	48
3.6. Abondance et répartition périodique des différents ordres d'insectes benthiques identifiés dans les oueds explorés	49
3.7. Evaluation de la diversité taxonomique des peuplements des macro-invertébrés benthiques	50
3.7.1. Indices de diversité calculés pour les différents oueds explorés	50
3.7.2. Indices de diversité selon la période d'échantillonnage (période sèche/période humide)	51
3.7.3. Indices de diversité selon les types de substrats	52
3.7.4. Indices de diversité selon l'occupation du sol	53
3.7.5. Indice d'occurrence	54
4. Variation de l'abondance et de la diversité des communautés des macro-invertébrés benthiques par approche taxonomique suivant le degré d'altération des oueds	56
4.1. Variation de l'abondance des macro-invertébrés selon le degré d'altération des oueds explorés	56
4.1.1. Variation de l'abondance par classes de macro-invertébrés	56
4.1.2. Variation de l'abondance par ordres des insectes benthiques	57
5. Evaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau par les indices taxonomiques (EPT et ratio EPT/EPT+Chironomidés)	57
6. Variation de l'abondance et de la richesse de la communauté des insectes benthiques par approche basée sur les groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG)	58
6.1. Inventaire global des insectes benthiques avec désignation des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG)	58
6.2. Abondance et proportion totale des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'insectes benthiques des oueds explorés dans la région des Aurès	58
6.3. Abondance, proportion et richesse des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'insectes benthiques dans chaque oued exploré dans la région des Aurès	59

6.4. Variation de l'abondance des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) selon le degré d'altération des oueds explorés dans la région des Aurès.	67
6.5. Variation de la richesse des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) selon le degré d'altération des oueds explorés dans la région des Aurès.	69
7. Variation des ratios des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) des oueds explorés dans la région des Aurès	71
8. Influence du type de substrat sur l'abondance et la richesse périodique des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) : cas particulier d'oued Bouilef	72
8.1. Variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau d'oued Bouilef	72
8.2. Variation périodique de l'abondance et de la richesse moyennes des insectes benthiques d'oued Bouilef	73
8.3. Variation périodique de l'abondance et de la richesse moyennes des insectes benthiques d'oued Bouilef en fonction du type de substrat	75
8.4. Variation périodique de l'abondance et de la richesse des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) en fonction du type de substrat	76
<b>Discussions</b>	<b>79</b>
1. Conditions environnementales et variation de la qualité physico-chimique et microbiologique des oueds explorés	79
2. Diversité et structure des communautés des macro-invertébrés benthiques des oueds de la région d'étude	87
3. Impact de l'altération des oueds de la région des Aurès sur la biodiversité et la structure de la communauté des insectes benthiques basé sur l'approche taxonomique	92
4. Evaluation de la qualité de l'eau des oueds par les indices taxonomiques : EPT et le ratio EPT/EPT+Chironomidés	92
5. Impact de l'altération des oueds de la région des Aurès sur les groupes fonctionnels d'alimentation des insectes benthiques (FFG)	94
6. Evaluation de la qualité des oueds de la région des Aurès par l'estimation des ratios des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) de substitution aux attributs des écosystèmes fluviaux	95
7. Evaluation de l'influence du type de substrat des oueds sur la richesse et l'abondance des groupes fonctionnelle d'alimentation (FFG) des insectes benthiques	97
<b>Conclusion</b>	<b>101</b>
<b>Références bibliographiques</b>	<b>106</b>
<b>Annexes photographiques</b>	<b>123</b>

## Liste des tableaux

Titre	Page
<b>Tableau 1</b> : Caractéristiques des stations météorologiques de Ain Skhouna (Batna) et d'El-kantara.	10
<b>Tableau 2</b> : Moyennes mensuelles des températures maximales (T° max) et minimales (T° min), ainsi que des précipitations (mm) relevées dans la région de Batna et d'El-kantara (Période :1992-2022).	12
<b>Tableau 3</b> : Les valeurs de Q2 (Méthode d'Emberger).	12
<b>Tableau 4</b> : Valeurs de l'indice : Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT), correspondant aux catégories de bio-classification de la qualité de l'eau.	26
<b>Tableau 5</b> : Valeurs du ratio Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT) / EPT+Chironomidés, correspondant aux catégories de bio-classification de la qualité de l'eau.	26
<b>Tableau 6</b> : Utilisation des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) comme substituts aux attributs des écosystèmes fluviaux.	28
<b>Tableau 7</b> : Ratios des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) de substitution, seuils de ratios proposés et interprétation.	29
<b>Tableau 8</b> : Conditions environnementales des 3 stations étudiées d'oued El-Ma.	32
<b>Tableau 9</b> : Conditions environnementales des 3 stations étudiées d'oued Bouilef.	33
<b>Tableau 10</b> : Conditions environnementales des 3 stations étudiées d'oued El-Hai.	34
<b>Tableau 11</b> : Conditions environnementales des 3 stations étudiées d'oued El-Gourzi.	35
<b>Tableau 12</b> : Variations des paramètres physico-chimiques de l'eau selon le degré d'altération des oueds.	35
<b>Tableau 13</b> : Variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau d'oued El-Ma.	36
<b>Tableau 14</b> : Variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau d'oued Bouilef.	37
<b>Tableau 15</b> : Variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau d'oued El-Hai.	38
<b>Tableau 16</b> : Variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau d'oued El-Gourzi.	40
<b>Tableau 17</b> : Variations des paramètres microbiologiques de l'eau selon le degré d'altération des oueds.	41
<b>Tableau 18</b> : Variation périodique des paramètres microbiologiques de l'eau d'oued El-Ma.	42
<b>Tableau 19</b> : Variation périodique des paramètres microbiologiques de l'eau d'oued Bouilef.	42
<b>Tableau 20</b> : Variation périodique des paramètres microbiologiques de l'eau d'oued El-Hai.	43
<b>Tableau 21</b> : Origine de la pollution selon le rapport coliformes fécaux/streptocoques fécaux (CoF/SF).	43
<b>Tableau 22</b> : Liste systématique des macro-invertébrés benthiques identifiés dans les oueds étudiés.	44
<b>Tableau 23</b> : Fréquences d'occurrence des différentes populations de macro- invertébrés benthiques recensés dans les oueds étudiés.	55
<b>Tableau 24</b> : Valeurs de l'indice EPT, le ratio EPT/ EPT+Chironomidés et interprétation de la qualité de l'eau des oueds explorés.	58
<b>Tableau 25</b> : Liste systématique des insectes benthiques, variation de l'abondance (Ab) et de la richesse (R) des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'oued Bouilef.	62
<b>Tableau 26</b> : Liste systématique des insectes benthiques, variation de l'abondance (Ab) et de la richesse (R) des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'oued El-Ma.	64
<b>Tableau 27</b> : Liste systématique des insectes benthiques, variation de l'abondance (Ab) et de la richesse (R) des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'oued El-Hai.	65
<b>Tableau 28</b> : Liste systématique des insectes benthiques, variation de l'abondance (Ab) et de la richesse (R) des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'oued El-Gourzi.	66
<b>Tableau 29</b> : Variation de l'abondance des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) selon le degré d'altération des oueds explorés dans la région des Aurès.	67

<b>Tableau 30 :</b> Variation de la richesse des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) selon le degré d'altération des oueds explorés dans la région des Aurès.	69
<b>Tableau 31 :</b> Ratios des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) des oueds explorés dans la région des Aurès.	72
<b>Tableau 32 :</b> Variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau d'oued Bouilef.	73
<b>Tableau 33 :</b> Inventaire systématique des insectes benthiques identifiés dans oued Bouilef et leur groupe fonctionnel d'alimentation (FFG).	73
<b>Tableau 34 :</b> Variation de l'abondance des FFG selon les types de substrats et les périodes d'échantillonnages.	77

## Liste des figures

Titre	Page
<b>Figure 1</b> : Limites géographiques de la région des Aurès.	8
<b>Figure 2</b> : Carte géologique des Aurès.	9
<b>Figure 3</b> : Evolution mensuelle des températures moyennes de la région de Batna et d'El-kantara (de septembre 2021 à août 2022).	11
<b>Figure 4</b> : Evolution mensuelle des précipitations de la région de Batna et d'El-kantara (de septembre 2021 à août 2022).	11
<b>Figure 5</b> : Diagramme ombrothermique de Gaussen de la région de Batna (de septembre 2021 à août 2022).	13
<b>Figure 6</b> : Diagramme ombrothermique de Gaussen de la région d'El-kantara (de septembre 2021 à août 2022).	14
<b>Figure 7</b> : Localisation et découpage en secteur du Parc National de Belezma (Batna, Nord-Est Algérie)	16
<b>Figure 8</b> : Carte des principales unités écologiques décrites dans le parc national de Belezma (Batna, Nord-Est algérien)	17
<b>Figure 9</b> : Réseau hydrographique général de la zone prospectée avec localisation des quatre oueds et des stations d'échantillonnages dans la région des Aurès.	19
<b>Figure 10</b> : Variation de l'abondance totale des macro-invertébrés selon la période d'échantillonnage.	46
<b>Figure 11</b> : Richesse et statut taxonomique des macro-invertébrés benthiques inventoriés dans les oueds explorés.	47
<b>Figure 12</b> : Richesse et répartition périodique des macro-invertébrés benthiques recensés dans les oueds explorés.	48
<b>Figure 13</b> : Abondance et répartition des ordres des insectes benthiques identifiés dans les oueds étudiés.	49
<b>Figure 14</b> : Abondance et répartition périodique des ordres des insectes benthiques identifiés dans les oueds explorés.	50
<b>Figure 15</b> : Valeurs des indices de diversité de la communauté des macro-invertébrés benthiques des oueds explorés dans la région d'étude (Aurès).	51
<b>Figure 16</b> : Valeurs des indices de diversité de la communauté des macro-invertébrés benthiques selon la période d'échantillonnage (période humide et sèche) des oueds explorés dans la région des Aurès.	52
<b>Figure 17</b> : Valeurs des indices de diversité de la communauté des macro-invertébrés benthiques selon les cinq types d'habitats des cours d'eau explorés dans la région des Aurès.	53
<b>Figure 18</b> : Valeurs des indices de diversité de la communauté des macro-invertébrés benthiques en fonction de l'occupation du sol des oueds explorés dans la région des Aurès.	54
<b>Figure 19</b> : Abondance en pourcentage des différentes classes de la communauté des macro-invertébrés benthiques en fonction de la nature des oueds (altéré ou non altéré) explorés dans la région des Aurès.	56
<b>Figure 20</b> : Abondance totale en pourcentage des différents ordres d'insectes des oueds explorés (altéré ou non altéré) dans la région des Aurès.	57
<b>Figure 21</b> : Abondance totale des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) des cours d'eau explorés dans la région des Aurès.	59
<b>Figure 22</b> : Proportions totales des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) identifiés dans les oueds explorés dans la région des Aurès.	59
<b>Figure 23</b> : Proportions des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'insectes benthiques dans chaque oued exploré dans la région des Aurès.	60

<b>Figure 24</b> : Boîtes à moustaches représentant l'abondance des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) selon le degré d'altération des cours d'eau explorés dans la région des Aurès.	68
<b>Figure 25</b> : Boîtes à moustaches représentant la richesse des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) selon le degré d'altération des cours d'eau explorés dans la région des Aurès.	70
<b>Figure 26</b> : Variation périodique de la richesse et de l'abondance moyenne des insectes benthiques d'oued Bouilef.	75
<b>Figure 27</b> : Variation périodique de la richesse moyenne en taxons et de l'abondance moyenne des insectes benthiques en fonction des types de substrats.	76
<b>Figure 28</b> : Distribution de l'abondance des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes benthiques (FFG) en fonction de la taille du substrat.	78

## Liste des acronymes et abréviations utilisés

<b>Acronyme</b>	<b>Désignation</b>
<b>ADE</b>	Algérienne des eaux
<b>A/H</b>	Indice d'autotrophie/ d'hétérotrophie
<b>CC</b>	Collecteur-cueilleurs
<b>CE</b>	Conductivité électrique
<b>CF</b>	Collecteurs-filtreurs
<b>CoF</b>	Coliformes fécaux
<b>CPOM</b>	Particules organiques grosses
<b>CT</b>	Coliformes totaux
<b>DBO</b>	Demande biologique en oxygène
<b>DCO</b>	Demande Chimique en Oxygène
<b>DD</b>	Déchetteurs détritiques
<b>DH</b>	Déchetteurs herbivores
<b>FFG</b>	Groupes d'alimentation fonctionnels
<b>FPOM</b>	Particules organiques fines
<b>Ger</b>	Germe
<b>ICP</b>	Indice Contrôle des prédateurs
<b>ID</b>	Indice de déchetage
<b>IFC</b>	Indice Filtreur-collecteur
<b>ind</b>	Indéterminé
<b>ISH</b>	Indice stabilité de l'habitat
<b>MO</b>	Matière organique dissoute
<b>NPP</b>	Nombre le Plus Probable
<b>O</b>	Oued
<b>ONA</b>	Office National de l'assainissement Algérie
<b>P</b>	Précipitation
<b>PA</b>	Perceurs d'algues
<b>PNB</b>	Parc National de Belezma
<b>Pr</b>	Prédateurs
<b>Rc</b>	Racleurs
<b>S</b>	Salinité
<b>SF</b>	Streptocoques fécaux
<b>sp.</b>	Sans précision d'espèce
<b>S1</b>	Station 1
<b>S2</b>	Station 2
<b>S3</b>	Station 3
<b>TDS</b>	Total des solides dissous
<b>UFC</b>	Unité formatrice de colonie



# **Introduction**

# Introduction

---

## Introduction

Les écosystèmes aquatiques continentaux, comme les cours d'eau, sont cruciaux pour la biodiversité et fournissent des services écosystémiques essentiels, tels que le soutien à l'agriculture et à l'approvisionnement en eau, malgré leur faible couverture de moins de 1% de la surface terrestre (Gleick, 1996). La préservation et la restauration de ces écosystèmes sont vitales pour maintenir leur équilibre écologique et les avantages qu'ils offrent aux sociétés humaines (Dos Santos et al., 2011).

Les macro-invertébrés aquatiques constituent le principal groupe d'organismes utilisé pour évaluer l'état écologique des hydrosystèmes continentaux. Ils sont reconnus comme les meilleurs indicateurs de la santé écologique des hydrosystèmes grâce à l'utilisation de la structure de leurs communautés comme indicateur des effets de l'activité humaine sur les hydrosystèmes (Woodcock & Huryn, 2007 ; Arimoro & Ikomi, 2009 ; Camargo, 2019), mais aussi en abritant des taxons bioindicateurs de la qualité de l'eau (Barbour et al., 1999 ; Zuedzang Abessolo et al., 2021 ; Nahli et al., 2022). Parmi les macro-invertébrés qui ont été utilisés pour l'évaluation de la qualité de l'eau, les insectes benthiques qui sont des insectes vivant sur le fond des cours d'eau sont les plus souvent recommandés (Santhosh & Ashadevi, 2015) en raison de certaines caractéristiques de ce groupe, comme la grande diversité des espèces et leur sensibilité variable à plusieurs facteurs abiotiques et biotiques dans l'environnement (El Husseiny et al., 2015), leur long cycle de vie et les techniques d'échantillonnage standardisées et peu coûteuses (Callisto et al., 2001 ; Buss et al., 2015). En outre, la sédentarité de ces organismes fait que leur existence est directement associée aux caractéristiques de l'habitat, tandis que la grande diversité de leurs formes de vie leur permet de se trouver dans pratiquement tous les habitats d'eau douce (Gupta & Paliwal, 2010 ; Mackintosh et al., 2015).

La majorité des études sur les macro-invertébrés aquatiques ont largement adopté une approche taxonomique pour évaluer la diversité et la structure des communautés. Cette méthode consiste à identifier et à classer les macro-invertébrés selon leur taxonomie, souvent jusqu'au niveau des espèces ou des genres. En utilisant des clés d'identification et des guides taxonomiques, les chercheurs peuvent déterminer la richesse spécifique et l'abondance relative de chaque taxon. Cette approche permet non seulement de décrire la composition des communautés, mais aussi de détecter des variations spatio-temporelles dans les écosystèmes aquatiques. Les données taxonomiques sont essentielles pour comprendre les interactions écologiques, les réponses aux pressions environnementales et pour établir des bases de référence pour les évaluations de la biodiversité. De plus, les indices de diversité basés sur la

## Introduction

---

taxonomie, tels que les indices de Shannon ou de Simpson, sont couramment utilisés pour quantifier et comparer la diversité des macro-invertébrés entre différents sites ou périodes (Cummins, 2016a).

L'approche taxonomique a été aussi utilisée pour évaluer la qualité de l'eau des cours d'eau en adoptant une multitude d'indices et de ratios spécifiques tels que l'indice EPT (Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères) et le ratio EPT aux EPT plus les insectes Chironomidés (EPT/EPT + Chironomidés). Ces mesures, en raison de leur simplicité d'utilisation, de leur sensibilité à une variété de polluants et de leur utilisation mondiale, sont devenus des outils standards et précieux en écologie aquatique et en gestion de la qualité de l'eau (Bode et al., 1996).

L'indice EPT est un indicateur biologique qui repose sur l'abondance relative de trois ordres d'insectes aquatiques : les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères. Ces insectes sont connus pour leur sensibilité à la pollution et aux changements environnementaux, ce qui les rend de bons indicateurs de la santé écologique d'un habitat aquatique (Hamid et al., 2014 ; Zuedzang Abessolo et al., 2021). L'indice EPT est généralement calculé en déterminant le nombre total de familles appartenant à ces trois ordres dans un échantillon donné. Plus l'indice EPT est élevé (supérieur à 10 familles EPT), plus la qualité de l'eau du cours d'eau est non altérée par la pollution. Le ratio EPT/EPT+Chironomidés évalue le rapport entre l'abondance des EPT et le nombre total d'individus de Chironomidés dans un échantillon. Les Chironomidés sont des insectes tolérants à la pollution. Par conséquent, plus le ratio est proche de 100%, plus la qualité de l'eau des cours d'eau est bonne (Bode et al., 1996).

Dans les programmes de surveillance qui utilisent les macro-invertébrés comme bioindicateurs, bien que des mesures de base telles que l'abondance, la richesse taxonomique et la diversité soient couramment utilisées, de nombreux programmes de biosurveillance envisagent récemment une approche fonctionnelle basée sur les groupes fonctionnels d'alimentation de ces organismes (FFG) (Cummins et al., 2005 ; Cummins, 2016a ; 2016b) . Cette approche utilise un système de classification de l'acquisition alimentaire basé sur des processus comportementaux (Ramírez et al., 2014 ; Cummins, 2016b) et des modes d'utilisation des ressources organiques (Simberloff & Dayan, 1991).

Cette classification FFG a été utilisée et améliorée depuis plus de 30 ans et constitue un outil important pour l'acquisition de connaissances sur les relations trophiques et la dynamique des communautés (Vannote & Sweeney, 1980 ; Cummins et al., 2005 ; Henriques-Oliveira & Nessimian, 2010 ; Fu et al., 2016).

## Introduction

---

Selon la dernière classification FFG proposée par Cummins en 2019, les macro-invertébrés peuvent être répartis en sept groupes fonctionnels d'alimentation : les prédateurs, les perceurs d'algues, les collecteurs-cueilleurs, les collecteurs-filtreurs, les racleurs, les déchetteurs détritiques et les déchetteurs herbivores.

L'approche FFG présente plusieurs avantages : Elle permet de classer toute la faune de macro-invertébrés benthiques vivante dans un nombre réduit de groupes fonctionnels pertinents en utilisant seulement le niveau taxonomique nécessaire pour les séparer (Cummins, 2016a). En outre, les mesures des groupes fonctionnels alimentaires ne nécessitent pas un échantillonnage spécialisé et différentes méthodes d'échantillonnage peuvent être utilisées pour attribuer les macro-invertébrés aquatiques à des groupes fonctionnels (Rawer-Jost et al., 2000).

L'approche FFG est utilisée comme approche complémentaire à l'approche taxonomique afin d'évaluer l'impact des pressions anthropiques sur les cours d'eau et d'identifier les réponses des communautés d'insectes benthiques aux altérations environnementales, telles que la pollution, le défrichement de la végétation riveraine. Ainsi, certains groupes fonctionnels, tels que les déchetteurs et les racleurs sont spécialisés dans leur alimentation et sont conçus pour être plus sensibles aux changements environnementaux, tandis que les collecteurs-cueilleurs et les collecteurs-filtreurs sont considérés comme des groupes généralistes résistants à la pollution, ce qui peut affecter la disponibilité de sources alimentaires (Barbour et al., 1996).

L'approche FFG est aussi utilisée pour décrire la nature des cours d'eau en calculant les ratios du nombre de spécimens collectés dans chaque catégorie FFG. Ces ratios substituent les attributs des écosystèmes fluviaux (Barbour et al., 1996 ; Merritt et al., 2002 ; Fierro et al., 2017 ; Dufour et al., 2019 ; Cummins, 2019 ; Li et al. 2019 ; Edegbene et al., 2023). Un exemple du ratio des racleurs plus déchetteurs herbivores plus les perceurs d'algues aux déchetteurs détritiques plus collecteurs-cueilleurs plus collecteurs-filtreurs, est estimé pour évaluer l'indice d'autotrophie et d'hétérotrophie du cours d'eau. Le ratio déchetteurs détritiques plus déchetteurs herbivores aux collecteurs-cueilleurs plus collecteurs-filtreurs est estimé pour calculer l'indice de déchetage. Le ratio des racleurs plus des collecteurs-filtreurs plus déchetteurs herbivores aux déchetteurs détritiques plus des collecteurs-cueilleurs a été utilisé pour calculer l'indice de stabilité des cours d'eau. Le contrôle prédateur a été estimé par le ratio prédateur-proie. Le ratio collecteurs-filtreurs aux collecteurs-cueilleurs est calculé pour estimer l'indice collecteur- filtreur et évaluer la qualité de FPOM (Merritt et al., 2017 ; Cummins, 2018). De plus, les changements hydrologiques et biologiques peuvent interrompre le flux de fournitures basales allochtones dans les cours d'eau, impactant ainsi

## Introduction

---

l'approvisionnement alimentaire des taxons d'eau douce. Un changement d'utilisation des terres pourrait avoir un impact substantiel sur les ressources basales qui soutiennent la survie des macro-invertébrés benthiques, tels que les pâturages et les décheteteurs (Miserendino & Masi, 2010 ; Mangadze et al., 2019 ; Vilenica et al., 2020).

L'influence des perturbations sur la distribution et l'abondance des groupes fonctionnels d'alimentation dans les habitats a été largement explorée dans plusieurs études précédentes, en reflétant l'état de l'habitat et la qualité de l'eau (Nurul Huda & Che Salmah, 2019). L'approche des FFG a été efficacement appliquée à différents écosystèmes aquatiques, sous des climats tropicaux, tempérés et méditerranéens en Amérique latine (Cummins et al., 2005 ; Gonçalves & Santos De Menezes, 2011 ; Cortés-Guzmán et al., 2021), en Europe et en Afrique (Paunovic et al., 2006 ; Moyo & Richoux, 2017 ; Mangadze et al., 2019 ; Addo-Bediako 2021 ; Edegbene et al., 2023) ainsi qu'au Maroc (El Yaagoubi et al., 2023 ; Nahli et al. 2023). À notre connaissance, peu d'études ont été menées pour étudier les FFG sous un climat aride ou semi-aride en Afrique du Nord (Benzina et al., 2021).

Dans ce contexte, les écosystèmes d'eau douce méditerranéens, notamment ceux de la rive Sud sont classés parmi les entités aquatiques les plus menacées par le changement climatique, qui affecte les températures et les réserves d'eau, entraînant un déplacement progressif du régime des flux (Däll & Zhang, 2010 ; Knouft & Ficklin, 2017). Aussi, les cours d'eau méditerranéens subissent des altérations hydrologiques substantielles par rapport aux régions tempérées et tropicales dans le monde. Cela est particulièrement vrai dans les habitats aquatiques arides et semi-arides d'Afrique du Nord, où les organismes d'eau douce sont fréquemment soumis à des inondations extrêmes et à des épisodes de sécheresse (Gasith & Resh, 1999). Ces changements dans l'environnement local favorisent certains compromis, entraînant de larges altérations dans la structure taxonomique et fonctionnelle de la biote aquatique (Durance & Ormerod, 2007). Aussi, les cours d'eau des régions semi-aride et aride d'Afrique du Nord présentent une variabilité hydrologique beaucoup plus élevée que leurs homologues tempérées et tropicales (Gasith & Resh, 1999 ; Arab et al., 2004). Dans ces cours d'eau, le substrat a tendance à être plus fin, et enrichi en sédiments tels que le sable, le limon et l'argile. Les particules de sol peuvent être plus compactes en raison de l'aridité et du faible couvert végétal, ce qui peut affecter la perméabilité et la rétention d'eau dans le substrat (Naorem et al., 2023). Toutefois, la plupart de nos connaissances actuelles sur les relations espèces-habitat en eaux douces courantes continentales proviennent d'études menées dans des cours d'eau tempérés et tropicaux. Les oueds, écosystèmes typiques des cours d'eau de

## Introduction

---

l'Afrique du Nord restent ainsi peu explorés malgré leur importance écologique et socio-économiques.

L'intérêt scientifique que recèle les particularités écologiques des organismes peuplant les oueds, d'une part, et l'enjeu de l'eau dans une région soumise aux impacts des changements climatiques et la demande pressante de la denrée "eau", d'autre part, nous ont incité à étudier les conditions d'existence de macro-invertébrés benthiques, bioindicateurs de la santé des cours d'eau dans la région des Aurès. Cette dernière, à dominance semi-aride à aride, est caractérisée par un climat qui varie considérablement en raison de sa topographie montagneuse et de sa position géographique. Il va du climat humide qui sévit dans les montagnes culminant à plus de 1800 m d'altitude, au climat semi-aride qui s'étend davantage vers l'Ouest et atteint son apogée avec des altitudes inférieures à 1300 m. Enfin, le climat aride caractérise le corridor orienté Nord-Est/Sud-Ouest situé au Sud du massif des Aurès, avec des altitudes inférieures à 800 m. Les cours d'eau explorés dans cette étude se trouvent dans l'aire protégée du parc national de Belezma PNB (réserve de la biosphère, région occidentale des Aurès) et dans la région d'El-kantara (région Sud des Aurès). Ces deux régions sont respectivement caractérisées par un climat semi-aride et aride. Les cours d'eau du PNB sont relativement prémunis des perturbations humaines mais dans certains des cours d'eau explorés en dehors du parc (Oued El-Hai et Oued El-Gourzi), l'intensité et l'ampleur des pressions anthropiques ont atteint leur seuil de tolérance. Ceci nous permettra de faire des comparaisons judicieuses pour statuer sur la structure, l'organisation et le fonctionnement des communautés des macro-invertébrés benthiques ainsi que leur variation dans le temps et dans l'espace sous l'effet des impacts naturels et humains.

L'étude menée dans le cadre de cette thèse s'inscrit dans cette optique globale d'explorer l'écologie et l'état de santé des cours d'eau continentaux, en prenant comme bioindicateur la structure et l'organisation des invertébrés benthiques, notamment sous l'effet des impacts naturels et humains. Le travail mené avec une approche multiparamétriques se fixe les objectifs suivants :

- Décrire les caractéristiques environnementales globales de certains cours d'eau de la région des Aurès, à travers les mesures d'une multitude de paramètres relevés sur site et au laboratoire. Il s'agit de définir les conditions environnementales globales des oueds étudiés, étudier la variation spatio-temporelle de la qualité physico-chimique et

## Introduction

---

microbiologique de l'eau et mesurer l'impact de ces variations sur l'écosystème 'oued' avec des approches multivariées ;

- Enrichir les connaissances sur la biodiversité, la structure, l'organisation et le fonctionnement des communautés de macro-invertébrés benthiques des cours d'eau étudiés, notamment par la description taxonomique et l'établissement des patrons de répartition de ces communautés. Cela inclut plusieurs niveaux de perception tels que la qualité de l'eau, la période (sèche et humide), le type de substrat, l'occupation du sol,...
- Évaluer la qualité de l'eau des cours d'eau explorés ainsi que l'impact de la qualité de l'eau et l'état de santé dans ces oueds sur la diversité et la structure des communautés des insectes benthiques par une approche taxonomique et fonctionnelle basée sur les groupes fonctionnels d'alimentation des insectes benthiques (FFG) ;
- Evaluer la qualité des cours d'eau explorés par l'estimation des ratios FFG de substitution aux attributs des écosystèmes fluviaux ainsi que l'influence du type de substrat des cours d'eau sur la richesse et l'abondance des groupes fonctionnelle d'alimentation des insectes benthiques.

A decorative background featuring a blue geometric pattern of overlapping triangles and polygons, primarily located at the top and bottom of the page. The pattern uses various shades of blue, from light to dark, creating a modern, abstract look.

# **Matériel & méthodes**

### Matériel & méthodes

#### 1. Présentation générale du cadre de l'étude (Région des Aurès)

##### 1.1. Géographie et morphologie

Les Aurès se trouvent à l'Est de la région septentrionale de l'Algérie, occupant la partie orientale du bassin de l'Atlas, qui s'étend à l'Ouest jusqu'au haut Atlas marocain et s'étire vers l'Est jusqu'à la crête tunisienne (Beghami, 2013). Ces montagnes sont délimitées par des coordonnées géographiques allant de 34° 45' à 35° 30' de latitude Nord, et de 5° 45' à 7° de longitude Est par rapport au méridien international (Meharzi, 1994). Les Aurès se composent d'un ensemble de chaînes montagneuses caractérisées par un relief très accidenté (Benmessaoud et al., 2009).

Les frontières géographiques du massif des Aurès proprement dit sont définies comme suit d'après De lartigue en 1904 (Figure 1) :

- À l'Ouest, elle est délimitée par l'oued El-Kantara (également connu sous le nom de "le Pont") et la voie romaine allant de Lambiridis (El-Biar) à Ad Piscinam (Biskra), qui la sépare des montagnes du Zab ;
- Au Sud, elle est délimitée par la Steppe du Chott Melrîh et la route reliant Biskra à Négrine, passant par Zéribet-El-Oued ;
- À l'Est, elle est délimitée par l'oued El-Arab, qui la sépare du Djebel Cherchar (également appelé mont des Cascades ou mont des Cailloux). Cette frontière suit l'ancienne voie romaine de Badès (Ad Badias) à Khenchela (Mascula) ;
- Au Nord, elle est bordée par la Steppe de la Sebkhâ Djendeli et la Gueraâ El-Tarf, suivant parfois les premières pentes du massif Aurésien.

##### 1.2. Géologie

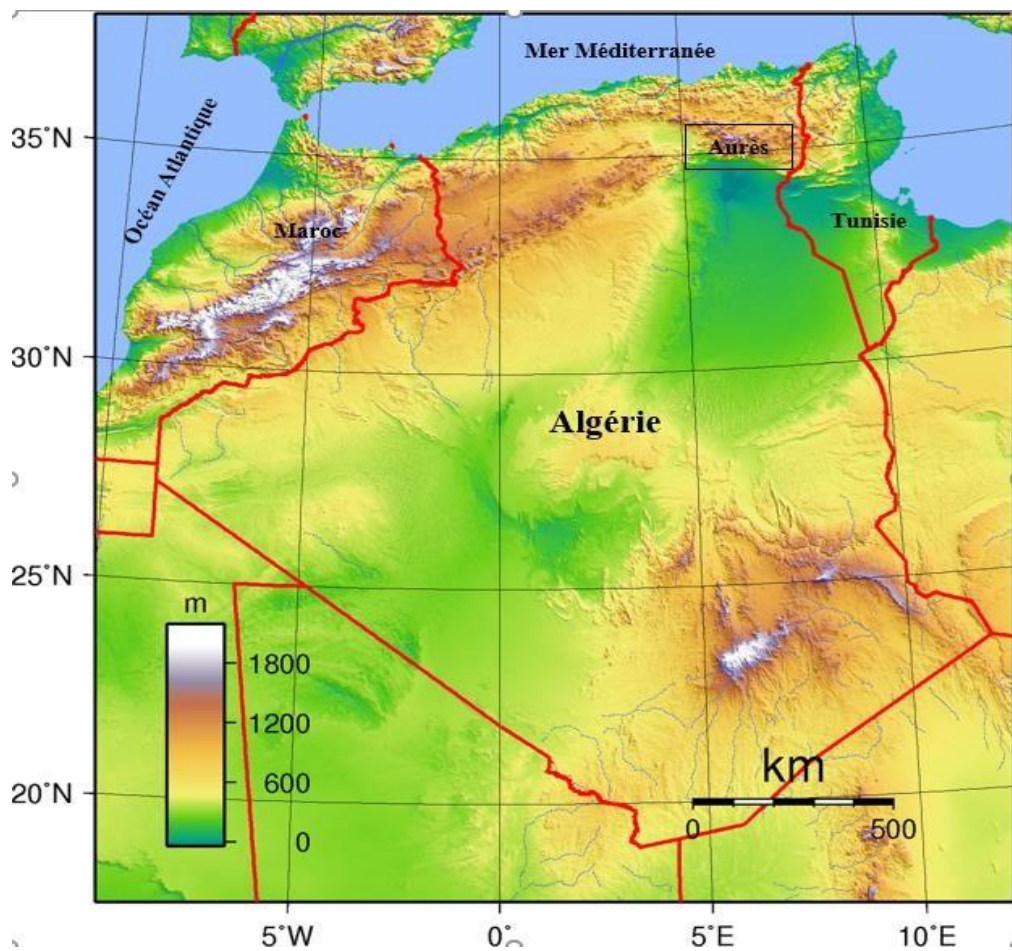
Les recherches géologiques menées dans la région des Aurès et ses environs (Lafitte, 1939 ; Cornet, 1951 ; Bellion, 1976 ; Ballais & Vogt, 1980) ont permis de dresser une synthèse géologique et structurale de la zone d'étude (Figure 2).

Le massif de l'Aurès est entièrement constitué de couches sédimentaires plissées et fracturées. Les reliefs de la croûte terrestre, qui correspondent nécessairement aux zones où les couches stratifiées les plus anciennes affleurent, sont constitués principalement de terrains secondaires (Trias et Jurassique) dans la région de Batna. Ces terrains secondaires se trouvent notamment dans le Chellalah, le Tarbent, à l'Est de Nara, et à El Outaya. Tous les autres terrains

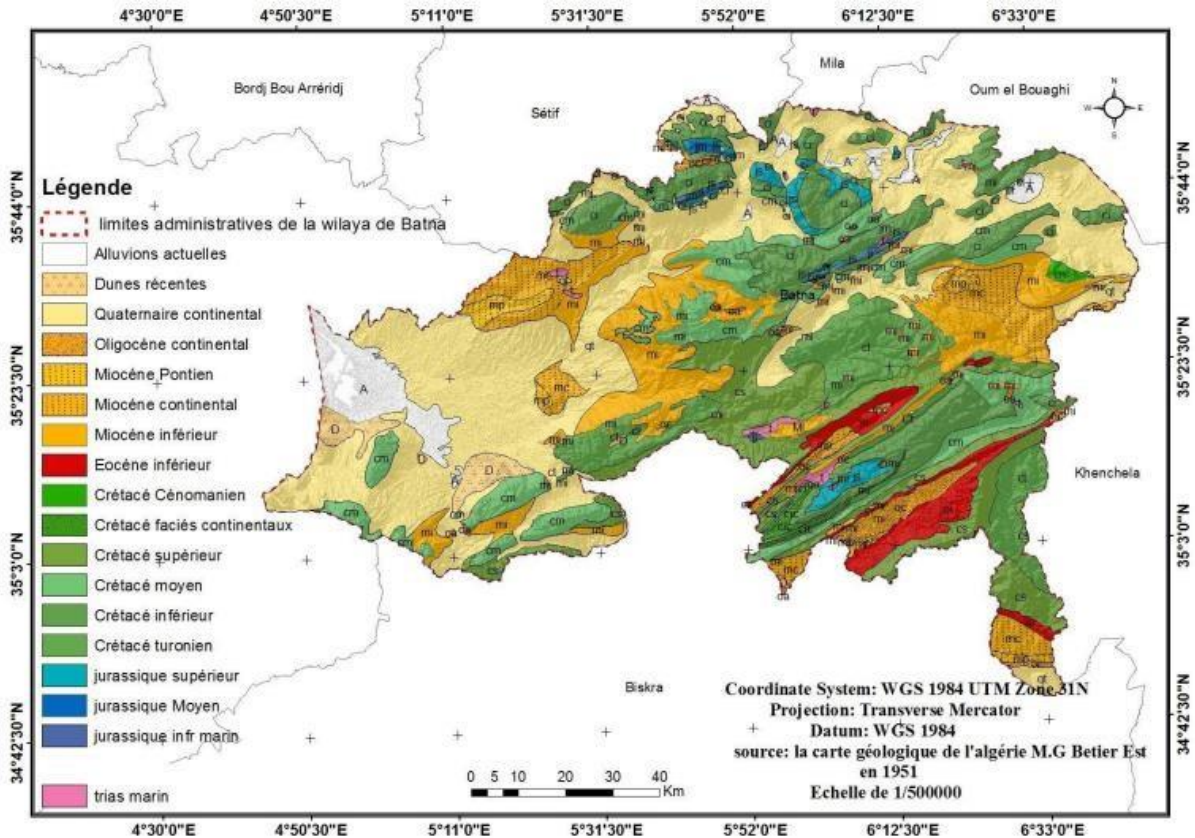
## Matériel & méthodes

sont plus récents, avec une prédominance de formations crétacées, qui incluent l'Aurès, le Chellalah, le Tarbent, le Kasserou, le Tafrent, le Metlili, le Chélia et le Fedjouj (Figure 2).

D'après les observations de De lartigue en 1904, les reliefs et contreforts de ces massifs sont d'origine tertiaire, appartenant au Miocène inférieur et à l'Éocène inférieur. Ils s'étendent en larges bandes, le premier à l'Est et à l'Ouest de Batna, le deuxième au Sud-Est de Batna (sur les versants Nord et Sud de l'Aurès). Quant aux plaines, elles sont de formation quaternaire (Figure 2).



**Figure 1** : Limites géographiques de la région des Aurès.



**Figure 2** : Carte géologique de la Wilaya de Batna, Aurès (Lafitte, 1939 in Baziz, 2017).

### 1.3. Relief

Le massif des Aurès est composé d'une série de plis géologiques parallèles, orientés du "Sud-Ouest" au "Nord-Est" et s'étendant sur une distance d'environ soixante kilomètres. Le relief de cette région est généralement très accidenté, avec des sommets formés de dômes arrondis, à l'exception des plis de l'Ahmar Khaddou et de Djebel Azreg. Dans son ensemble, le massif des Aurès ressemble à un toit puissant à double pente, asymétrique, plissé et parallèle. Cette chaîne montagneuse suit une orientation typique de la chaîne atlasique, avec des crêtes sommitales atteignant une altitude de 2200 à 2300 mètres, telles que le Mehmel, le Chélia et l'Aidel (Côte, 2003).

Au Nord de cette ligne de crête, la topographie s'incline rapidement sur une distance de 10 à 20 kilomètres pour rejoindre les hautes plaines situées à une altitude d'environ 900 mètres, entre Batna et Khenchela. Au Sud, un long versant s'étend sur 50 à 60 kilomètres jusqu'au piémont saharien, qui se trouve à une altitude d'environ 100 m. Ces plis géologiques serrés forment de longues arêtes droites, caractérisées par des crêtes étroites séparées par des vallées profondes (Côte, 2003).

### 1.4. Climat

La sensibilité de l'environnement physique en Afrique du Nord et, par conséquent, en Algérie, est exacerbée par les oscillations pluviométriques et thermiques, dont les amplitudes ont toujours été très marquées (sur le plan spatio-temporel). Les Aurès présentent des différences significatives entre leur piémont Nord et celui du Sud, ainsi qu'entre l'Est et l'Ouest, que ce soit en termes de précipitations ou de chaleur (Quezel & Barbero, 1990).

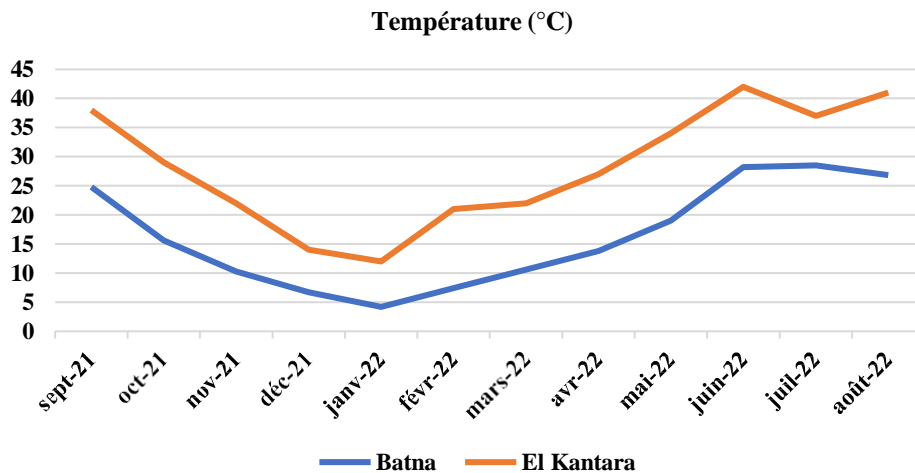
#### 1.4.1. Analyse des paramètres climatiques

Pour caractériser le climat de la région d'étude, nous avons exploité les données climatiques de 1992 à 2022 émanant de 2 stations météorologiques référentielles : Ain Skhouna (Batna) et El-kantara (Tableau 1).

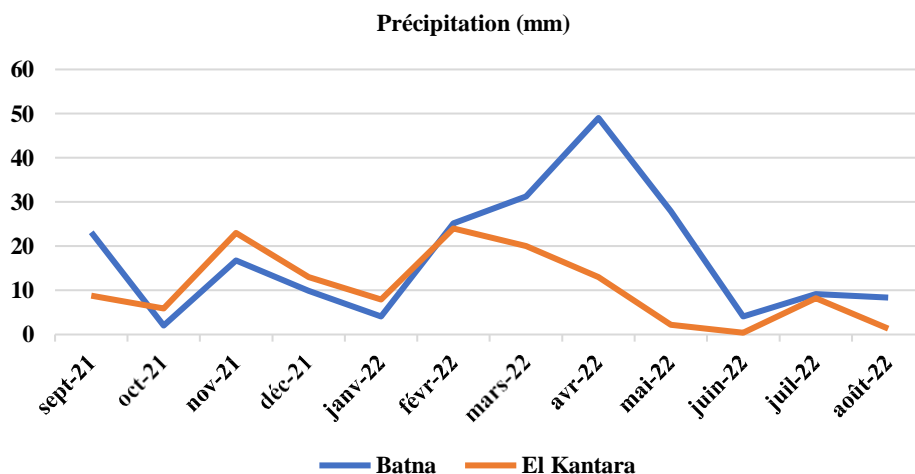
**Tableau 1 :** Caractéristiques des stations météorologiques de Ain Skhouna (Batna) et d'El-kantara.

Station	Coordonnées géographiques	Altitude (Mètres)
Batna (Ain Skhouna)	35°44' Nord, 06°21' Est	825
El-kantara	35°13' Nord, 05°42' Est	513

Les valeurs moyennes mensuelles des températures de l'air et des précipitations ont été enregistrées dans les deux stations de référence durant la période d'étude de septembre 2021 à Août 2022. Les températures moyennes mensuelles varient d'un mois à l'autre. Janvier étant le mois le plus froid dans les deux régions, présentant des températures moyennes de 4,2°C et 12°C respectivement. En outre, avril est le mois le plus pluvieux pour la région de Batna (49,01 mm), tandis que février est le mois le plus pluvieux pour la région d'El-kantara (24 mm) (Figure 3 et 4).



**Figure 3 :** Evolution mensuelle des températures moyennes de la région de Batna et d'El-kantara (de septembre 2021 à août 2022).



**Figure 4 :** Evolution mensuelle des précipitations de la région de Batna et d'El-kantara (de septembre 2021 à août 2022).

### 1.4.2. Synthèse climatique

#### 1.4.2.1. Quotient pluviométrique d'Emberger

Le système d'Emberger permet de déterminer l'étage bioclimatique d'une région donnée (Emberger, 1971). Cette classification fait intervenir deux facteurs essentiels, d'une part la sécheresse représentée par le quotient pluviométrique  $Q_2$  en ordonnées et d'autre part la moyenne des températures minimales du mois le plus froid en abscisses.

Il est calculé à partir de la formule d'Emberger modifiée par Stewart en 1969 :

$$Q_2 = 3,43 \times (P / M - m), \text{ d'ou}$$

## Matériel & méthodes

P : pluviométrie annuelle en mm.

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

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

**Tableau 2 :** Moyennes mensuelles des températures maximales ( $T^{\circ}\text{max}$ ) et minimales ( $T^{\circ}\text{min}$ ), ainsi que des précipitations (mm) relevées dans la région de Batna et d'El-kantara (Période : de 1992 à 2022).

Région	Mois	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Déc
Batna	$T^{\circ}\text{max}$	10,04	11,44	15,44	20,34	24,27	31,26	34,89	33,67	28,37	22,73	15,65	11,37
	$T^{\circ}\text{min}$	-0,14	0,47	3,13	6,37	9,68	15,42	17,51	17,13	13,99	10,13	4,93	1,25
	P(mm)	36,15	29,79	41,46	35,69	35,09	16,66	7,93	16,31	42,54	27,27	39,99	37,56
El-kantara	$T^{\circ}\text{max}$	14,12	15,81	20,27	24,64	28,24	33,66	37,87	36,63	31,32	25,83	18,89	14,29
	$T^{\circ}\text{min}$	7,03	8,11	9,03	10,85	13,64	18,70	21,40	21,45	18,00	13,45	8,06	7,62
	P(mm)	27,92	18,50	25,51	13,65	19,94	10,09	2,78	8,41	24,49	27,27	29,06	29,61

Selon les données climatiques de la période de 1992 à 2022 (Tableau 2), la région de Batna se situe dans l'étage bioclimatique semi-aride à hiver froid avec un quotient pluviométrique d'Emberger de  $Q_2 = 35,88$ . En revanche, la région d'El-kantara, avec un quotient de  $Q_2 = 26,39$ , est classée dans l'étage bioclimatique aride à hiver chaud (Tableau 3).

**Tableau 3 :** Les valeurs de  $Q_2$  (Méthode d'Emberger)

Batna					El-kantara				
$T^{\circ}\text{max}$	$T^{\circ}\text{min}$	P(mm)	$Q_2$	Etage Bioclimatique	$T^{\circ}\text{max}$	$T^{\circ}\text{min}$	P(mm)	$Q_2$	Etage Bioclimatique
34.89	-0.14	366.43	35.88	Semi-aride Hiver froid	37.87	7.03	237.23	26.39	Aride Hiver chaud

### 1.4.2.2. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен

Le diagramme ombrothermique de Gausсен et Bagnouls est un outil graphique utilisé en météorologie pour représenter la variation mensuelle d'une ou plusieurs variables climatiques. Il permet ainsi d'estimer la durée de la saison sèche et de la saison humide (Bagnouls & Gausсен, 1953).

D'après Bagnouls et Gausсен (1953), un mois est considéré biologiquement sec lorsque "le total mensuel des précipitations, exprimé en millimètres, est égal ou inférieur au double de la température moyenne, exprimée en degrés Celsius". Cette formule ( $P \leq 2T$ ) permet de créer des diagrammes ombrothermiques reflétant la durée de la saison sèche.

## Matériel & méthodes

P : Précipitations moyennes mensuelles (mm).

T : Températures moyennes mensuelles (°C).

Les données climatiques de la période étudiée (températures mensuelles moyennes et précipitations mensuelles de septembre 2021 à août 2022) ont été utilisées pour élaborer un diagramme ombrothermique de la région d'étude et mettre en évidence la période sèche et la période humide afin d'évaluer leurs effets sur les communautés de macro-invertébrés.

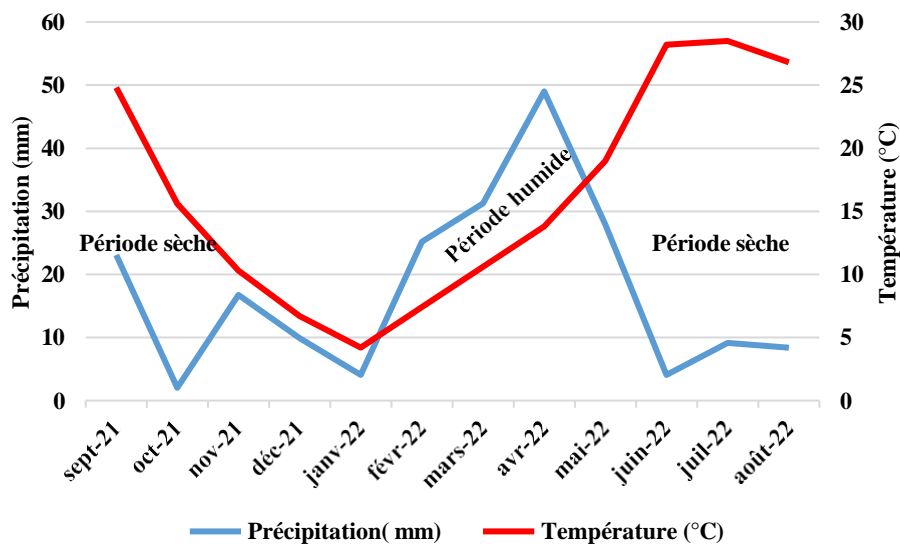
D'après le diagramme ombro-thermique obtenu pour la région de Batna et la région d'El-kantara, nous avons observé :

✚ Pour la région de Batna : deux différentes périodes (Figure 5) :

- La période sèche commence de septembre 2021 jusqu' au mois de janvier 2022 et de mai 2022 jusqu'au août 2022 ;

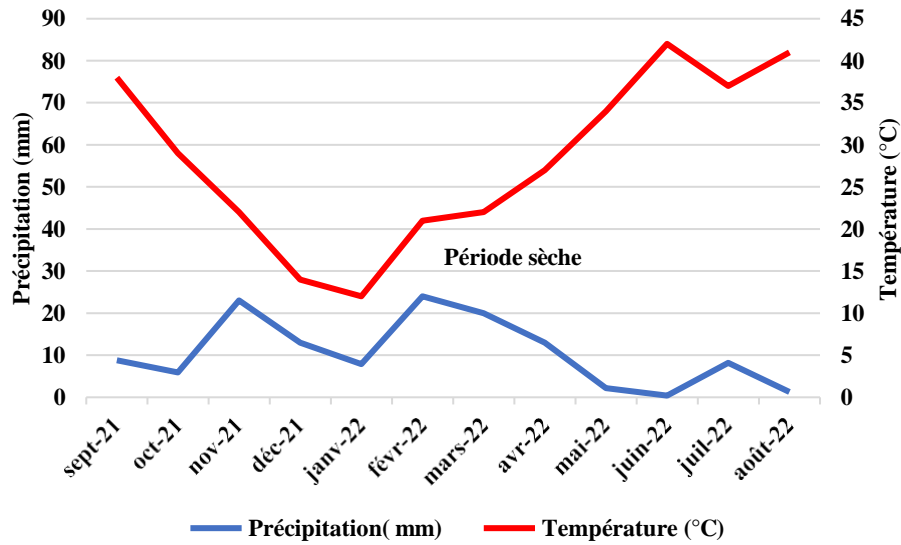
- La période humide s'étale de février à avril.

- Les précipitations et la température de l'air moyenne pendant la période des pluies et la période sèche étaient respectivement de 115,4 et 105,3 mm, et de 10,6 et 18,2 °C. La période des pluies se caractérise par une stabilité hydrologique. En revanche, la période sèche est marquée par des moments occasionnels d'inondation.



**Figure 5** : Diagramme ombrothermique de Gaussen de la région de Batna (de septembre 2021 à août 2022).

✚ Pour la région d'El-kantara : Une seule période sèche, qui s'étale sur toute l'année (Figure 6).



**Figure 6 :** Diagramme ombrothermique de Gausse de la région d'El-kantara (de septembre 2021 à août 2022).

### 1.5. Hydrologie

Le réseau hydrographique dans l'ensemble du massif des Aurès est endoréique ou aréique. En ce qui concerne les oueds, certains d'entre eux sont de nature saharienne, traversant le massif du Nord-Est vers le Sud-Ouest, et ils jouent un rôle de compartimentage dans la structure géographique de la région. Tous ces oueds se dirigent finalement vers les chotts situés au Sud et à l'Ouest du massif, (De lartigue, 1904 ; Ballais, 1981 et Abdessemed, 1984).

Il existe quatre vallées qui creusent le massif de l'Aurès, à savoir celles de l'oued El-Kantara, de l'oued Abdi (un affluent de l'oued El-kantara), de l'oued El Abiod, et de l'oued El Arab (De lartigue, 1904 ; Ballais, 1981 et Abdessemed, 1984).

Il est important de noter que tant au Nord qu'au Sud de l'Aurès, il existe deux dépressions remplies de bassins salins. La dépression du Nord recueille les eaux du versant septentrional de l'Aurès et est connue sous le nom de plaine des Sbakh, avec une altitude moyenne d'environ 900 mètres. La dépression du Sud fait partie de la région des chotts, et toutes les eaux du Sud et du centre de l'Aurès s'écoulent dans le chott Melrigh, dont l'altitude est d'environ 30 mètres en dessous du niveau de la mer. (De lartigue, 1904 ; Côte, 1974).

### 1.6. Sols de la région

Les Aurès se composent lithologiquement de calcaires datant du Crétacé et de l'Éocène, ce qui donne lieu à un sol argileux avec des blocs rocheux en calcaire. Il peut s'agir d'un calcaire homogène ou coquillier, voire d'un mélange de graviers avec des blocs dont la désintégration

produit un sol argileux avec des graviers. De même, le grès et la dolomie sont des formations généralement présentes dans la région (Gouat & Gouat, 1983). Par conséquent, les principales catégories de sols que l'on peut trouver dans les Aurès sont les suivantes :

- ✓ Sol brun calcaire : Présent dans la forêt de cèdres de Djebel Faraoun à Khenchela et à Belezma, où la limite altitudinale est plus basse, entre 1500 et 2000 mètres.
- ✓ Rendosol : Ces sols se trouvent généralement sur un substrat calcaire fissuré ou sur des dolomites et des calcaires dolomitiques plus ou moins altérés. En raison de la dégradation très étendue de l'environnement, ce type de sol est devenu très rare. Selon Abdessemed (1981), on peut le trouver à Belezma et sous les forêts de cèdres les plus méridionales.
- ✓ Orthents : Ce sol est appauvri, recouvert de dalles de grès et de galets roulés. Composé de marne, d'argile et de calcaire, ce sol nécessite beaucoup d'engrais, et on peut observer ce type de sol à Mchounech, Ghassira ou dans les régions d'El-kantara.

### 1.7. Couverture végétale

La région des Aurès est principalement dominée par des massifs forestiers. Ces forêts sont assez vastes, et les différentes espèces qui y habitent comprennent :

- Le Genévrier commun : *Juniperus communis*, appelé "Taga" dans la langue locale ;
- Le Genévrier de Phénicie : *Juniperus phoenicea*, appelé "Arar" ;
- Le Genévrier cade : *Juniperus oxycedrus*
- Le Chêne vert : *Quercus ilex*, appelé "Kerrouch" ;
- Le Frêne : *Fraxinus excelsior*, appelé "Touszelt" ;
- Le Pin d'Alep : *Pinus halepensis*, appelé "Snouber" ;
- Le Cèdre de l'Atlas : *Cedrus atlantica Manetti*, appelé "Begnoune" ;
- L'If commun : *Taxus baccata*, appelé "Tiffouzel".

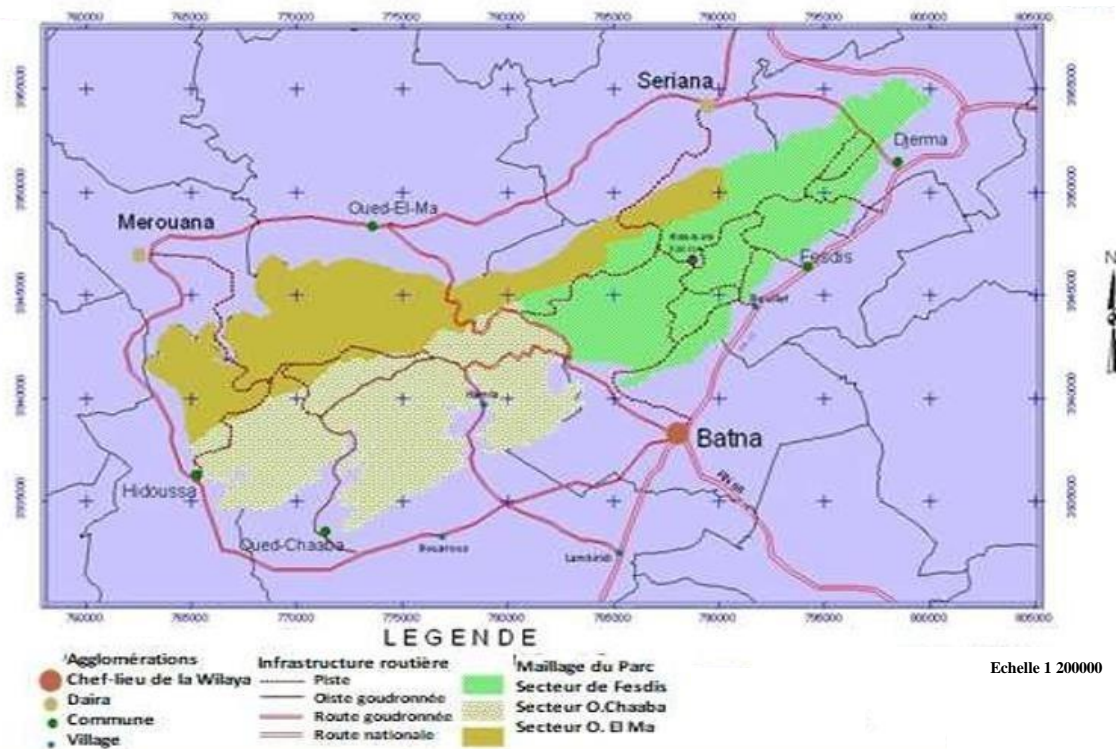
Une forêt de cèdres débute à une altitude de 1400 mètres, mais on ne les trouve pas à toutes les altitudes du versant Sud exposé aux vents venant du désert. Les pins viennent après les cèdres, étant un élément naturel des Aurès.

Le massif des Aurès est reconnu comme l'une des zones importantes pour la flore en Algérie (Yahi et al., 2012). La biodiversité végétale dans les montagnes des Aurès et dans le parc de Belezma forme des forêts de cèdres, de chênes verts et de pins d'Alep, constituant une barrière géographique et de véritables remparts biologiques contre le grand désert de la région méridionale de Biskra.

### 2. Description générale du parc national de Belezma (PNB) et des oueds étudiés

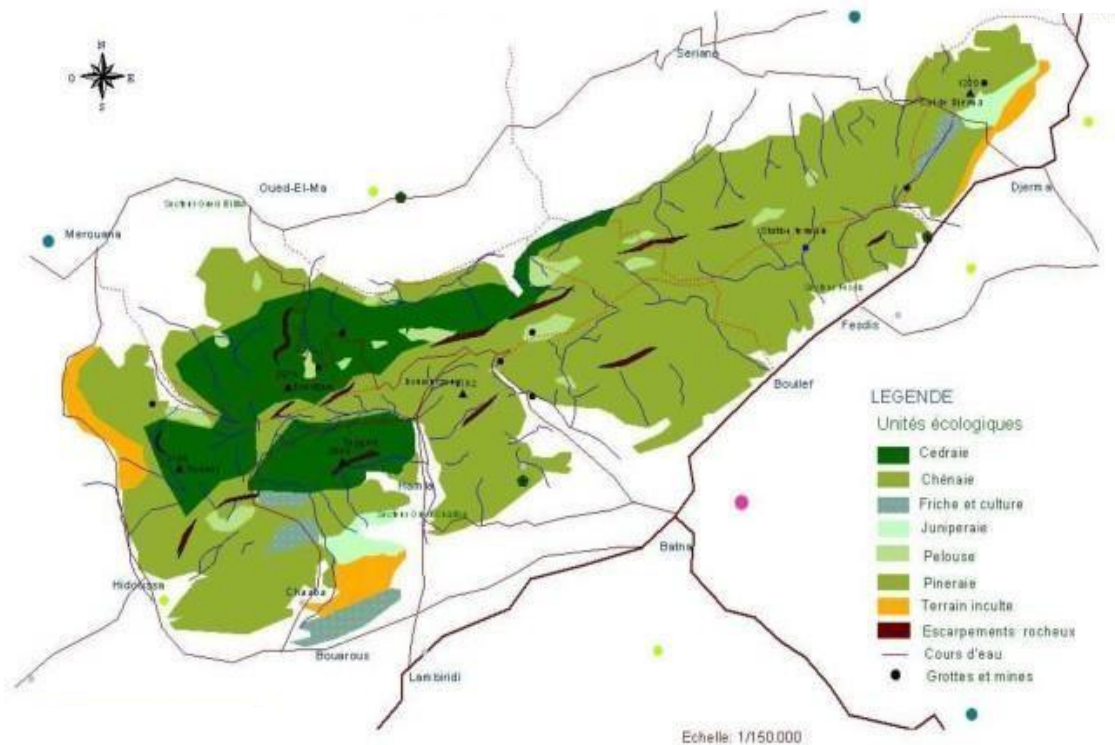
#### 2.1. Description générale du parc national de Belezma (PNB)

Géographiquement, le Parc National de Belezma (PNB) est situé dans le Nord-Est de l'Algérie, au sein du massif montagneux du Belezma, à l'extrémité Ouest des Aurès (Figure 7). Il couvre une superficie de 26 250 hectares, dont 16 091,9 hectares sont classés en zone périphérique. Créé par le décret 84-326 du 3 novembre 1984, le parc a été désigné réserve de biosphère (Man and Biosphère) en juin 2015 (PNB, 2015).



**Figure 7 :** Localisation et découpage en secteurs du parc national de Belezma (Batna, Nord-Est Algérie) (Carte élaboré par B. Bala, PNB, 2015)

Le Parc National de Belezma (PNB) est d'une importance écologique majeure grâce à sa forêt de Cèdre de l'Atlas, espèce endémique, et à sa biodiversité exceptionnelle, avec 598 espèces de plantes et 745 espèces animales, dont 68 sont protégées (Figure 8). Sa diversité est enrichie par des variations bioclimatiques entre les altitudes, favorisant une grande variété d'écosystèmes (Bennoui et al, 2019 ; Belloula et Benaicha, 2019).



**Figure 8 :** Carte des principales unités écologiques décrites dans le parc national de Belezma (Batna, Nord-Est algérien) (PNB, 2015).

Le climat du Parc National de Belezma est façonné par sa position dans une zone d'écotone, où l'on observe un passage du climat très froid et humide en haute altitude à un climat aride avec des hivers frais en basse altitude. Cette variation bioclimatique a favorisé le développement d'une biodiversité exceptionnelle, avec un taux élevé d'endémisme local (Boukerker & Si Bachir, 2016).

La forte variabilité des précipitations et la diversité des reliefs dans le parc ont créé un réseau hydrographique complexe, principalement composé d'oueds temporaires. Ce réseau se divise en trois bassins versants (ANRH, 2001) : Chott El-Hodna (25 843 km<sup>2</sup>), Chott Melghir (68 751 km<sup>2</sup>), et les hauts plateaux Constantinois (9 578 km<sup>2</sup>). Les oueds de la région sont endoréiques, se dirigeant vers des dépressions fermées, et présentent un régime quasi temporaire. Le parc est organisé en deux systèmes hydrologiques principaux : au Nord, les oueds incluent : Oued Ketami, Oued H'Rakta, Oued Enadjerime, Oued El-Ma, et Oued Châabet Islan ; au Sud, les oueds et ravins principaux sont : Oued Bouleif, Oued Nafla, Oued Chaaba, Oued Hamla, et Oued Skène.

La gestion de l'eau est également cruciale en raison du réseau hydrographique complexe dominé par des oueds temporaires, qui nécessite une attention particulière pour maintenir les écosystèmes aquatiques et terrestres.

Cependant, le parc fait face à des défis importants tel que la pression anthropique exercée par les villages et les activités agricoles en périphérie qui menace les ressources naturelles.

En outre, les lacunes dans les études, notamment pour les macro- invertébrés benthiques, soulignent la nécessité d'une meilleure évaluation de ces faunes aquatiques.

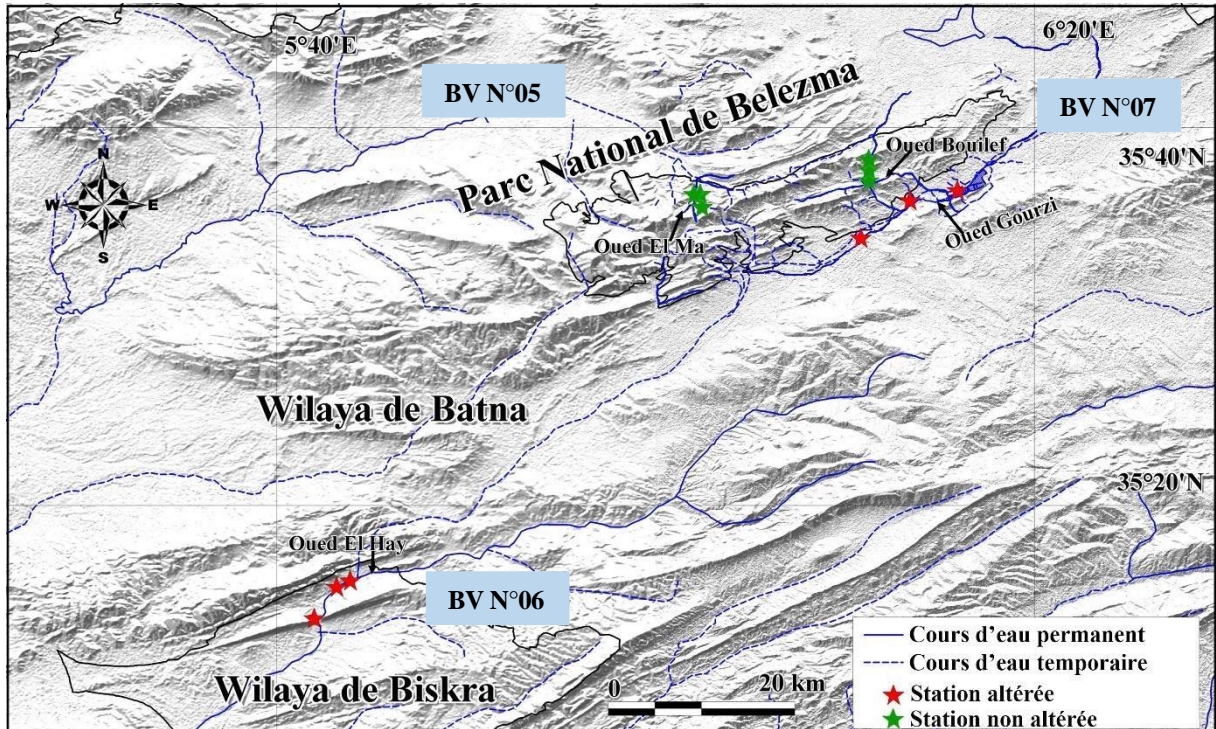
### **2.2. Description générale des oueds étudiés**

Six cours d'eau (oueds) ont été choisis pour la présente étude. Pour chaque paire, ils proviennent à des bassin versants distincts : l'un est un oued non altéré en milieu forestier, tandis que l'autre est altéré, et reçoit des eaux usées :

- O. El-Ma (non altéré) et O. Tilatou (altéré) relèvent du bassin hydrographique de Chott El-Hodna (Bassin versant N°05).
- O. Chaâba (non altéré) et O. El-Hai (altéré) relèvent du bassin hydrographique de Chott Melghir (Bassin versant N°06).
- O. Bouilef (non altéré) et O. El-Gourzi (altéré) relèvent du bassin hydrographique des hauts plateaux Constantinois (Bassin versant N°07).

Les deux oueds : O. Tilatou et O. Chaâba, ont été écartés de l'étude en raison de leurs dessèchement total suite au déficit pluviométrique enregistré durant la période d'étude. Par conséquent, nous n'avons effectivement exploré que quatre cours d'eau : Oued El-Ma et oued Bouilef du parc national de Belezma (aire protégée), ainsi qu'oued El-Gourzi et oued El-Hai, qui ne sont pas dans cette aire protégée. Ces derniers reçoivent les rejets des eaux usées des habitations, des activités agricoles et industrielles, entraînant une forte pression anthropique sur ces écosystèmes aquatiques. Oued El-Hai est situé dans la région Sud de l'Aurès, dans la région d'El-kantara, Wilaya de Biskra (Figure 9).

La sélection de ces cours d'eau a été basée sur la permanence de leur débit, ainsi que sur leur proximité par rapport aux routes, ce qui facilite leur accessibilité.



**Figure 9** : Réseau hydrographique général de la zone prospectée avec localisation des quatre oueds et des stations d'échantillonnages dans la région des Aurès. BV N°05 : bassin versant Chott El-Hodna ; BV N°06 : bassin versant Chott Melghir ; BV N°07 : bassin versant hauts plateaux Constantinois

### 3. Méthodes de caractérisation géo-spatiale, de l'occupation du sol et de l'hydrologie des oueds explorés

L'exploration abiotique et la collecte d'échantillons de macro-invertébrés benthiques d'oued Bouilef ont été réalisées de manière mensuelle, de septembre 2021 à août 2022.

Pour les trois autres oueds, à savoir O. El-Ma, Oued El-Hai et O. El-Gourzi, l'étude a été menée de manière saisonnière. La première sortie a eu lieu à l'automne 2021 (en septembre), la deuxième en hiver (en décembre), la troisième au printemps 2022 (en mars) et la dernière en été (en juin).

Dans chacun des quatre oueds échantillonnés, trois stations ont été sélectionnées, réparties en amont, au milieu et en aval des oueds, totalisant ainsi 12 stations échantillonnées dans des environnements naturels, agricoles et urbains, décrits suivant l'occupation du sol au voisinage des oueds et stations échantillonnés (Annexe 1). Pour chaque station, les données suivantes ont été relevées :

- L'altitude (m) et les coordonnées géographiques (latitude, longitude) de la station échantillonnée, obtenues à l'aide d'un GPS (Type Garmin, Oregon 650) ;
- La largeur du cours d'eau avec un mètre à ruban ;

- La profondeur est mesurée dans chaque station à l'aide d'une planche en bois graduée en cm ;
- La vitesse est mesurée sur une échelle de débit de l'eau : (1) très lente ; (2) lente ; (3) moyenne ; et (4) rapide ;
- La pente.

#### 4. Méthodes d'analyses physico-chimiques et microbiologiques de l'eau

##### 4.1. Paramètres mesurés *in situ* et collecte d'échantillons d'eau

Pour chaque site (station), seize paramètres physico-chimiques et microbiologiques caractérisant la qualité de l'eau ont été mesurés. Cinq paramètres ont été mesurés sur le terrain (*in situ*), il s'agit du : pH, la température (T en °C), le total des solides dissous (TDS en ppm) et la conductivité électrique (EC en  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), à l'aide d'un multimètre étanche HI991300® (HANNA Instruments), la turbidité (NTU : Nephrometric Turbidity Units) à l'aide d'un turbidimètre (HACH Instruments).

##### 4.2. Paramètres mesurés *ex situ* (au laboratoire)

Au laboratoire Algérien des eaux (ADE) et office national de l'assainissement d'Algérie (ONA), onze paramètres physico-chimiques et microbiologiques ont été mesurés. Il s'agit de la salinité (en %), la matière organique dissoute (MO en mg/L) et l'oxygène dissous ( $\text{O}_2$  en mg/L), les Nitrites ( $\text{NO}_2^-$  en mg/L), l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$  en mg/L), les Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$  en mg/L), la demande biochimique en oxygène (DBO), la demande chimique en oxygène (DCO), coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoque fécaux qui ont été analysés à partir d'échantillons de 500 ml prélevés lors de chaque échantillonnage, déposés dans une glacière et immédiatement acheminés au laboratoire pour analyses.

Nous présentons ci-dessous un aperçu de l'importance des paramètres mesurés (Touron-Poncet, 2014) :

- **Le pH** : est un indicateur de l'acidité ou de l'alcalinité d'une eau, mesuré en termes de concentration en ions  $\text{H}^+$ . La valeur du pH des eaux courantes varie en fonction du type de sol dans le bassin versant et des précipitations (AFNOR, 2005).
- **La température (T °C)** : la température de l'eau a un impact significatif sur divers autres facteurs, en particulier sur la concentration d'oxygène dissous, qui est essentielle à la survie de la vie aquatique. En effet, à mesure que la température de l'eau augmente, sa capacité à dissoudre de l'oxygène diminue, ce qui peut avoir des conséquences sur la santé des écosystèmes aquatiques.

- **Les TDS (en ppm ou en mg/L) :** ou total des solides dissous, représente une mesure globale des sels minéraux présents dans l'eau sous forme de solution. Cette valeur reflète la concentration totale de minéraux qui ont été dissous dans l'eau.
- **La conductivité (en  $\mu\text{S/cm}$ ) :** reflète la capacité d'une solution à conduire l'électricité. Une eau très pure présente une faible conductivité, ce qui signifie qu'elle offre une grande résistance au passage du courant électrique. En revanche, une eau contenant des sels minéraux tels que le calcium, le magnésium, le sodium et le potassium, qu'ils proviennent de sources naturelles ou de sources de pollution, aura une conductivité plus élevée. Mesurer la conductivité permet d'évaluer le niveau de minéralisation global de l'eau.
- **La turbidité (NTU) :** est une mesure de la clarté de l'eau, c'est-à-dire de la quantité de matières en suspension ou de particules solides présentes dans l'eau. Plus une eau est turbide, plus elle est trouble en raison de la présence de particules en suspension. Cette turbidité peut être causée par divers facteurs tels que les sédiments, la matière organique, les algues, les particules minérales, etc.
- **La salinité (en %) :** fait référence à la concentration de sels dissous dans l'eau. Elle indique la quantité totale de sels minéraux présents dans l'eau, tels que le chlorure de sodium (sel commun), le sulfate de magnésium, le bicarbonate de calcium, etc.
- **La matière organique dissoute (MO en mg/L) :** La matière organique dans les cours d'eau fait référence à la présence de composés organiques d'origine végétale ou animale qui se trouvent dans l'eau. Cette matière organique peut être composée de débris de plantes, d'animaux morts, de micro-organismes, de matière fécale, de composés organiques dissous (comme les acides humiques et fulviques) et d'autres substances organiques.
- **L'oxygène dissous ( $\text{O}_2$  en mg/L) :** Une concentration d'oxygène dissous adéquate est nécessaire pour maintenir la vie aquatique. Si la concentration d'oxygène dissous dans l'eau devient trop faible, cela peut entraîner des problèmes graves pour les organismes aquatiques. La concentration d'oxygène dissous dans l'eau peut varier en fonction de plusieurs facteurs, notamment la température de l'eau, la pression atmosphérique, la turbulence de l'eau, la présence de matière organique en décomposition, la photosynthèse par les plantes aquatiques et l'activité microbienne. Les variations saisonnières et géographiques peuvent également influencer la concentration d'oxygène dissous dans les cours d'eau.

- **Les Nitrites ( $\text{NO}_2^-$  en mg/L) :** sont un composé intermédiaire de l'azote entre l'ammoniac et les nitrates, apparaissant lors de la dégradation des substances azotées par des bactéries dans la filtration biologique. Les nitrites dans les cours d'eau peuvent provenir de diverses sources (agriculture, rejets industriels et urbains, élevage...) et avoir des impacts sur les écosystèmes aquatiques.
- **L'ammonium ( $\text{NH}_4^+$  en mg/L) :** L'ammonium dans les cours d'eau provient généralement de la décomposition des matières organiques et des excréments animaux, ainsi que des activités humaines telles que l'agriculture, l'industrie et le traitement des eaux usées. Les concentrations élevées d'ammonium dans l'eau peuvent avoir des effets néfastes sur la qualité de l'eau et les écosystèmes aquatiques. Lorsque l'ammonium est présent en quantités excessives, il peut favoriser la croissance d'algues et de cyanobactéries, ce qui peut entraîner une eutrophisation des cours d'eau.
- **Les Ortho phosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$  en mg/L) :** Dans les hydro systèmes, c'est la forme de phosphore qui est le plus rapidement assimilable. Ils sont couramment présents dans les cours d'eau et peuvent provenir de diverses sources (agriculture, eaux usées domestiques, rejets industriels...) et leur excès peut entraîner des problèmes environnementaux tels que l'eutrophisation.
- **DBO :** la DBO des eaux usées est un indicateur de la quantité d'oxygène dissous nécessaire pour décomposer la matière organique présente dans les eaux usées par des processus biologiques. Plus la DBO est élevée, plus les eaux usées contiennent de matière organique et plus elles sont polluées. La mesure de la DBO est importante dans le traitement des eaux usées, car elle permet d'évaluer la charge polluante et de déterminer les besoins en oxygène pour assurer la décomposition de cette matière organique lors du traitement des eaux usées.

La réduction de la DBO dans les eaux usées est essentielle pour protéger l'environnement aquatique, car des niveaux élevés de DBO peuvent épuiser l'oxygène dissous dans les cours d'eau et les lacs, ce qui peut entraîner des problèmes de qualité de l'eau et de survie de la faune aquatique.

- **DCO :** la DCO est un paramètre chimique couramment utilisé pour évaluer la pollution organique dans les eaux usées. La DCO détermine la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement la matière organique présente dans les eaux usées et elle fournit une évaluation rapide et reproductible de la charge de pollution organique présente dans les eaux usées.

- **Les coliformes totaux (CT en UFC/mL) :** concernent le décompte total des bactéries de type coliformes. Bien que la plupart dérivent de substances végétales, certains coliformes totaux peuvent être d'origine fécale (de 10 à 15 %). Ces bactéries servent d'indicateurs de pollution ou de contamination microbiologique (Rodier, 1994).
- **Les coliformes fécaux (CF en UFC/mL) :** proviennent des intestins et des excréments des humains et des animaux à sang chaud. La présence de ces bactéries dites pathogènes est très risquée pour la santé des humains et des animaux. Leur détection dans les cours d'eau suggère que des eaux usées non traitées ou des matières fécales d'animaux domestiques ou sauvages peuvent contaminer la source d'eau (Rodier, 1994).
- **Les entérocoques ou streptocoques fécaux (SF en UFC/mL) :** s'apparentent aux coliformes fécaux, ils sont donc des bactéries pathogènes, c'est-à-dire dangereuses pour la santé. Leur présence dans les cours d'eau est un autre indicateur de la contamination fécale et peut avoir des implications pour la qualité de l'eau et la santé publique (Rodier, 1994).

### 5. Méthodes de caractérisation des habitats des macro-invertébrés benthiques

La quantification du recouvrement des habitats échantillonnés repose sur l'évaluation de leur étendue en surface. Lors de chaque campagne d'échantillonnage des macro-invertébrés benthiques, une observation visuelle de la mosaïque des habitats a été réalisée, en prenant en compte cinq types de substrats différents : sable fin (< 2 mm), sable grossier (2-25 mm), galets (> 25 mm ; < 250 mm), rochers (> 250 mm) et macrophytes émergentes (Tachet et al., 2010 ; Dedieu et al., 2015 ; Benzina et al., 2021).

### 6. Méthode d'échantillonnage des macro-invertébrés benthiques

L'échantillonnage a été effectué lors des 72 visites aux mêmes 12 stations qui ont été utilisées pour les analyses physico-chimiques et microbiologiques de l'eau. Les collectes ont été réalisées de manière différente en fonction des habitats (substrats) échantillonnés.

La collecte de la faune benthique dans les habitats de sable fin, de sable grossier et de macrophytes émergentes a été réalisée à l'aide d'un filet Surber avec une ouverture de maille de 500 µm. Ce filet est composé de deux cadres en acier articulés, l'un servant à canaliser le courant dans le filet (position perpendiculaire au courant), tandis que l'autre cadre est posé sur le fond, couvrant une surface de 1/20 de mètre carré. De plus, nous avons soulevé les galets et les rochers présents dans cette zone et les avons lavés à l'entrée du filet. Une fois l'échantillonnage terminé, le contenu du filet est lavé et vidé dans un récipient étiqueté, où nous avons précisé la station de prélèvement, la date et toutes les caractéristiques environnementales de la station.

### 7. Méthode de conservation, de tri et d'identification des macro-invertébrés benthiques

Tous les spécimens collectés sont placés dans une solution de formaldéhyde à 10 % pour être conservés. Au laboratoire, nous commençons par un triage grossier de la faune benthique dans des boîtes de Pétri à l'aide d'une pince et d'un pinceau après un lavage. Ensuite, en utilisant une loupe binoculaire, tous les organismes ont été prélevés et regroupés en grandes catégories systémiques dans des tubes contenant de l'éthanol à 70 %. La faune benthique est déterminée en poussant l'identification à la famille, au genre mais rarement à l'espèce (Tachet et al., 2010).

### 8. Méthodes de calcul des paramètres et indices de structure et d'organisation des communautés de macro-invertébrés benthiques

#### ➤ Richesse spécifique totale :

La richesse spécifique totale (S) est définie comme le nombre d'espèces (ou de taxons) observées au moins une fois au cours des N relevés effectués. L'adéquation de ce paramètre à la richesse réelle est naturellement meilleure lorsque le nombre de relevés est plus élevé (Blondel, 1979).

#### ➤ Indice de diversité de Shannon :

Cet indice, symbolisé par la lettre H', fait appel à la théorie de l'information. La diversité dépend de la probabilité de présence de chaque espèce au sein d'un ensemble d'individus. La valeur de H' est exprimée en unités binaires d'information ou bits et est calculée à l'aide de la formule suivante (Blondel, 1979 ; Dajoz, 2003 ; Magurran, 2021) :

$$H' = -\sum P_i \log_2 P_i$$

Où :  $P_i$  représente le nombre d'individus de l'espèce  $i$  par rapport au nombre total d'individus recensés (N).

$$P_i = n_i / N$$

Cet indice fournit des informations sur la diversité des espèces dans un environnement donné. Lorsque tous les individus appartiennent à la même espèce, l'indice de diversité est de 0 bits (Magurran, 2021).

#### ➤ Indice de Pielou (équirépartition des populations ou équitabilité) :

L'indice d'équitabilité ou d'équirépartition de Pielou (E) est défini comme le rapport entre la diversité calculée (H') et la diversité théorique maximale (H max), qui est représentée par le  $\log_2$  de la richesse totale (S) (Blondel, 1979).

$$E = \frac{H'}{H \max}$$

Où :  $H'$  est l'indice de Shannon :  $H'_{\max} = \log_2 S$

Cet indice varie de zéro à un. Lorsqu'il tend vers zéro ( $E < 0,5$ ), cela signifie que la quasi-totalité des individus tendent à être concentrés dans une seule espèce. Il atteint la valeur de 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance (Barbault, 1981).

➤ **Effectif moyen (abondance moyenne ou relative) :**

L'effectif moyen ( $N_i$ ) est défini comme le rapport entre l'effectif total des individus observés ( $N$ ) et le nombre de relevés ( $x$ ) effectués.

$$N_i = N / x$$

➤ **Indice d'occurrence :**

La constance ( $C$ ) est définie comme le rapport entre le nombre de relevés contenant l'espèce étudiée ( $P_i$ ) et le nombre total de relevés ( $P$ ), exprimé en pourcentage.

$$C = (P_i / P) \times 100$$

Bigot et Bidot (1973) distinguent les groupes d'espèces selon leur fréquence d'occurrence :

- $C < 5\%$  : espèces rares
- $5\% \leq C < 25\%$  : espèces accidentelles
- $25\% \leq C < 50\%$  : espèces accessoires
- $50\% \leq C < 75\%$  : espèces régulières
- $100\% < C \leq 75\%$  : espèces constantes
- $C = 100\%$  : espèces omniprésentes.

## 9. Méthodes d'évaluation de la qualité de l'eau par le calcul d'indices taxonomiques

### 9.1. Indice Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT)

L'indice EPT (Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères) est un indicateur biologique utilisé pour évaluer la qualité de l'eau d'un cours d'eau ou d'un plan d'eau. Cet indice repose sur la présence et l'abondance relative de trois ordres d'insectes aquatiques : les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères. Ces insectes sont connus pour leur sensibilité à la pollution et aux changements environnementaux, ce qui les rend de bons indicateurs de la santé écologique d'un habitat aquatique (Suhaila & Che Salmah, 2014).

L'indice EPT est généralement calculé en déterminant le nombre total de familles appartenant à ces trois ordres dans un échantillon donné. Ensuite, l'indice EPT est comparé aux valeurs d'un tableau d'évaluation EPT qui comprend quatre classes de qualité de l'eau (Tableau

4). Ces classes sont ajustées pour refléter les différences de tolérance des espèces EPT à la pollution (Bode et al., 1996).

Voici une méthode simplifiée pour statuer sur la qualité de l'eau suivant la valeur de l'EPT :

- Indice EPT élevé : Indique une bonne qualité de l'eau avec une faible pollution, car les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères sont présents en grande quantité.
- Indice EPT faible : Indique une mauvaise qualité de l'eau avec une pollution élevée, car ces insectes sensibles sont peu présents ou absents.

**Tableau 4 :** Valeurs de l'indice Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT), correspondant aux catégories de bio-classification de la qualité de l'eau.

Nombre de familles EPT	< 2	2 – 5	6 – 10	> 10
Qualité de l'eau	Sévèrement altérée	Modérément altérée	Légèrement altérée	Non altérée

### 9.2. Ratio des Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT) / EPT + Chironomidés

Cette mesure évalue le rapport entre l'abondance des EPT (Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères) et le nombre total d'individus de chironomidés dans les échantillons. Il s'agit d'un indice biométrique fréquemment utilisé, car les proportions de chironomidés, qui sont généralement tolérants, augmentent avec la pollution, ce qui entraîne le remplacement des espèces d'EPT plus sensibles (Plafkin al., 1989). Un pourcentage de ce ratio se rapprochant de 100% indique une bonne qualité de l'eau (Tableau 5).

**Tableau 5 :** Valeurs du ratio Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT) / EPT+Chironomidés, correspondant aux catégories de bio-classification de la qualité de l'eau.

Ratio EPT/ (EPT+Chironomidés)	< 25%	25 - 50%	50 - 75%	> 75%
Qualité de l'eau	Sévèrement altérée	Modérément altérée	Légèrement altérée	Non altérée

### 10. Méthodes de désignation du groupe fonctionnel d'alimentation (FFG) des insectes benthiques

Nous résumons ci-dessous la dernière version de la classification des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG), adoptée par Cummins, 2019, partant du principe qu'ils résultent de deux aspects clés des macro-invertébrés : les caractéristiques morphologiques liées à l'acquisition de ressources alimentaires (telles que les pièces buccales et les structures associées), et les mécanismes comportementaux (comme le comportement alimentaire). Les insectes benthiques ont été classés en sept groupes fonctionnels d'alimentation (FFG).

- ✚ **Les racleurs (Rc)** : sont des organismes qui se nourrissent en enlevant les ressources qui poussent sur les substrats à l'aide de leurs pièces buccales spécialement adaptées. Ils consomment une variété de ressources, notamment les algues fixées aux rochers et les biofilms benthiques, constitués de bactéries, de champignons, d'algues et de leur matrice de polysaccharides, qui recouvrent les substrats durs dans les écosystèmes aquatiques (Lock et al., 1984).
- ✚ **Les déchetteurs herbivores (DH)** : sont adaptés pour se nourrir de plantes aquatiques vivantes et enracinées, principalement les feuilles.
- ✚ **Les déchetteurs détritiques (DD)** : sont adaptés pour se nourrir de litière végétale terrestre, matière organique particulaire grossière (CPOM), principalement des feuilles ou des aiguilles qui ont été entraînées dans le cours d'eau et conditionnées (colonisées) par les microbes, en particulier des champignons hyphomycètes aquatiques.
- ✚ **Les collecteurs cueilleurs (CC)** : sont des organismes dont les pièces buccales sont adaptées pour tamiser ou collecter les petites particules (<1mm) qui s'accumulent sur le fond du cours d'eau. Contrairement aux déchetteurs, les collecteurs peuvent se nourrir de petits morceaux de feuilles, mais leurs pièces buccales ne sont pas conçues pour les découper en morceaux plus petits ; ils se contentent de consommer ceux qui sont déjà de petite taille. D'un point de vue fonctionnel, les collecteurs cueilleurs jouent un rôle crucial en reconditionnant les particules organiques fines (FPOM) en particules de plus grande taille après les avoir consommées.
- ✚ **Les collecteurs filtreurs (CF)** : sont des organismes ayant des adaptations particulières pour capter les particules directement de la colonne d'eau. Les adaptations comprennent la construction de filets pour filtrer l'eau comme ceux utilisés par certaines larves de Trichoptères ou la présence de structures modifiées de la partie buccale comme celles présentes chez les Simuliidae. La fonction écosystémique de ce groupe est d'éliminer

les particules de la colonne d'eau et, ce faisant, de réduire l'exportation de particules vers les zones en aval, ce qui rend l'écosystème plus efficace dans l'utilisation des ressources (Wotton et al., 1998).

- ✚ **Perceurs d'algues (PA)** : sont adaptés pour percer les cellules d'algues filamenteuses individuelles et aspirer leur contenu.
- ✚ **Les prédateurs (Pr)** : sont des organismes qui se nourrissent d'autres organismes en utilisant différentes stratégies pour les capturer. Ils emploient une diversité de méthodes pour chasser leurs proies, comprenant des adaptations morphologiques et des comportements spécifiques. Alors que beaucoup de prédateurs possèdent des dents robustes et bien développées pour consommer leurs proies, certains sont hautement spécialisés.

**11. Utilisation des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) comme substituts aux attributs des écosystèmes fluviaux**

Les tableaux ci-dessous (Tableaux 6 et 7) présentent les divers indices FFG utilisés comme substituts aux attributs des écosystèmes fluviaux (Cummins, 2005 - 2018). Ces indices incluent : la comparaison de la production primaire brute avec la respiration totale de la communauté (énergétique autotrophe et hétérotrophe) ; la proportion de litière de grosses particules (CPOM) par rapport aux petites particules (FPOM) ; la quantité de FPOM en suspension comparée à celle stockée dans les sédiments ; la stabilité des substrats en comparant les éléments stables (grosses pierres, bois) aux substrats mobiles, et l'influence des prédateurs sur les macro-invertébrés par rapport à la production primaire et aux apports détritiques (top down vs bottom up). Ces indices fournissent des informations spécifiques sur la dynamique écologique, la qualité de l'eau, et la structure des oueds étudiés, offrant ainsi une compréhension complémentaire à l'approche taxonomique.

**Tableau 6** : Utilisation des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) comme substituts aux attributs des écosystèmes fluviaux.

<b>Attributs de l'écosystème des cours d'eau</b>	<b>Nom des indices FFG de substitution</b>	<b>Définition du ratio de substitution FFG</b>
Énergétique autotrophe et hétérotrophe	P/R : indice d'autotrophie et d'hétérotrophie (A/H)	Production primaire brute comparée à la respiration totale de la communauté (production primaire/respiration ou P/R)
CPOM vs FPOM	Indice de déchetage (ID)	Litière riveraine CPOM comparée à la litière riveraine

## Matériel & méthodes

		FPOM + FPOM générés dans le cours d'eau (par ex. excréments de macro-invertébrés, microbes de fragmentation mécanique, floculation DOM)
FPOM en suspension ou en réserve	Indice du Collecteur-filtreur (ICF)	FPOM en suspension transportée dans le courant par rapport à FPOM stockée (entraînée) dans ou sur les sédiments
Sédiments stables ou instables	Indice de stabilité de l'habitat (ISH)	Sédiments grossiers + gros bois + roche mère + plantes vasculaires enracinés par rapport aux petites plantes facilement déplaçables. Sédiments + FPOM
Amont-Aval vs Aval-Amont (Top down vs Bottom up) de la communauté de macro-invertébrés	Indice de contrôle des prédateurs (ICP)	Régulation des communautés de macro-invertébrés par les prédateurs par rapport à la régulation par la production primaire en cours d'eau + soutien détritique des communautés de macro-invertébrés

(FPOM : matière organique particulaire fine de taille <1 mm, CPOM : matière organique particulaire grossière de taille >1 mm, DOM : matière organique dissoute, P : production primaire brute, R : la respiration totale, A : indice d'autotrophie, H : indice d'hétérotrophie).

**Tableau 7 :** Ratios des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) de substitution, seuils des ratios proposés et interprétations.

Noms des indices FFG de substitution	Ratios FFG	Seuils proposés et Explications	Interprétations
Indice d'autotrophie et d'hétérotrophie	$Rc + DH + PA / DD + CC + CF$	Un rapport FFG supérieur à 0,75 correspond à un rapport P/R directement mesuré = 1,00. Représente une production de plantes (algues et plantes vasculaires) dans le cours d'eau supérieure aux apports de litière végétale riveraine (ou à la respiration totale des microbes + plantes et animaux).	Ce rapport indique si le cours d'eau est autotrophe (la matière organique provient des algues et des plantes vasculaires enracinées = MO autochtone) ou le cours d'eau est hétérotrophe (la matière organique provient de la végétation riveraine ou les eaux usées = MO allochtone): Cours d'eau Autotrophe > 0.75

## Matériel & méthodes

Indice de déchetage	$\frac{DD + DH}{CC + CF}$	Rapport FFG >0,50 en automne-hiver ou >0,25 au printemps-été. Représente la disponibilité alimentaire des déchetageurs de CPOM > la disponibilité alimentaire des collecteurs de FPOM.	Le rapport entre la matière organique de grosses particules et la matière organique de fine particules (CPOM/FPOM). Ce rapport donne des indications sur la qualité de la couverture de la zone riveraine et la disponibilité de la litière utilisée par les déchetageurs. Disponibilité des déchetageurs > 0,25
Indice du Collecteur-filtreur	$\frac{CF}{CC}$	Un rapport FFG > 0,50 indique une charge de FPOM en suspension > FPOM de stockage (entraîné).	Le rapport entre la matière organique de fine particules suspendues et la matière organique de fine particules benthiques. Un rapport FFG > 0,50 indique une charge de FPOM en suspension > FPOM de stockage (entraîné). FPOM en suspension provient de la végétation riveraine (de bonne qualité) et FPOM de stockage provient du milieu altéré (de mauvaise qualité)
Indice de stabilité de l'habitat	$\frac{CF + Rc + DH}{DD + CC}$	Un rapport FFG > 0,50 indique que les emplacements stables pour le grattage et la fixation sont plus abondants que les substrats instables	Ce rapport indique l'abondance des substrats stables pour la fixation des macroinvertébrés tels que les pierres, les rochers, le bois et les plantes aquatiques. Un rapport FFG > 0,50 indique qu'il existe un nombre plus important de substrats stables par rapport aux substrats instables.
Indice de contrôle des prédateurs	$\frac{Pr}{\text{nombre total de FFG}}$	Rapport Prédateurs/proies 0,10-0,20 par rapport à la population totale de macroinvertébrés	Ce niveau de la population de prédateurs permet d'avoir suffisamment de proies pour subvenir à leurs besoins. Si les prédateurs sont > 20%, cela indique probablement des populations à renouvellement rapide (présence de populations de proies polyvoltines).

Rc : racleurs, DH : déchetageurs herbivores, DD : déchetageurs détritiques, CC : collecteur-cueilleurs, CF : collecteurs-filtreurs, PA : perceurs d'algues, Pr : prédateurs.

### 12. Analyses statistiques

#### 12.1. Test $t$ de Student et test U de Mann-Whitney

Après avoir vérifié la normalité des données et l'homogénéité des variances, nous avons utilisé le test  $t$  de Student pour deux échantillons indépendants afin de comparer les moyennes des paramètres physico-chimiques, des paramètres microbiologiques, ainsi que l'abondance et la richesse des insectes benthiques entre les oueds altéré et non altéré, ainsi qu'entre la période sèche et la période humide.

Lorsque les données ne suivaient pas une distribution normale, nous avons opté pour le test U de Mann-Whitney, un test non paramétrique, en tant qu'alternative au test  $t$  de Student. Ce test a été appliqué pour comparer l'abondance et la richesse des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) entre les oueds altéré et non altéré.

#### 12.2. Test d'analyse de la variance (ANOVA)

Une ANOVA unidirectionnelle non paramétrique (test de Kruskal Wallis) a été réalisée pour comparer les rangs moyens de l'abondance et de la richesse des FFG selon les types de substrats et les périodes d'échantillonnages.

#### 12.3. Analyse des coordonnées principales (PCoA)

La distribution de l'abondance en FFG des différents substrats explorés a été résumée à l'aide de l'Analyse en Coordonnées Principales (PCoA) en utilisant l'indice de Bray-Curtis (abondance transformée en  $\log(x + 1)$ ). Les substrats dépourvus d'insectes benthiques ont été exclus de l'analyse PCoA.

Les analyses statistiques ont été exécutées avec le logiciel statistique SPSS version 20, le logiciel PASTE et Excel. Les graphes ont été élaborés par Excel et le logiciel Origin.



# Résultats

### Résultats

#### 1. Conditions environnementales globales des oueds et des stations étudiées

Les conditions environnementales des oueds étudiés présentent des variations d'un oued à l'autre, ainsi que d'une station à l'autre au sein du même oued comme entre la station S1 en amont et la station S3 en aval.

##### ✓ Oued El-Ma

L'altitude des stations de prélèvement varie de 1386 m (S3) à 1450 m (S1), l'occupation de l'espace est de type forestier. La vitesse du cours d'eau est généralement très faible. Ces stations se distinguent par leur faible profondeur, ne dépassant pas 20 centimètres, et la largeur de l'oued varie de 1 à 4 mètres. De plus, le niveau des pentes varie d'une station à une autre dans le même oued avec un maximum de 10% (Tableau 8).

**Tableau 8 :** Conditions environnementales des 3 stations étudiées d'oued El-Ma.

Mois	Stations	Altitude (m)	Occupation Espace	Vitesse (Echelle)	Profondeur (cm)	Largeur (m)	Pente (%)
Septembre	1	1450	Forêt	1	20	4	5
	2	1400	Forêt	1	10	4	10
	3	1386	Forêt	1	8	4	10
Décembre	1	1450	Forêt	1	20	4	5
	2	1400	Forêt	1	10	4	10
	3	1386	Forêt	1	8	4	10
Mars	1	1450	Forêt	1	3	1	5
	2	1400	Forêt	1	5	1	10
	3	1386	Forêt	1	7	1	10
Juin	1	1450	Forêt	1	3,5	2	5
	2	1400	Forêt	1	5	3	10
	3	1386	Forêt	1	3,5	3	10

##### ✓ Oued Bouilef

Les stations de prélèvement se situent à des altitudes comprises entre 1065 mètres (S3) et 1087 mètres (S1). L'occupation de l'espace est de type forestier et la vitesse de l'oued est élevée. Ces stations se caractérisent par une faible profondeur, ne dépassant pas 20 centimètres et la largeur de l'oued varie de 4 à 7 mètres. De plus, le niveau des pentes est 5% (Tableau 9).

## Résultats

**Tableau 9 :** Conditions environnementales des 3 stations étudiées d'oued Boulelf.

Mois	Stations	Altitude (m)	Occupation Espace	Vélocité (Echelle)	Profondeur (cm)	Largeur (m)	Pente (%)
Septembre	1	1087	Forêt	3	20	5	5
	2	1077	Forêt	3	14	7	5
	3	1065	Forêt	3	20	4	5
Octobre	1	1087	Forêt	3	14	6	5
	2	1077	Forêt	3	10	6	5
	3	1065	Forêt	3	13	5	5
Novembre	1	1087	Forêt	4	12	7	5
	2	1077	Forêt	3	9	5	5
	3	1065	Forêt	4	10	6	5
Décembre	1	1087	Forêt	3	10	5	5
	2	1077	Forêt	3	9	6	5
	3	1065	Forêt	3	10	7	5
Janvier	1	1087	Forêt	3	8	5	5
	2	1077	Forêt	3	10	6	5
	3	1065	Forêt	3	12	7	5
Février	1	1087	Forêt	4	10	4	5
	2	1077	Forêt	4	12	4	5
	3	1065	Forêt	4	14	4	5
Mars	1	1087	Forêt	4	7	4	5
	2	1077	Forêt	4	9	4	5
	3	1065	Forêt	4	11	4	5
Avril	1	1087	Forêt	4	9	4	5
	2	1077	Forêt	4	6	4	5
	3	1065	Forêt	4	10	4	5
Mai	1	1087	Forêt	3	10	4	5
	2	1077	Forêt	3	7	4	5
	3	1065	Forêt	3	12	4	5
Juin	1	1087	Forêt	3	10	5	5
	2	1077	Forêt	3	9,5	6	5
	3	1065	Forêt	3	6	5	5
Juillet	1	1087	Forêt	3	20	5	5
	2	1077	Forêt	3	20	7	5
	3	1065	Forêt	3	20	6	5
Août	1	1087	Forêt	3	8	5	5
	2	1077	Forêt	2	5,5	4	5
	3	1065	Forêt	3	11	5	5

## Résultats

### ✓ Oued El-Hai

Les stations échantillonnées se situent à des altitudes variant de 505 mètres (S3) à 570 mètres (S1) et sont caractérisées par une couverture forestière. Le débit de l'eau est généralement très élevé. Ces stations se distinguent par leur faible profondeur, qui ne dépasse pas 23 centimètres, et la largeur du cours d'eau varie de 2,3 à 8 mètres. De plus, le degré d'inclinaison varie d'une station à l'autre dans le même cours d'eau, atteignant un maximum de 27% (Tableau 10).

**Tableau 10 :** Conditions environnementales des 3 stations étudiées d'oued El-Hai.

Mois	Stations	Altitude (m)	Occupation Espace	Vélocité (Echelle)	Profondeur (cm)	Largeur (m)	Pente (%)
Septembre	1	570	Agriculture/Urbain	4	13	2,3	20
	2	551	Agriculture/Urbain	3	16	5	23
	3	505	Urbain	4	22	8	27
Décembre	1	570	Agriculture/Urbain	4	12	2,3	20
	2	551	Agriculture/Urbain	4	15	5	23
	3	505	Urbain	4	22	8	27
Mars	1	570	Agriculture/Urbain	4	16	2,3	20
	2	551	Agriculture/Urbain	4	18	5	23
	3	505	Urbain	4	25	8	27
Juin	1	570	Agriculture/Urbain	4	14	2,3	20
	2	551	Agriculture/Urbain	4	17	5	23
	3	505	Urbain	4	23	8	27

### ✓ Oued El-Gourzi

Les stations de prélèvement se trouvent à des altitudes comprises entre 918 mètres (S3) et 1016 mètres (S1), avec une occupation de l'espace à la fois urbaine et agricole. La vitesse du courant d'eau est généralement très élevée. Ces stations se caractérisent par des profondeurs faibles, ne dépassant pas 17 centimètres, et la largeur du cours d'eau varie de 10 à 12 mètres. De plus, le niveau des pentes varie d'une station à une autre dans le même oued, atteignant un maximum de 9% (Tableau 11).

## Résultats

**Tableau 11 :** Conditions environnementales des 3 stations étudiées d'oued El-Gourzi.

Mois	Stations	Altitude (m)	Occupation espace	Vélocité (Echelle)	Profondeur (cm)	Largeur (m)	Pente (%)
Septembre	1	1016	Urbain/Usine	4	17	10	1
	2	957	Agriculture/Urbain	4	10	12	8
	3	918	Agriculture/Urbain	4	15	11	9
Décembre	1	1016	Urbain/Usine	4	18	10	1
	2	957	Agriculture/Urbain	4	12	12	8
	3	918	Agriculture/Urbain	4	17	11	9
Mars	1	1016	Urbain/Usine	4	17	10	1
	2	957	Agriculture/Urbain	4	5	10	8
	3	918	Agriculture/Urbain	4	10	11	9
Juin	1	1016	Urbain/Usine	4	10	10	1
	2	957	Agriculture/Urbain	4	8	12	8
	3	918	Agriculture/Urbain	4	5,5	11	9

## 2. Variation spatio-temporelle de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau des oueds étudiés

### 2.1. Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau selon le degré d'altération des oueds étudiés

Les paramètres physico-chimiques de l'eau ont révélé d'importantes variations entre les deux types de oueds. La conductivité, la turbidité, les solides dissous totaux, la salinité, la matière organique, les nitrites, l'ammonium et les orthophosphates étaient plus élevés dans les oueds altérés. En revanche, la température, le pH et l'oxygène dissous étaient presque identiques dans les deux types de oueds. Les tests statistiques de Student *t* ont révélé des différences hautement significatives pour tous les paramètres physico-chimiques de l'eau en fonction de la nature des oueds étudiés ( $p < 0.0001$ ), à l'exception de la température, du pH et de l'oxygène dissous (Tableau 12).

**Tableau 12 :** Variations des paramètres physico-chimiques de l'eau selon le degré d'altération des oueds.

Paramètres	Oueds altérés (O. El-Hai + O. El-Gourzi)	Oueds non altérés (O. Bouilef + O. El-Ma)	Valeur ( <i>p</i> )
T (°C)	22,89 ± 3,49	19,00 ± 9,72	0,07
pH	7,98 ± 0,33	8,20 ± 0,50	0,08
Conductivité électrique (µS/cm)	2154,81 ± 373,5	724,04 ± 60,28	<b>0,000</b>
Turbidité (NTU)	282,46 ± 317,05	20,46 ± 15,65	<b>0,001</b>
TDS (mg/L)	1083,33 ± 189,69	362,75 ± 29,14	<b>0,000</b>
Salinité (%)	1,54 ± 0,75	0,04 ± 0,20	<b>0,000</b>
MO (mg/L)	5,72 ± 0,23	0,46 ± 0,24	<b>0,000</b>

## Résultats

Oxygène dissous (mg/L)	1,41 ± 0,18	1,73 ± 0,50	0,05
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0,60 ± 0,65	0 ± 0	<b>0,000</b>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	12,68 ± 12,06	0 ± 0	<b>0,000</b>
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/L)	2,66 ± 2,22	0,01 ± 0,02	<b>0,000</b>

Les valeurs sont des moyennes ± écart-type. Les valeurs p correspondent à des tests *t*.

### 2.2. Variation des paramètres physico-chimiques de l'eau entre stations, oueds et périodes d'échantillonnage (période sèche/période humide)

#### ✓ Oued El-Ma

Les paramètres physico-chimiques de l'eau ont présenté peu de variations entre les deux périodes sèches et humides lors de notre étude à O. El-Ma. Aucune différence significative n'a été observée entre les deux périodes, à l'exception de l'oxygène dissous ( $p = 0,000$ ) (Tableau 13).

## Résultats

**Tableau 13 :** Variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau d'oued El-Ma.

Mois de prélèvement	Septembre			Décembre			Mars			Juin			Moyenne (Ecart-type)		Valeur (p)
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	Période sèche (Septembre- Janvier ; Mai-Août)	Période humide (Février- Avril)	
<b>Température (°C)</b>	8,3	7,9	8,1	5,6	5,3	4,4	11,7	9,9	10,3	16,2	18,5	20,1	10,48 (6,1)	10,63 (0,9)	0,94
<b>pH</b>	7,80	8,60	8,50	7,94	8,77	8,80	8,15	8,55	8,54	8,03	8,37	8,42	8,36 (0,36)	8,41 (0,23)	0,81
<b>Conductivité (µS/cm)</b>	740	640	651	760	660	654	716	666	656	698	634	631	674,2 (47,5)	679,3 (32,1)	0,86
<b>TDS (mg/L)</b>	372	328	322	374	330	327	375	332	331	348	321	314	337,3 (22,2)	346,0 (25,1)	0,58
<b>Salinité (%)</b>	0,4	0,3	0,3	0,6	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,34 (0,1)	0,30 (0,0)	0,47
<b>Turbidité (NTU)</b>	20,1	31,2	10,5	20,7	29,1	9,7	21,3	14,2	24,2	28,3	22,6	14,3	19,9 (11,5)	20,7 (32,8)	0,57
<b>MO (mg/L)</b>	0,2	0,4	0,7	0,1	0,4	0,7	1,2	0,9	1,6	2,6	0,7	0,9	0,74 (0,74)	1,23 (0,35)	0,3
<b>O<sub>2</sub> (mg/L)</b>	5,50	5,33	4,01	5,42	4,18	4,09	6,20	6,06	6,62	5,04	5,12	4,44	4,8 (0,6)	6,29 (0,29)	<b>0,000</b>
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg/L)</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	ANR
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	0,07	0,02	0	0,08	0,02	0	0,03	0,02	0,03	0,05	0,02	0,04	0,03 (0,02)	0,02 (0,0)	0,5
<b>PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> (mg/L)</b>	0,05	0,02	0	0,05	0,02	0	0,03	0,02	0,03	0,05	0,02	0,01	0,02 (0,02)	0,02 (0,0)	0,99

ANR : Analyse non réalisée par manque de variabilité des valeurs du paramètre physico-chimique.

## Résultats

### ✓ Oued Bouilef

Les analyses des paramètres physico-chimiques de l'eau de l'oued Bouilef n'ont révélé aucunes différences significatives entre les deux périodes étudiées (Tableau 14).

**Tableau 14** : Variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau d'oued Bouilef.

Mois de prélèvement	Septembre			Décembre			Mars			Juin			Moyenne (Ecart-type)		Valeur (p)	
	Stations	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	Période sèche (Septembre-Janvier ; Mai-Août)		Période humide (Février-Avril)
Température (°C)		32,1	30	30,6	27,5	24,9	23,6	29,2	25,2	21,2	29,6	28,4	27,9	28,3 (2,71)	25,5 (4,00)	0,15
pH		7,86	7,94	7,94	7,91	8,17	8,11	7,40	8,02	8,20	7,72	7,91	8,51	8,00 (0,22)	7,87 (0,41)	0,48
Conductivité (µS/cm)		784	782	750	803	773	748	791	749	751	825	762	753	775,5 (26)	763,7 (23,7)	0,50
TDS (mg/L)		392	391	375	403	389	376	398	383	369	394	385	377	387 (9,5)	383 (14,5)	0,62
Salinité (%)		0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,3	0,4	0,4	0,3	0,34 (0,05)	0,36 (0,05)	0,54
Turbidité (NTU)		15	32	25	10,23	3,93	5,72	13,2	22,3	6,4	24,6	4,68	4,73	13,9 (10,7)	13,9 (7,9)	0,99
MO (mg/L)		0,2	0,7	0,4	0,6	0,5	0,3	0,1	0,2	0,3	0,9	0,6	0,7	0,59 (0,11)	0,33 (0,16)	0,06
O <sub>2</sub> (mg/L)		2,34	2,38	2,27	1,32	1,29	1,35	3,30	3,20	3,15	2,05	2,02	2,07	2,00 (0,16)	1,93 (0,43)	0,30

## Résultats

$\text{NO}_2^-$ (mg/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	ANR
$\text{NH}_4^+$ (mg/L)	0	0,06	0	0,07	0,06	0,04	0,10	0,10	0,09	0,08	0,04	0	0,03 (0,03)	0,09 (0,00)	0,06
$\text{PO}_4^{-3}$ (mg/L)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	ANR

ANR : Analyse non réalisée par manque de variabilité des valeurs du paramètre physico-chimique.

### ✓ Oued El-Hai

Aucune différence significative des paramètres physico-chimiques de l'eau entre les deux périodes n'a été enregistrée à oued El-Hai, à l'exception de la salinité ( $p = 0,001$ ) (Tableau 15).

**Tableau 15** : Variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau d'oued El-Hai.

Mois de prélèvement	Septembre			Décembre			Mars			Juin			Moyenne (Ecart-type)		Valeur ( $p$ )
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	Période sèche (Septembre- Janvier ; Mai-Août)	Période humide (Février- Avril)	
Température (°C)	20,1	21,8	24,1	19,1	20,2	23,3	23,8	25,9	28,8	24,1	26,8	29,7	23,2 (3,4)	26,2 (2,5)	0,2
pH	8,1	8	8,7	8,3	8,01	8,4	8,11	8,02	8,9	8,14	8	8,18	8,20 (0,23)	8,34 (0,48)	0,67
Conductivité ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	2546	2439	2384	2544	2433	2381	2521	2410	2320	2531	2420	2318	2444 (80,7)	2417 (101)	0,64
TDS (mg/L)	1179	1215	1277	1189	1218	1270	1192	1223	1281	1191	1221	1280	1226,7 (39,5)	1232 (45,2)	0,84

## Résultats

<b>Salinité (%)</b>	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,6	0,7	0,9	0,9	0,9	0,9 (0,0)	0,73 (0,15)	<b>0,001</b>
<b>Turbidité (NTU)</b>	66,1	42,8	48,1	65,2	42,1	47,5	66,4	43,3	48,4	66,9	43,7	48,6	52,33 (10,6)	52,33 (12,1)	1,00
<b>MO (mg/L)</b>	5,8	5,4	5,6	5,9	5,5	5,7	6,2	5,8	5,7	6	5,5	5,6	5,66 (0,20)	5,90 (0,26)	0,13
<b>O<sub>2</sub> (mg/L)</b>	1,3	1,21	1,59	1,32	1,24	1,61	1,38	1,29	1,71	1,37	1,27	1,69	1,4 (0,18)	1,46 (0,22)	0,64
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg/L)</b>	1,69	1,11	0,62	1,7	1,13	0,65	1,72	1,14	0,65	1,7	1,13	0,63	1,15 (0,46)	1,17 (0,53)	0,95
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	0,4	0,52	2,2	0,41	0,55	2,23	0,44	0,59	2,3	0,42	0,57	2,1	1,04 (0,85)	1,11 (1,03)	0,91
<b>PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> (mg/L)</b>	1,3	1,1	1,3	1,4	1,2	1,4	1,3	1,2	1,45	1,2	1	1,4	1,25 (0,14)	1,31 (0,13)	0,52

## Résultats

### ✓ Oued El-Gourzi

Les paramètres physico-chimiques de l'eau ont montré de fortes variations au cours des deux périodes. Il y a eu une différence significative entre les deux périodes pour la conductivité ( $p = 0,01$ ), les TDS ( $p = 0,03$ ), la salinité ( $p = 0,00$ ), la turbidité ( $p = 0,01$ ) (Tableau 16).

**Tableau 16 :** Variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau d'El-Gourzi.

Mois de prélèvement	Septembre			Décembre			Mars			Juin			Moyenne (Ecart-type)		Valeur ( $p$ )	
	Stations	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	Période sèche (Septembre-Janvier ; Mai-Août)		Période humide (Février-Avril)
Température (°C)		21,2	19,7	19,6	19,3	18,5	17,8	20,6	22,9	21,7	25,1	26,6	28,7	21,8 (3,9)	21,7 (1,6)	0,9
pH		7,62	7,88	7,86	7,70	7,72	7,85	7,64	7,8	7,85	7,6	7,72	7,59	7,72 (0,1)	7,76 (0,10)	0,6
Conductivité ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )		2149	1390	1697	2100	1280	1686	2033	2379	2239	1723	1865	1927	1757,4 (292)	2217 (174)	<b>0,01</b>
TDS (mg/L)		1073	686	850	1002	640	800	1015	1196	1120	951	963	968	881,4 (148)	1110,3 (90,9)	<b>0,03</b>
Salinité (%)		2,3	2,5	2,1	2,2	2,4	2,3	2,2	2,3	2,2	2,3	2,2	2,2	2,27 (0,12)	2 (0,11)	<b>0,00</b>
Turbidité (NTU)		877	202	204	740	198	210	951	914	704	501	243	406	397,8 (258)	856,3 (133)	<b>0,01</b>
DBO		310	56	172	290	72	163	370	73	172	350	69	156	182 (111)	205 (151)	0,78
DCO		998	190	238	954	220	310	125	204	115	120	199	112	371,2 (348)	148 (48,7)	0,09

## Résultats

<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg/L)</b>	0,065	0,025	0,055	0,1	0,04	0,09	0,085	0,007	0,0055	0,075	0,005	0,0041	0,05 (0,03)	0,03 (0,04)	0,47
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	21	26,8	26,3	20	25,9	24,8	22	27,5	27	19	26,1	25,2	23,9 (3,02)	25,5 (3,04)	0,44
<b>PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> (mg/L)</b>	1,25	1,84	2,24	1,18	1,64	2,16	3,32	3,12	3,22	6,11	7,55	6,03	3,33 (2,49)	3,22 (0,1)	0,86

### 2.3. Variations des paramètres microbiologiques de l'eau selon le degré d'altération des oueds étudiés

Les paramètres microbiologiques de l'eau ont montré des variations notables entre les deux types de oueds. Les niveaux de coliformes totaux et de coliformes fécaux étaient plus élevés dans l'oued altéré, qui affichait également des concentrations légèrement inférieures de streptocoques fécaux. Nos résultats ont montré des différences significatives dans les moyennes des coliformes totaux et des coliformes fécaux entre l'oued altéré (O. El-Hai) et les oueds non altéré (O. Bouilef et O. El-Ma). En revanche, aucune différence n'a été constatée pour les streptocoques fécaux (Tableau 17).

**Tableau 17 :** Variations des paramètres microbiologiques de l'eau selon le degré d'altération des oueds.

Paramètres (UFC/mL)	Oued altéré (O. El-Hai)	Oueds non altérés (O. Bouilef + O. El-Ma)	Valeur ( <i>p</i> )
Coliformes totaux (CT)	1250 ± 156,67	55,91 ± 54,15	<b>0,000</b>
Coliformes fécaux (CoF)	603,42 ± 523,21	25,41 ± 39,67	<b>0,004</b>
Streptocoques fécaux (SF)	30,91 ± 29,84	49,12 ± 40,86	0,75

Les valeurs sont des moyennes ± écart-type. Les valeurs *p* correspondent à des tests *t*.

### 2.4. Variation des paramètres microbiologiques de l'eau entre stations, oueds et périodes d'échantillonnage (période sèche/période humide)

Bien qu'oued El-Hai semble être le plus contaminé par les différents groupes de bactéries par rapport aux autres oueds (O. Bouilef et O. El-Ma), aucune différence significative n'a été observée entre la période sèche et la période humide pour ces différents groupes de bactéries dans les oueds étudiés.

#### ✓ Oued El-Ma

Les analyses des paramètres microbiologiques montrent que, bien qu'il y ait des variations dans les moyennes et les écarts-types entre les périodes sèche et humide, les valeurs indiquent que ces différences ne sont pas statistiquement significatives pour les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les entérocoques (streptocoques fécaux) (Tableau 18).

## Résultats

**Tableau 18 :** Variation périodique des paramètres microbiologiques de l'eau d'oued El-Ma.

Station	Septembre			Décembre			Mars			Juin			Moyenne (Ecart-type)		Valeur (p)
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	Période sèche (Septembre-Janvier ; Mai-Août)	Période humide (Février-Avril)	
CT	24	23	93	195	40	45	20	110	30	20	40	93	63,6 (56,5)	53,3 (49,3)	0,33
CoF	30	20	30	70	0	30	10	10	10	20	0	90	32,2 (29,9)	10 (0)	0,88
SF	50	40	0	40	0	90	50	90	90	0	90	0	34,44 (37,4)	76,6 (23,1)	0,66

Coliformes totaux (CT), Coliformes fécaux (CoF), Streptocoque fécaux (SF), ABS : Absence, Les paramètres microbiologiques sont mesurés en UFC/mL (Unités Formatrices de Colonies par mL).

### ✓ Oued Bouilef

Nos résultats montrent que malgré une moyenne nettement plus élevée des coliformes totaux durant la période sèche, la valeur p de 0,07 suggère que la différence est presque significative mais ne dépasse pas le seuil standard de 0,05. Les coliformes fécaux étaient présents en période sèche mais totalement absents en période humide, avec une valeur p de 0,48, ce qui indique une absence de différence significative entre les deux périodes. Les entérocoques présentent une augmentation notable pendant la période humide par rapport à la période sèche (Tableau 19).

**Tableau 19 :** Variation périodique des paramètres microbiologiques de l'eau d'oued Bouilef.

Station	Septembre			Décembre			Mars			Juin			Moyenne (Ecart-type)		Valeur (p)
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	Période sèche (Septembre-Janvier ; Mai-Août)	Période humide (Février-Avril)	
CT	23	45	40	ABS	93	04	ABS	ABS	04	110	140	150	67,2 (57,3)	1,33 (2,30)	0,07
CoF	09	09	ABS	ABS	ABS	ABS	ABS	ABS	ABS	12	110	150	32,2 (56,5)	0	0,48
SF	09	90	ABS	09	ABS	04	90	80	90	110	93	64	42,1 (46,3)	86,6 (5,77)	0,15

Coliformes totaux (CT), Coliformes fécaux (CoF), Streptocoque fécaux (SF), ABS : Absence, Les paramètres microbiologiques sont mesurés en UFC/mL (Unités Formatrices de Colonies par mL).

## Résultats

### ✓ Oued El-Hai

Les analyses des paramètres microbiologiques à oued El-Hai indiquent que, bien que les moyennes des coliformes totaux, des coliformes fécaux et des entérocoques (streptocoques fécaux) varient entre les périodes sèche et humide, les différences observées ne sont pas statistiquement significatives (Tableau 20).

**Tableau 20** : Variation périodique des paramètres microbiologiques de l'eau d'oued El-Hai.

Station	Septembre			Décembre			Mars			Juin			Moyenne (Ecart-type)		(p)
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	Période sèche (Septembre-Janvier ; Mai-Août)	Période humide (Février-Avril)	
CT	1100	1100	1400	1400	1400	1400	1100	1100	1400	1100	1100	1400	1266,6 (158)	1200 (173)	0,54
CoF	1100	200	11	1100	1100	1100	200	15	1100	200	15	1100	658,4 (528)	438,3 (580)	0,55
SF	04	23	04	20	93	23	20	23	20	25	23	93	34,2 (34,2)	21 (1,73)	0,48

Coliformes totaux (CT), Coliformes fécaux (CoF), Streptocoque fécaux (SF), ABS : Absence, Les paramètres microbiologiques sont mesurés en UFC/mL (Unités Formatrices de Colonies par mL).

### 2.5. Origine de la contamination fécale des oueds explorés

L'origine de la pollution fécale est reliée au rapport quantitatif des coliformes fécaux sur les streptocoques fécaux (CoF/SF). Lorsque ce rapport CoF/SF est supérieur à 4, la pollution est essentiellement humaine (rejet des eaux usées) (Borrego & Romero, 1982). Lorsqu'il est inférieur à 0,7, l'origine animale, notamment le bétail, semble jouer un rôle prédominant dans la contamination de l'eau (Geldreich & Litsky, 1976) (Tableau 21).

**Tableau 21** : Origine de la pollution selon le rapport coliformes fécaux/streptocoques fécaux (CoF/SF).

Cours d'eau	Rapport CF/SF	Interprétation de l'origine de la pollution
Oued altéré (O. El-Hai)	11	Source exclusivement humaine
Oued non altéré (O. Bouilef)	0,98	Mixte à prédominance animale
Oued non altéré (O. El-Ma)	0,88	Mixte à prédominance animale

CoF/SF <0,7 Principalement ou entièrement d'origine animale, CoF/SF compris entre 0,7 et 1 Mixte à prédominance animale, CoF/SF compris entre 1 et 2 Origine incertaine, CoF/SF compris entre 2 et 4 Mixte à prédominance humaine, CoF/SF >4 Source exclusivement humaine (Borrego & Romero, 1982).

## Résultats

Le rapport CoF/ SF est nettement supérieur à O. El-Hai. Ceci révèle l'impact majeur des rejets des eaux usées par la région d'El-kantara. La valeur de ce rapport est de 0.98 et 0,88 pour O. Bouilef et O. El-Ma suggérant une contamination mixte à prédominance animale.

### 3. Diversité et structure des communautés des macro-invertébrés benthiques des cours d'eau explorés

#### 3.1. Inventaire taxonomique global

Le prélèvement d'échantillons de macro-invertébrés benthiques nous a autorisés à établir de manière systématique une liste complète de toutes les espèces identifiées. Cet inventaire comprend un total de 78 taxons répartis dans 4 embranchements, 7 classes, 16 ordres, et 54 familles distinctes (Tableau 22 ; Annexe 2). Les divers groupes sont présentés selon l'ordre systématique défini par (Tachet et al., 2010).

Dans la plupart des cas, l'identification de ces taxons est approfondie jusqu'au niveau de l'ordre, de la famille et du genre, mais rarement jusqu'à l'espèce.

**Tableau 22** : Liste systématique des macro-invertébrés benthiques identifiés dans les oueds étudiés.

Embranchement	Classes	Ordres	Familles	Genres/Espèces/Tribu
Cnidaria	Hydrozoa	Anthoathecatae	Hydridae	<i>Hydra</i> sp.
		Haplotaxida	Tubificidae Lombriculidae	Tubificidae ind <i>Lumbricus</i> sp. Lombriculidae ind
Annelida	Clitellata	Arhynchobdellida	Hirudidae Erpobdellidae	Hirudidae ind. <i>Dina</i> sp.
		Pulmonata	Viviparidae Bithyniidae Hydrobiidae	<i>Viviparus</i> sp. <i>Bithynia</i> sp. <i>Bythinella</i> sp.
Mollusca	Gastropoda	Hygrophila	Planorbidae	<i>Planorbis</i> sp. Planorbidae ind
		Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae
Arthropoda	Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i> sp.
	Arachnida	Trombidiforma	Hydrachnidia ind.	Hydrachnidia ind
			Lestidae	<i>Lestides</i> sp.
	Odonata	Insecta	Odonata ind	Odonata ind
			Baetidae	<i>Acentrella</i> sp. <i>Baetis</i> sp.
Ephemeroptera	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.		

## Résultats

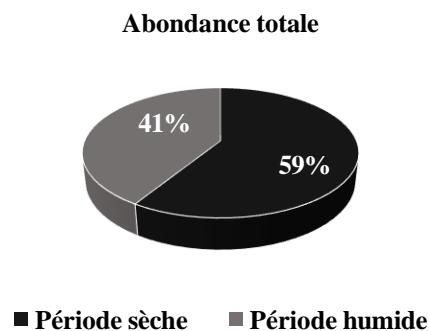
	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Leptophlebia</i> sp. <i>Choroterpes</i> sp.
	Plecoptera	Capniidae	<i>Capnioneura</i> sp.
		Plecoptera ind	Plecoptera ind
		Corixidae	<i>Corixa</i> sp. <i>Micronecta</i> sp.
		Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp.
		Veliidae	<i>Microvelia</i> sp.
	Heteroptera	Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> sp.
		Notonectidae	<i>Notonecta glauca</i>
		Nepidae	<i>Nepa</i> sp.
		Gerridae	<i>Gerris</i> sp.
		Rhopalidae	Rhopalidae ind
Arthropoda	Insecta	Megaloptera	Megaloptera ind
		Dytiscidae	<i>Yola</i> sp. <i>Platambus</i> sp. <i>Ilybius</i> sp. <i>Copelatus</i> sp. <i>Nebrioporus</i> sp. Dytiscidae ind
		Elmidae	<i>Elmis</i> sp. <i>Limnius</i> sp. Elmidae ind
	Coleoptera	Halipilidae	<i>Halipilus</i> sp.
		Hydrophilidae	<i>Hydrophilus</i> sp. <i>Crenitis</i> sp. <i>Hemisphaera</i> sp. <i>Berosus</i> sp.
		Scirtidae	<i>Hydrocyphon</i> sp. <i>Cyphon</i> sp.
		Staphylinidae	<i>Stenus</i> sp. <i>Stenus guttula</i> Staphylinidae ind
		Brachycentridae	<i>Brachycentrus</i> sp.
	Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> sp. <i>Cheumatopsyche</i> sp.
		Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i> sp.
		Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.
		Sericostomatidae	<i>Sericostoma</i> sp.
		Trichoptera ind	Trichoptera ind
	Diptera	Dixidae	<i>Dixa</i> sp. Dixidae ind
		Ceratopogonidae	Ceratopogonidae ind

## Résultats

Arthropoda	Insecta	Diptera	Chaoboridae	<i>Chaoborus</i> sp.
			Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.
			Psychodidae	<i>Psychoda</i> sp. <i>Clogmia</i> sp. Psychodidae ind
			Thaumaleidae	Thaumaleidae ind
			Syrphidae	<i>Eristalis</i> sp.
			Ptychopteridae	<i>Ptechoptera</i> sp.
			Stratiomyidae	Stratiomyidae ind
			Simuliidae	<i>Simuliini</i> (tribu) <i>Prosimuliini</i> (tribu)
			Tipulidae	<i>Tipula</i> sp.
			Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp.
			Culcidae	<i>Culex</i> sp.
			Diptera ind.	Diptera ind

### 3.2. Variation de l'abondance totale des macro-invertébrés benthiques selon la période d'échantillonnage (période sèche/période humide)

Le diagramme montre la distribution de l'abondance totale des échantillons des macro-invertébrés collectés au cours des périodes humide et sèche. La période sèche représente 59% (12991 individus) de l'abondance totale, avec un total de 285 échantillons collectés lors de 57 visites. La période humide constitue 41% (9077 individus) de l'abondance totale, avec 75 échantillons collectés au cours de 15 visites (Figure 10).

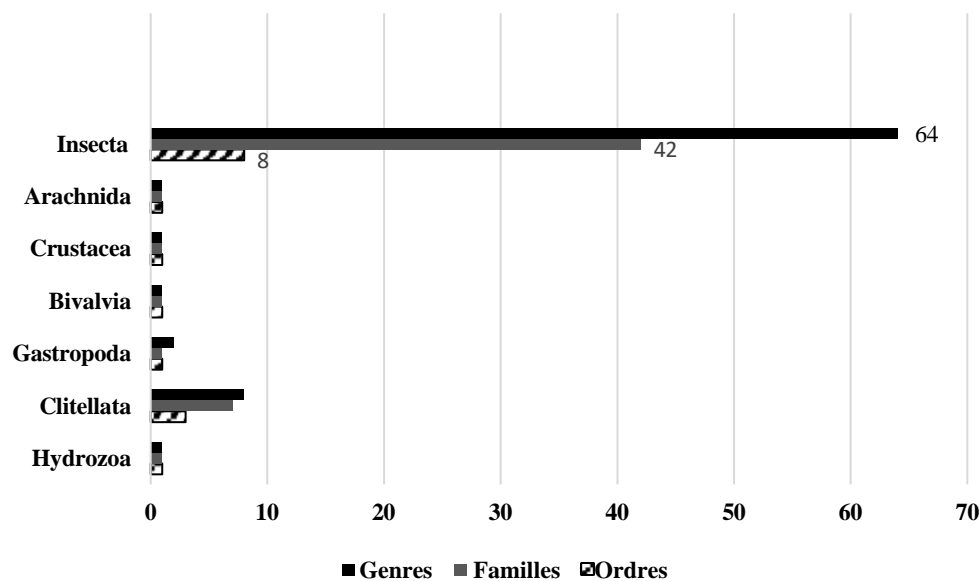


**Figure 10 :** Variation de l'abondance totale des macro-invertébrés selon la période d'échantillonnage. Période humide (15 visites :75 échantillons) ; Période sèche (57 visites : 285 échantillons).

### 3.3. Richesse et statut taxonomique des macro-invertébrés benthiques inventoriés dans les oueds explorés

La classe des insectes est la classe la plus riche en termes de taxons, comprenant 8 ordres, 42 familles et 64 genres. Viennent ensuite les Clitellates qui comptent 3 ordres, 7 familles et 8 genres.

À l’opposé, les classes des Arachnides, des Crustacés, des Bivalves et des Hydrozoaires sont les moins riches, avec chacune un seul ordre, une seule famille et un seul genre (Figure 11).



**Figure 11 :** Richesse et statut taxonomique des macro-invertébrés benthiques inventoriés dans les oueds explorés.

### 3.4. Richesse et répartition périodique des macro-invertébrés benthiques recensés

La richesse et la répartition des taxons sont presque similaires dans les deux périodes d’échantillonnage, avec la dominance de la classe des insectes, suivie par celle des Clitellates. Les autres classes restent moins diversifiées en taxons dans les deux périodes d’échantillonnage (Figure 12).

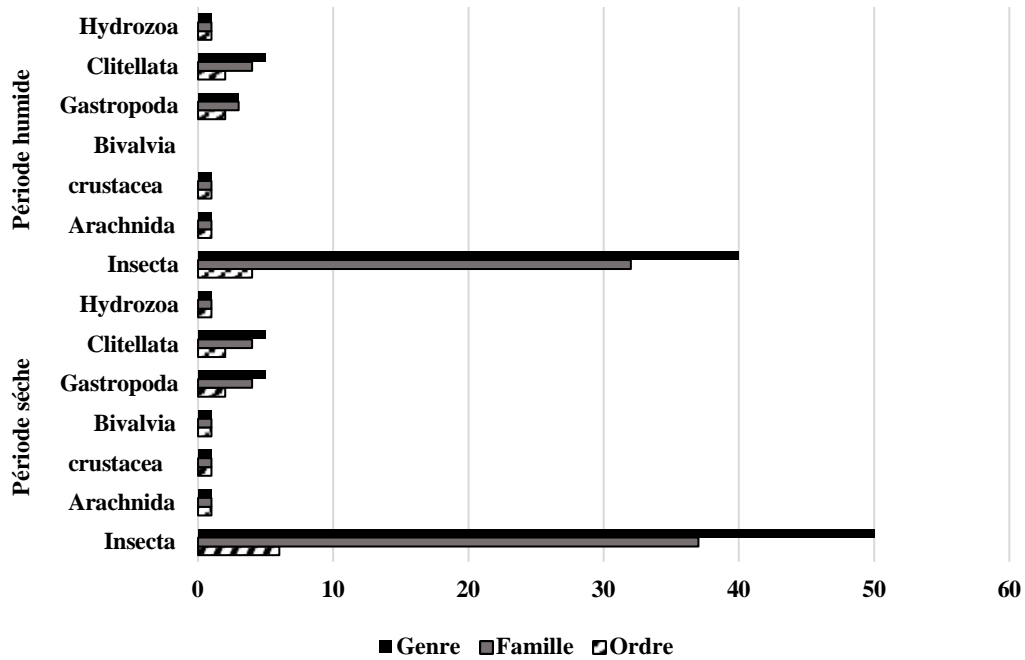
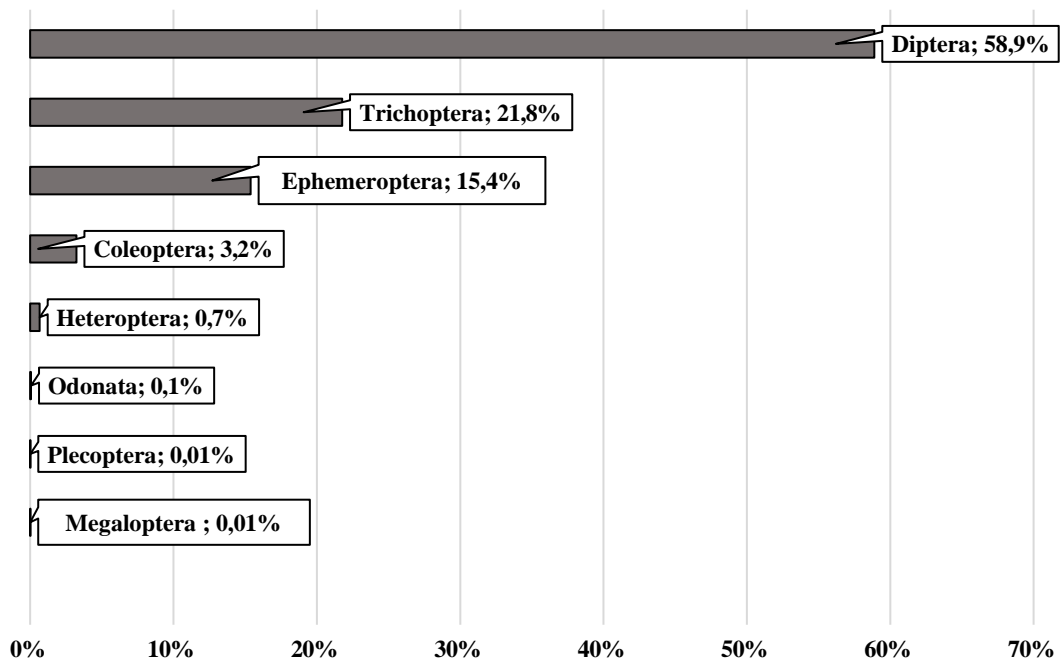


Figure 12 : Richesse et répartition périodique des macro-invertébrés benthiques recensés dans les oueds explorés.

### 3.5. Abondance et répartition des différents ordres d'insectes benthiques échantillonnés dans les oueds explorés

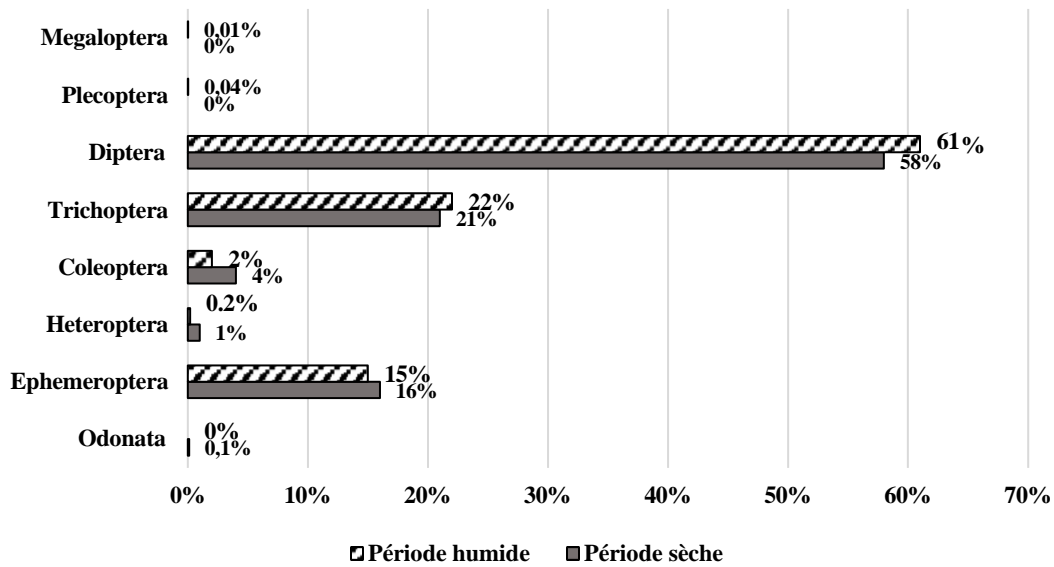
Dans la classe des insectes, les Diptères dominent avec 58,9 % des individus, suivis par les Trichoptères et les Éphéméroptères avec respectivement 21,8 % et 15,4 % des individus. Viennent ensuite les Coléoptères, les Hétéroptères, les Odonates, les Plécoptères et les Mégaloptères, avec respectivement 3,2 %, 0,7 %, 0,1 %, 0,01 % et 0,01 % des individus. (Figure 13).



**Figure 13 :** Abondance et répartition des ordres des insectes benthiques identifiés dans les oueds étudiés.

### 3.6. Abondance et répartition périodique des différents ordres d'insectes benthiques identifiés dans les oueds explorés

Les résultats révèlent que les Diptères sont les plus abondants, représentant 61 % des individus pendant la période humide et 58 % pendant la période sèche. Ils sont suivis par les Trichoptères, avec 22 % durant la période humide et 21 % pendant la période sèche, et les Éphéméroptères, avec 15 % des individus durant la période humide et 16 % pendant la période sèche. Ensuite viennent les Coléoptères, les Hétéroptères, les Odonates, les Plécoptères et les Mégaloptères, avec respectivement 2 % et 4 % des individus pour les Coléoptères ; 0,2 % et 1 % pour les Hétéroptères ; 0 % et 0,1 % pour les Odonates ; 0,04 % et 0 % pour les Plécoptères ; et 0,1 % et 0 % pour les Mégaloptères, pendant les périodes humide et sèche, respectivement. (Figure 14).



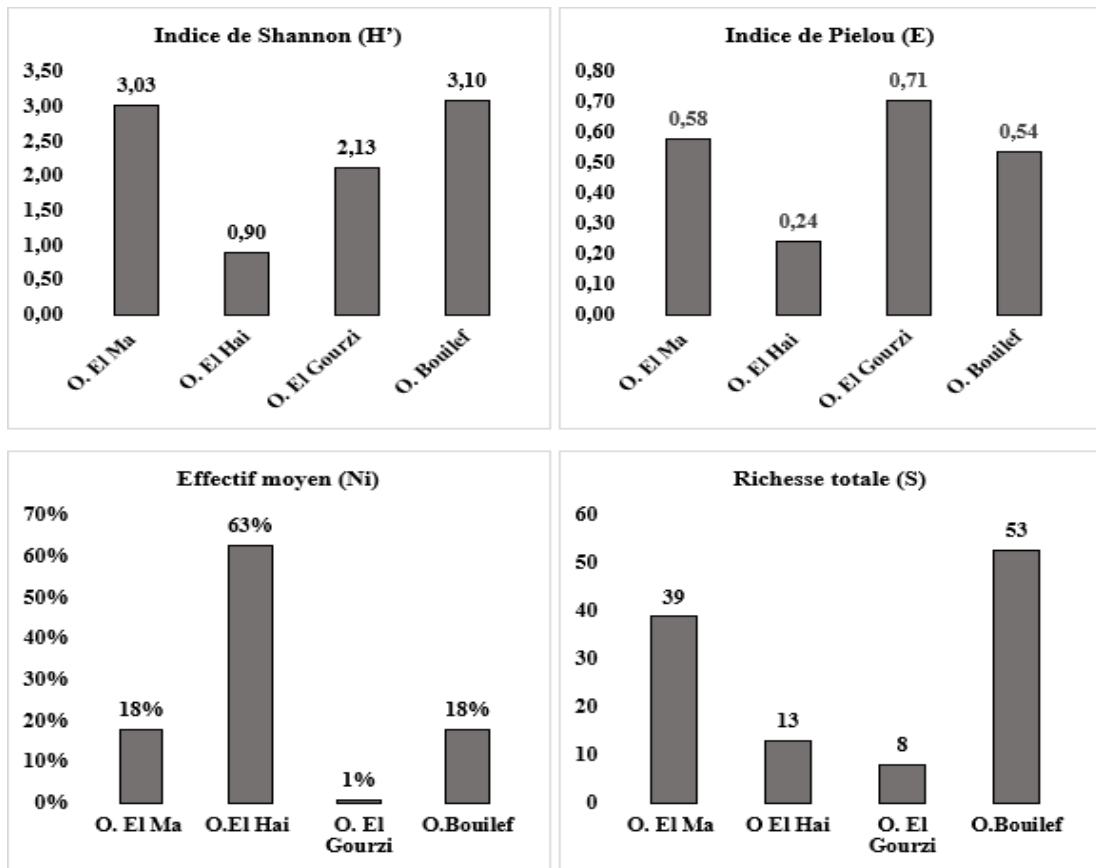
**Figure 14 :** Abondance et répartition périodique des ordres des insectes benthiques identifiés dans les oueds explorés.

### 3.7. Evaluation de la diversité taxonomique des peuplements des macro-invertébrés benthiques

Nous avons calculé un ensemble de paramètres d'indices pour décrire et évaluer la diversité des peuplements des macro-invertébrés benthiques identifiés. Ces paramètres incluent les valeurs de l'effectif moyen de la population échantillonnée, la richesse totale, ainsi que les indices de diversité de Shannon et de Pielou. Ces paramètres sont calculés en fonction des oueds explorés, de la période d'échantillonnage (période humide et sèche), des types d'habitat et de l'occupation du sol avoisinant le cours d'eau (milieu forestier ou agricole/urbain/usine).

#### 3.7.1. Indices de diversité calculés pour les différents oueds explorés

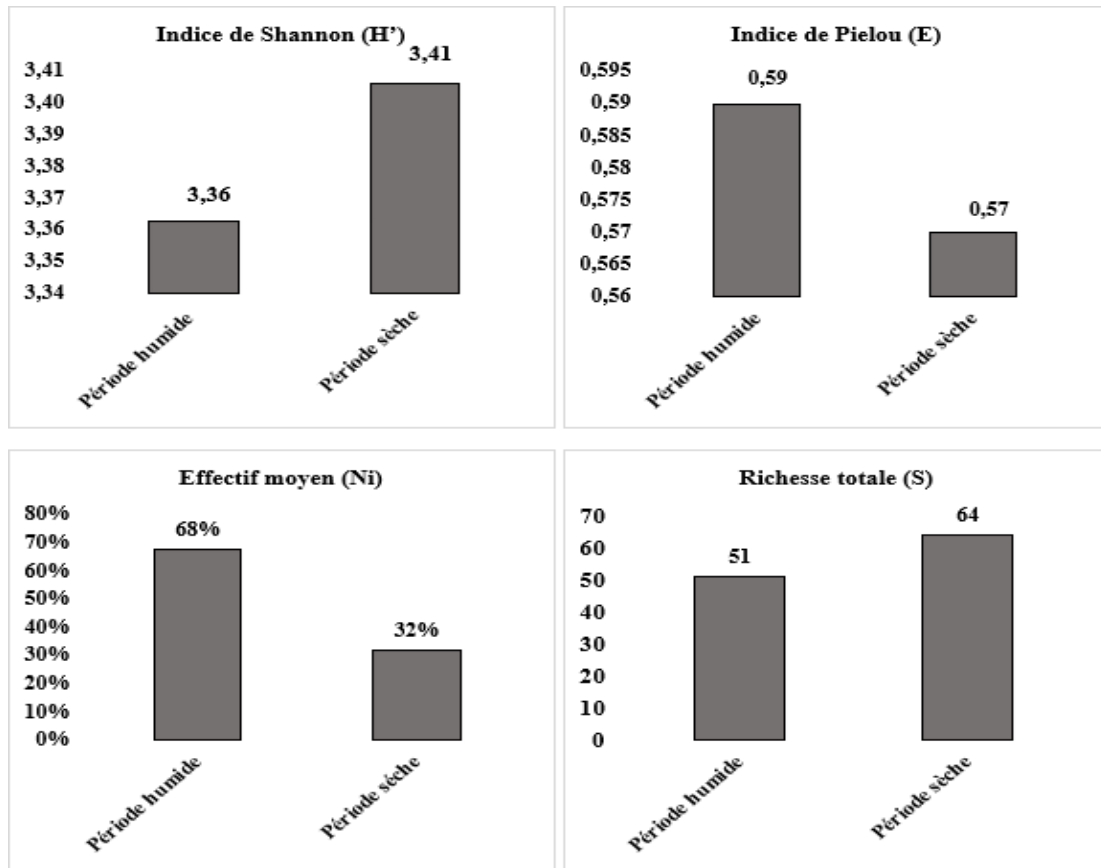
L'oued de Bouilef et d'El-Ma sont les plus diversifiés, affichant respectivement avec une richesse totale et un indice de Shannon respectivement de ( $S = 53$  ;  $H' = 3,10$ ) et ( $S = 39$  ;  $H' = 3,03$ ). Bien que la valeur de l'indice de Shannon soit la plus basse à O. El-Hai ( $H' = 0,90$ ), ce site présente l'effectif moyen  $y$  est le plus élevé ( $N_i = 63\%$ ). L'indice de Pielou révèlent des niveaux variés d'équité dans la répartition des espèces parmi les oueds étudiés. Oued El-Gourzi se distingue par sa haute équité, tandis qu'oued El-Hai montre une répartition très inégale des espèces. Oued El-Ma et oued Bouilef présentent des équités modérées (Figure 15).



**Figure 15 :** Valeurs des indices de diversité de la communauté des macro-invertébrés benthiques des oueds explorés dans la région d'étude (Aurès).

### 3.7.2. Indices de diversité selon la période d'échantillonnage (période sèche/période humide)

L'étude des indices de diversité selon la période d'échantillonnage des macro-invertébrés benthiques révèle des variations intéressantes entre les périodes humide et sèche. L'indice de Shannon est légèrement plus élevé pendant la période sèche ( $H'=3,41$ ) comparé à la période humide ( $H'=3,36$ ). Les résultats montrent que l'équité de la distribution des individus parmi les espèces est légèrement meilleure pendant la période humide, comme l'indique l'indice de Pielou. De plus, l'effectif moyen est considérablement plus élevé pendant la période humide (Figure 16).

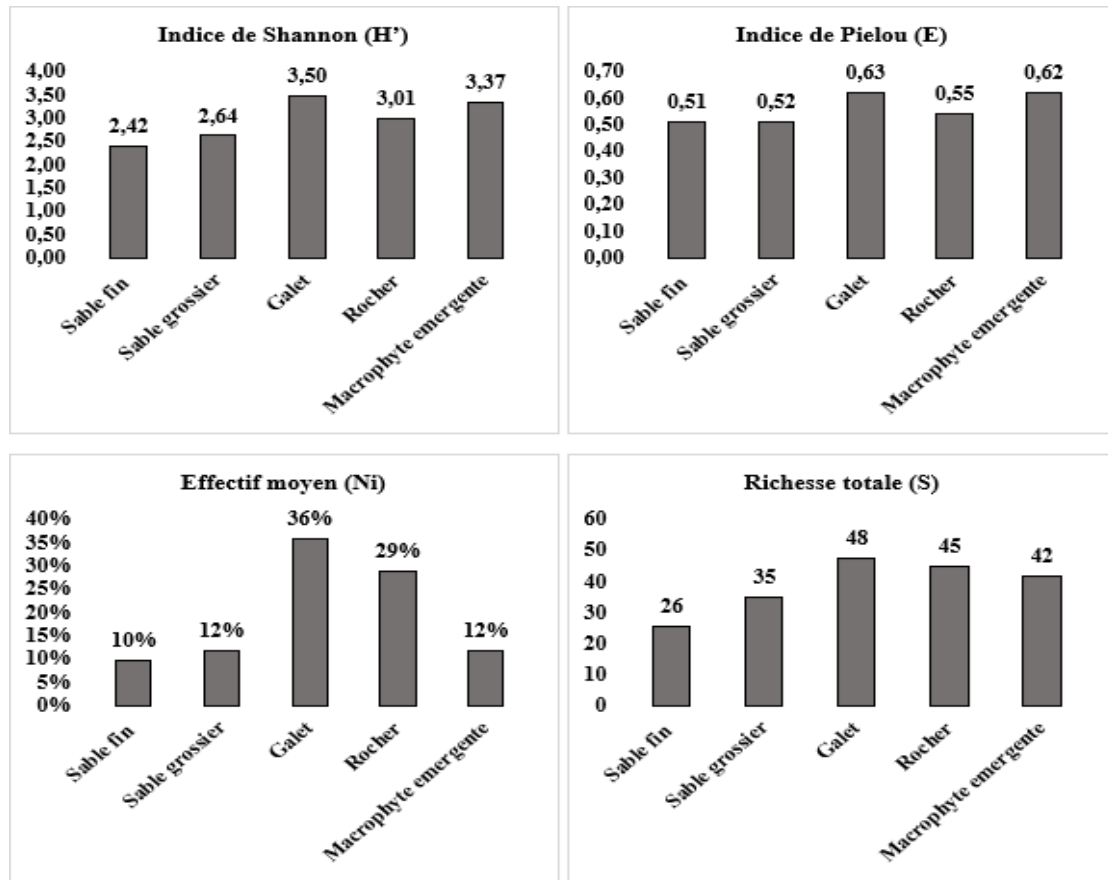


**Figure 16 :** Valeurs des indices de diversité de la communauté des macro-invertébrés benthiques selon la période d'échantillonnage (période humide et sèche) des oueds explorés dans la région des Aurès.

### 3.7.3. Indices de diversité selon les types de substrats

Les différents indices sont calculés pour les 5 types de substrats : sable fin, sable grossier, galet, rocher et macrophyte émergente. Les résultats montrent des variations significatives en fonction du type de substrat, avec des valeurs généralement plus élevées pour les substrats plus complexes comme les galets et les rochers avec ( $S= 48$  ;  $H'= 3,50$  ;  $Ni= 36\%$  ;  $E = 0,63$ ) et ( $S= 45$  ;  $H' = 3,01$  ;  $Ni = 29\%$  ;  $E = 0,55$ ) respectivement. Les macrophytes émergentes montrent également une diversité relativement élevée, avec une richesse totale de 21% en espèces et un indice de Shannon de 3,37. L'effectif moyen est plus faible (12% d'individus) par rapport aux galets et aux rochers, mais l'indice de Pielou (0,62) indique une répartition équitable des espèces. Le sable grossier présente une diversité modérée, avec une richesse totale de 18% en espèces et un indice de Shannon de 2,64. L'effectif moyen est relativement bas (12% d'individus) et l'indice de Pielou (0,52). Le sable fin présente les indices de diversité les plus bas parmi les substrats étudiés, avec une richesse totale de 13% en espèces

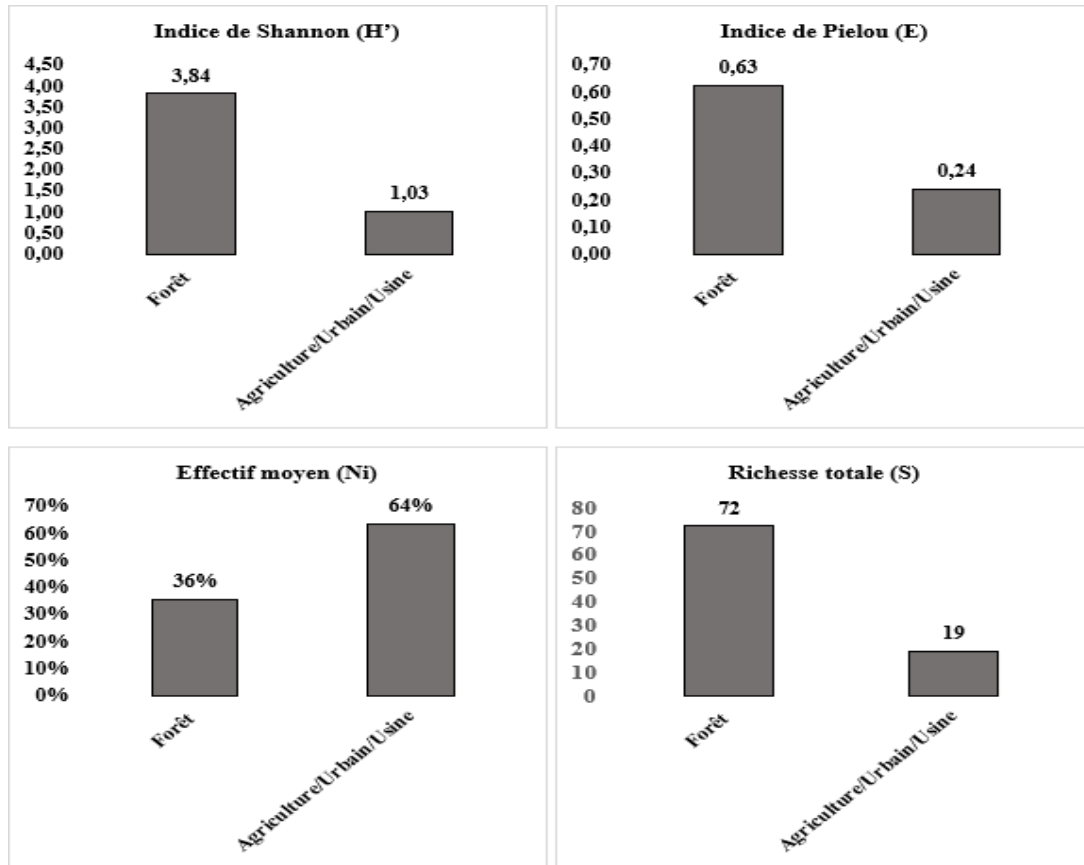
et un indice de Shannon de 2,42. L'effectif moyen est également le plus bas (10 % d'individus), et l'indice de Pielou (0,51) (Figure 17).



**Figure 17 :** Valeurs des indices de diversité de la communauté des macro-invertébrés benthiques selon les cinq types d'habitats des cours d'eau explorés dans la région des Aurès.

### 3.7.4. Indices de diversité selon l'occupation du sol

Les différents indices sont calculés pour les deux types d'occupation du sol : forêt et agriculture/urbain/usine. En milieu forestier, nos résultats montrent que les indices de diversité sont remarquablement élevés. La richesse spécifique (S) indique une grande variété d'espèces présentes dans ces stations. L'indice de Shannon élevé ( $H' = 3,84$ ) reflète une grande diversité et une répartition plus uniforme des espèces. Dans les environnements modifiés par l'homme (agriculture/urbain/usine), l'indice de Shannon ( $H' = 1,03$ ) est significativement plus bas que dans les forêts. En revanche, l'effectif moyen ( $N_i = 64\%$ ) est plus élevé dans ces stations. Dans les environnements forestiers, l'indice de Pielou indique une répartition relativement équitable ( $E = 0,63$ ) des individus entre les espèces tandis que dans les milieux agricoles/urbains/usine, il indique une répartition beaucoup moins équitable des individus entre les espèces ( $E = 0,24$ ). (Figure 18).



**Figure 18 :** Valeurs des indices de diversité de la communauté des macro-invertébrés benthiques en fonction de l'occupation du sol des oueds explorés dans la région des Aurès.

### 3.7.5. Indice d'occurrence (C%)

Pour donner un aperçu comparatif des fréquences de constance des populations de macro-invertébrés observées, nous avons établi le tableau suivant (Tableau 23), qui représente les fréquences d'occurrence de chaque espèce lors du prélèvement de chaque taxon recensé.

L'analyse des occurrences des espèces dans les cours d'eau étudiés a permis de mettre en évidence trois groupes distincts :

- Groupe Accessoire : comprend des espèces comme les Éphéméroptères (*Caenis* sp., *Acentrella* sp.), les Trichoptères (*Hydropsyche* sp.) et les Diptères (*Chironomus* sp.).
- Groupe Accidentel : regroupe des espèces peu fréquentes, telles que Hirudidae ind., *Dina* sp., *Viviparus* sp., *Planorbis* sp., *Gammarus* sp., *Baetis* sp., *Elmis* sp., *Haliplus* sp., *Hydrophilus* sp., *Hydrocyphon* sp., *Sericostoma* sp., *Dixa* sp., *Chaoborus* sp., et les tribus Simuliini et Prosimuliini.

## Résultats

- Groupe Rare : comprend des espèces très peu fréquentes, telles que *Crenitis* sp., *Berosus* sp., *Psychoda* sp., *Clogmia* sp., *Eristalis* sp. et *Ptechoptera* sp.

**Tableau 23** : Fréquences d'occurrence des différentes populations de macro-invertébrés benthiques recensés dans les oueds étudiés.

Genres/Espèces	C%	Echelle de Constance	Genres/Espèces	C%	Echelle de Constance
<i>Hydra</i> sp.	5,50	Accidentelle	Dytiscidae ind.	2,50	Rare
Tubificidae ind.	1,39	Rare	<i>Elmis</i> sp.	6,11	Accidentelle
<i>Lumbricus</i> sp.	1,11	Rare	<i>Limnius</i> sp.	5,08	Accidentelle
Lombriculidae ind.	5,05	Accidentelle	Elmidae ind.	0,28	Rare
Hirudidae ind.	12,78	Accidentelle	<i>Haliphus</i> sp.	5,28	Accidentelle
<i>Dina</i> sp.	7,50	Accidentelle	<i>Hydrophilus</i> sp.	5,28	Accidentelle
<i>Viviparus</i> sp.	5,00	Accidentelle	<i>Crenitis</i> sp.	0,28	Rare
<i>Bithynia</i> sp.	1,94	Rare	<i>Hemisphaera</i> sp.	0,28	Rare
<i>Bythinella</i> sp.	0,56	Rare	<i>Berosus</i> sp.	0,56	Rare
<i>Planorbis</i> sp.	6,39	Accidentelle	<i>Hydrocyphon</i> sp.	6,11	Accidentelle
Planorbidae ind.	0,28	Rare	<i>Cyphon</i> sp.	0,83	Rare
<i>Pisidium</i> sp.	0,56	Rare	<i>Stenus</i> sp.	0,00	Rare
<i>Gammarus</i> sp.	11,67	Accidentelle	<i>Stenus guttula</i>	5,02	Accidentelle
Hydrachnidia ind.	6,11	Accidentelle	Staphylinidae ind.	2,78	Rare
<i>Lestides</i> sp.	0,28	Rare	<i>Brachycentrus</i> sp.	0,56	Rare
<i>Orthetrum</i> sp.	0,56	Rare	<i>Hydropsyche</i> sp.	25,28	Accessoire
Odonata ind.	1,94	Rare	<i>Cheumatopsyche</i> sp.	0,00	Rare
<i>Acentrella</i> sp.	27,50	Accessoire	<i>Hydroptila</i> sp.	0,28	Rare
<i>Baetis</i> sp.	20,00	Accidentelle	<i>Glossosoma</i> sp.	0,83	Rare
<i>Caenis</i> sp.	30,00	Accessoire	<i>Sericostoma</i> sp.	23,89	Accidentelle
<i>Leptophlebia</i> sp.	5,06	Accidentelle	<i>Dixa</i> sp.	18,33	Accidentelle
<i>Choroterpes</i> sp.	5,03	Accidentelle	Dixidae ind.	0,28	Rare
<i>Capnioneura</i> sp.	0,28	Rare	Ceratopogonidae ind.	2,50	Rare
<i>Corixa</i> sp.	1,67	Rare	<i>Chaoborus</i> sp.	6,67	Accidentelle
<i>Micronecta</i> sp.	0,28	Rare	<i>Chironomus</i> sp.	34,44	Accessoire
<i>Hydrometra</i> sp.	5,09	Accidentelle	<i>Psychoda</i> sp.	0,28	Rare
<i>Microvelia</i> sp.	5,03	Accidentelle	<i>Clogmia</i> sp.	0,28	Rare
<i>Mesovelia</i> sp.	0,56	Rare	Psychodidae ind.	1,94	Rare
<i>Notonecta glauca</i>	0,28	Rare	Thaumaleidae ind.	0,28	Rare
<i>Nepa</i> sp.	0,56	Rare	<i>Eristalis</i> sp.	0,83	Rare
<i>Gerris</i> sp.	0,28	Rare	<i>Ptechoptera</i> sp.	0,56	Rare
Rhopalidae ind.	0,28	Rare	Stratiomyidae ind.	0,56	Rare
<i>Yola</i> sp.	0,83	Rare	<i>Simuliini</i> (tribu)	8,61	Accidentelle
<i>Platambus</i> sp.	0,83	Rare	<i>Prosimuliini</i> (tribu)	18,33	Accidentelle
<i>Ilybius</i> sp.	0,28	Rare	<i>Tipula</i> sp.	0,83	Rare
<i>Copelatus</i> sp.	0,83	Rare	<i>Tabanus</i> sp.	3,61	Rare
<i>Nebrioporus</i> sp.	5,06	Accidentelle	<i>Culex</i> sp.	5,06	Accidentelle

C% : Fréquence d'occurrence

D'après les résultats du tableau 23, la fréquence d'occurrence indique que les taxons observés sont majoritairement classés comme accidentels à rares, avec seulement quatre taxons accessoires.

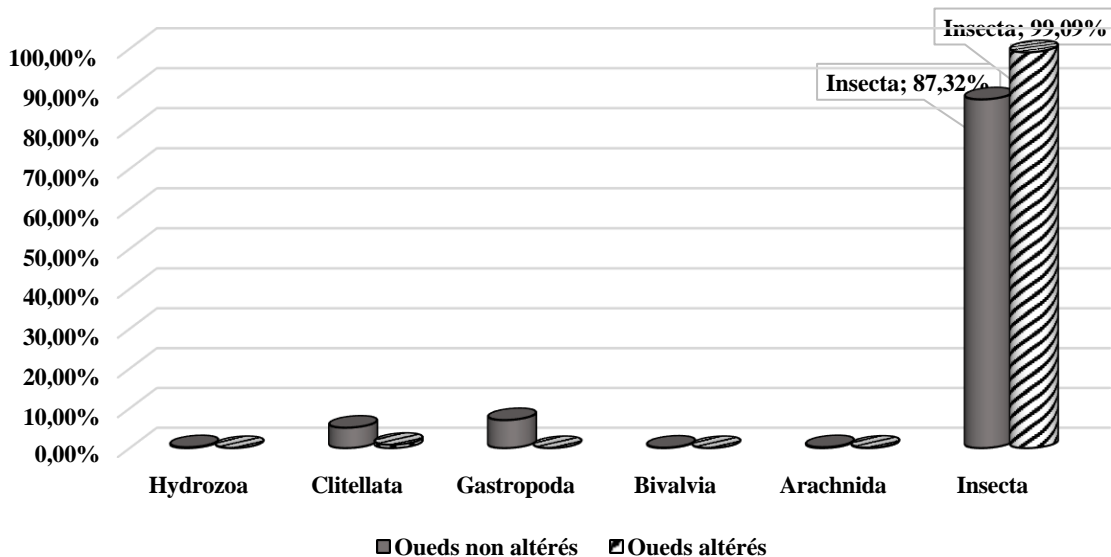
#### 4. Variation de l'abondance et de la diversité des communautés des macro-invertébrés benthiques par approche taxonomique suivant le degré d'altération des oueds

##### 4.1. Variation de l'abondance des macro-invertébrés selon le degré d'altération des oueds explorés

L'abondance des macro-invertébrés au niveau des deux types de oueds, altéré ou non altéré, a été calculée pour évaluer l'impact de la qualité de l'eau sur la communauté des macro-invertébrés benthiques.

##### 4.1.1. Variation de l'abondance par classes de macro-invertébrés

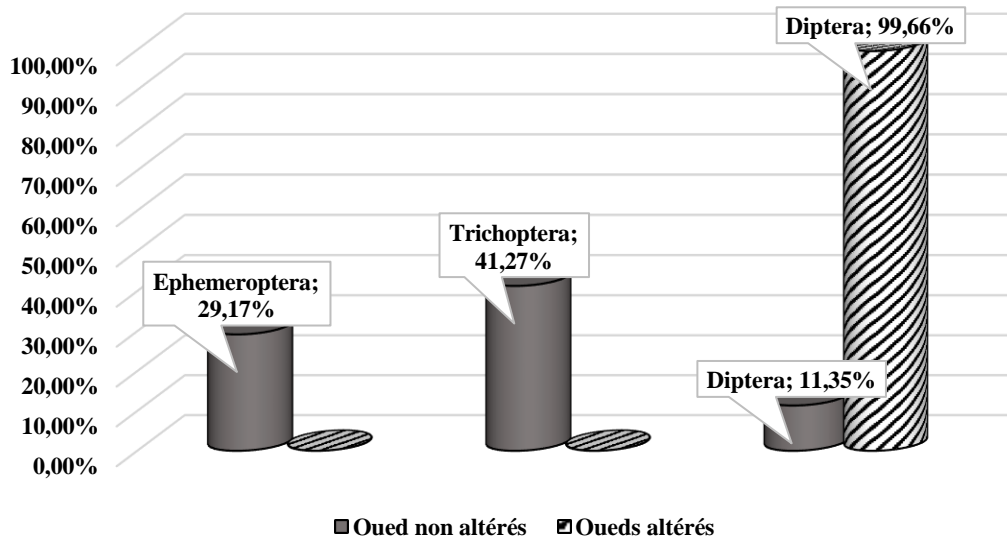
Dans les oueds altérés, les insectes dominent fortement la communauté des macro-invertébrés, constituant presque l'intégralité (99,66 %) de l'abondance totale. Dans les oueds non altérés, bien que les insectes soient toujours la classe la plus abondante, leur proportion est réduite à 87,32 %. Les autres classes de macro-invertébrés, qui peuvent inclure des annélides, des crustacés, et des mollusques, représentent 12,68 % de l'abondance totale des macro-invertébrés échantillonnés (Figure 19).



**Figure 19 :** Abondance en pourcentage des différentes classes de la communauté des macro-invertébrés benthiques en fonction de la nature des oueds (altéré ou non altéré) explorés dans la région des Aurès.

**4.1.2. Variation de l'abondance par ordres des insectes benthiques**

Dans les oueds non altérés, les Trichoptères et les Éphéméroptères dominent la communauté des insectes, représentant ensemble 70,44 % de l'abondance totale. Ces ordres sont connus pour leur sensibilité à la pollution, ce qui indique des conditions de qualité de l'eau favorables dans ces environnements. Les autres ordres d'insectes, qui incluent des groupes comme les Coléoptères aquatiques et les Odonates, composent les 29,56 % restants. En revanche dans les oueds altéré, les Diptères dominent presque entièrement la communauté des insectes, avec une proportion très élevée de 99,66 %. Les Diptères, souvent associés à une tolérance accrue à la pollution, remplacent les Trichoptères et les Éphéméroptères qui sont sensibles à des conditions dégradées. Les autres ordres d'insectes ne représentent qu'une proportion minimale de l'abondance totale (Figure 20).



**Figure 20 :** Abondance totale en pourcentage des différents ordres d'insectes des oueds explorés (altéré ou non altéré) dans la région des Aurès.

**5. Evaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau par les indices taxonomiques (EPT et ratio EPT/EPT+Chironomidés)**

Nos résultats montrent que l'indice EPT de 0 dans les oueds altéré (O. El-Hai et O. El-Gourzi) indique l'absence totale d'EPT, des groupes d'invertébrés très sensibles à la pollution. Le ratio EPT/ (EPT + Chironomidés) de 0% renforce cette observation, montrant que les Chironomidés, qui sont plus tolérants à la pollution, dominent entièrement. Ces valeurs indiquent des conditions sévèrement altérées avec une perte significative de biodiversité et une dégradation de la qualité de l'eau. Dans les oueds non altéré (O. Bouilef et O. El-Ma), un indice EPT de 11 indique une bonne présence de groupes sensibles à la pollution. Le ratio EPT/(EPT

+ Chironomidés) de 97,16% indique que presque tous les individus sont des EPT, avec une très faible proportion de Chironomidés. Ces valeurs suggèrent des conditions de qualité de l'eau excellentes, non altérées, avec une communauté d'invertébrés aquatiques diversifiée et équilibrée (Tableau 24).

**Tableau 24 :** Valeurs de l'indice EPT, le ratio EPT/ EPT+Chironomidés et interprétation de la qualité de l'eau des oueds explorés.

	<b>Indice EPT</b>	<b>Ratio EPT/ (EPT+Chironomidés)</b>	<b>Qualité de l'eau</b>
Oueds altérés (O. El-Hai et O. El-Gourzi)	0	0%	Sévèrement altérée
Oueds non altérés (O. Bouilef et O. El-Ma)	11	97,16%	Non altérée

## 6. Variation de l'abondance et de la richesse de la communauté des insectes benthiques par approche basée sur les groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG)

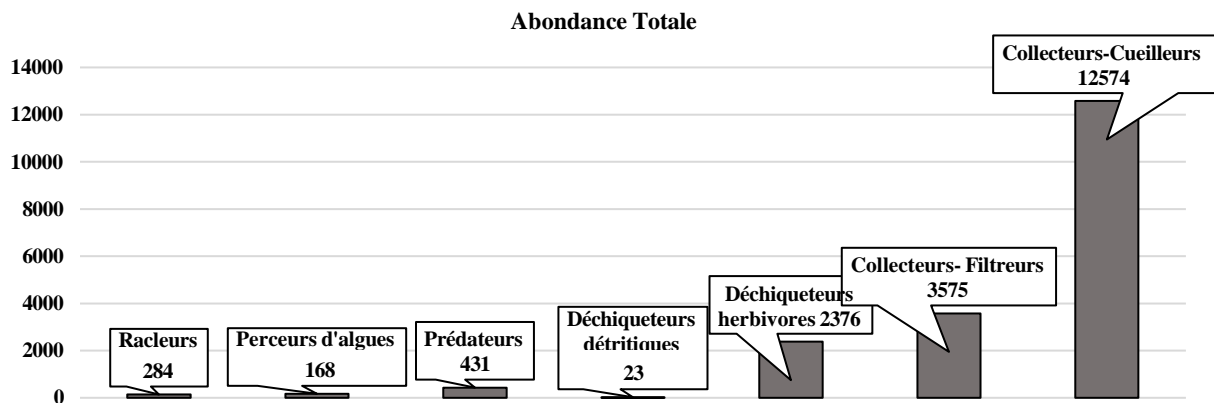
### 6.1. Inventaire global des insectes benthiques avec désignation des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG)

Au total, 19 431 insectes benthiques appartenant à 7 ordres, 37 familles et 59 taxons distincts ont été collectés dans les quatre cours d'eau explorés. Cette faune est répartie en sept groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) : Les collecteurs-cueilleurs (CC), les collecteurs-filtreurs (CF), déchiqueteurs-herbivores (DH), déchiqueteurs détritiques (DD), les racleurs (Rc), les perceurs d'algues (PA) et enfin les prédateurs (Pr).

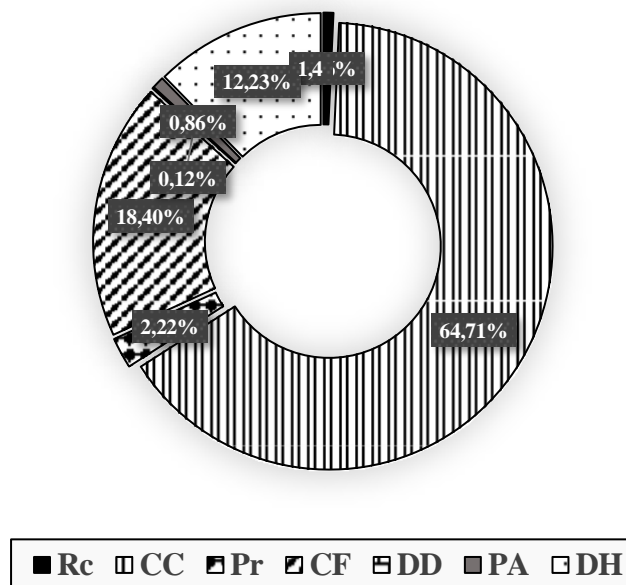
### 6.2. Abondance et proportion totale des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'insectes benthiques des oueds explorés dans la région des Aurès

Les collecteurs-cueilleurs dominent la faune des insectes benthiques avec une abondance de 12574 individus, soit une proportion de 64,71% de l'abondance totale. Ensuite, viennent les collecteurs-filtreurs et les déchiqueteurs herbivores avec 3575 individus (18,40%) et 2376 individus (12,23%) respectivement. Les prédateurs, les racleurs, les perceurs d'algues et les déchiqueteurs détritiques enregistrent 431 (2,22%), 284 (1,46%), 168 (0,86%) et 23 (0,12%) respectivement (Figures 21 et 22).

## Résultats



**Figure 21 :** Abondance totale des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) des oueds explorés dans la région des Aurès.



**Figure 22 :** Proportions totales des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) identifiés dans les oueds explorés dans la région des Aurès.

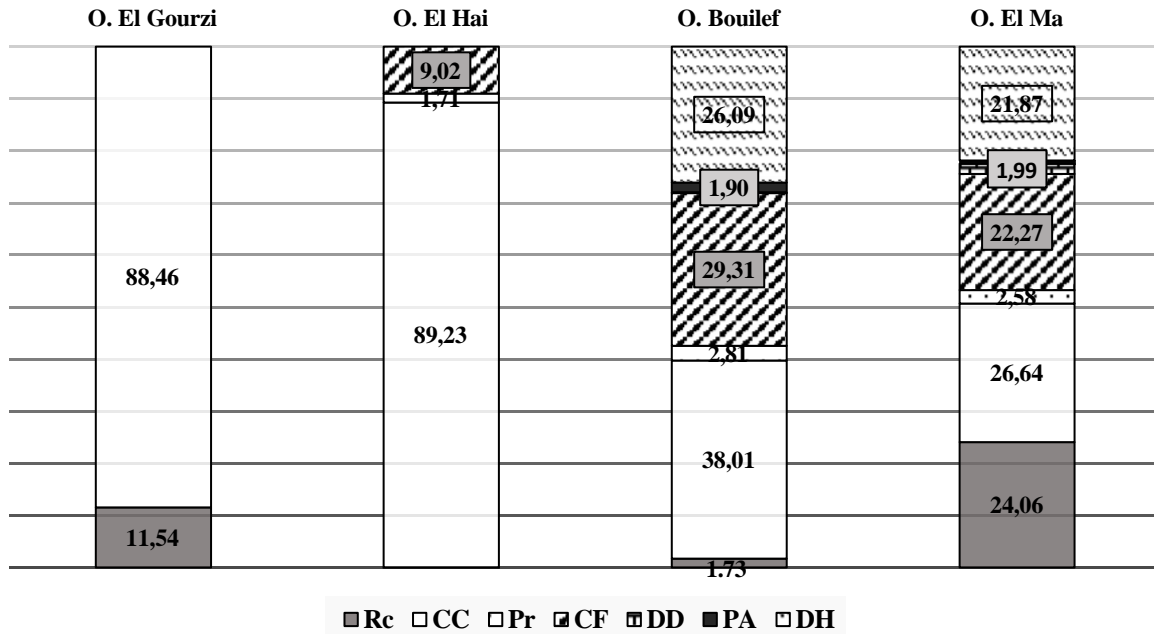
CC : collecteurs-cueilleurs, CF : collecteurs-filtreurs, DH : déchiqueteurs-herbivores, DD : déchiqueteurs détritiques, Rc : racleurs, PA : perceurs d'algues, Pr : prédateurs.

### 6.3. Abondance, proportion et richesse des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'insectes benthiques dans chaque oued exploré dans la région des Aurès

Les collecteurs-cueilleurs (CC), dominent la faune des insectes dans les cours d'eau altéré (O. El-Gourzi et O. Hai) représentant respectivement 88,46 % et 89,23 % de la population totale des insectes. Leur abondance est de 69 et 9070 individus, tandis que leur richesse est de 4 et 2 espèces dans ces oueds. En revanche, les oueds non altéré (O. Bouilef et O. El-Ma) présentent une plus grande diversité avec des proportions presque égales de collecteurs-filtreurs (CF), de

## Résultats

collecteurs-cueilleurs (CC) et de décheteteurs-herbivores (DH). Les perceurs d'algues (PA), les prédateurs (Pr) et les décheteteurs-détritiques sont également présents dans les oueds non altérés, mais en faibles proportions et richesses (Figure 23, tableaux 25,26,27 et 28).



**Figure 23 :** Proportions des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'insectes benthiques dans chaque oued exploré dans la région des Aurès.

CC : collecteurs-cueilleurs, CF : collecteurs-filtreurs, DH : décheteteurs-herbivores, DD : décheteteurs détritiques, Rc : racleurs, PA : perceurs d'algues, Pr : prédateurs.

Les tableaux suivants présentent une vue détaillée des insectes benthiques collectés dans les quatre cours d'eau étudiés, en indiquant leur répartition dans les différents groupes fonctionnels d'alimentation (FFG), ainsi que leur abondance et richesse.

Les collecteurs-cueilleurs (CC) sont le groupe le plus abondant et diversifié dans l'oued de Bouilef, avec une abondance significative et une richesse élevée (Tableau 25). Les collecteurs-filtreurs (CF) et les décheteteurs-herbivores (DH) suivent avec des abondances importantes et une richesse modérée. Les perceurs d'algues (PA) et les prédateurs (Pr) sont présents en quantités beaucoup plus faibles mais montrent une richesse intéressante. Les groupes des racleurs et décheteteurs-détritiques sont les moins représentés en termes d'abondance et de richesse.

En ce qui concerne O. El-Ma Les collecteurs-cueilleurs (CC) sont présents en nombre significatif, bien que leur abondance soit inférieure à celle du O. Bouilef. La diversité des taxons est relativement élevée dans ce groupe (Tableau 26). Les collecteurs-filtreurs (CF) montrent

## Résultats

---

une abondance notable avec une richesse modérée. Les déchetteurs-herbivores (DH) sont moins abondants avec une richesse faible, tandis que les perceurs d'algues (PA) et les prédateurs (Pr) sont très peu représentés. Les racleurs (Rc) sont relativement abondants et diversifiés, tandis que les déchetteurs-détritiques (DD) sont peu nombreux mais montrent une certaine diversité.

En ce qui concerne O. El-Hai, nos résultats montrent que les collecteurs-cueilleurs (CC) prédominent en termes d'abondance, avec une richesse modérée. Bien que leur abondance soit supérieure à celle des collecteurs-filtreurs, les collecteurs-filtreurs montrent une richesse intéressante avec une diversité notable. Les racleurs sont très peu abondants, tandis que les prédateurs, bien que moins nombreux, présentent une richesse élevée (Tableau 27).

Quant à O. El-Gourzi, les collecteurs-Cueilleurs (CC) sont présents en abondance avec une richesse élevée tandis que les racleurs (Rc) sont peu représentés en termes d'abondance et de richesse (Tableau 28).

**Tableau 25 :** Liste systématique des insectes benthiques, variation de l'abondance (Ab) et de la richesse (R) des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'oued Bouilef.

Ordre/Famille	Genre/Espèce	FFG													
		Pr		Rc		CC		CF		DH		DD		PA	
		Ab	R	Ab	R	Ab	R	Ab	R	Ab	R	Ab	R	Ab	R
<b>Odonata</b>															
Lestidae	<i>Lestides</i> sp.	1	1												
	<i>Orthetrum</i> sp.	9	1												
<b>Ephemeroptera</b>															
Baetidae	<i>Acentrella</i> sp.					1529	1								
	<i>Baetis</i> sp.					363	1								
Caenidae	<i>Caenis</i> sp.					1045	1								
Leptophlebiidae	<i>Leptophlebia</i> sp.					22	1								
	<i>Choroterpes</i> sp.					15	1								
<b>Heteroptera</b>															
Corixidae	<i>Corixa</i> sp.													8	1
	<i>Micronecta</i> sp.													4	1
Hydrometridae	<i>Hydrometra</i> sp.									1	1				
Veliidae	<i>Microvelia</i> sp.	80	1												
Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i> sp.	2	1												
<b>Coleoptera</b>															
Dytiscidae	<i>Yola</i> sp.	8	1												
	<i>Platambus</i> sp.	5	1												
	<i>Ilybius</i> sp.	2	1												
	<i>Copelatus</i> sp.	1	1												
	<i>Nebrioporus</i> sp.	1	1												
	<i>Dytiscidae</i> ind.	4	1												
Elmidae	<i>Elmis</i> sp.			150	1										
	<i>Limnius</i> sp.					4	1								
Haliplidae	<i>Haliplus</i> sp.									105	1				
Hydrophilidae	<i>Hydrophilus</i> sp.	80	1												
	<i>Crenitis</i> sp.	11	1												
	<i>Hemisphaera</i> sp.	10	1												
	<i>Berosus</i> sp.	3	1												

Scirtidae	<i>Hydrocyphon</i> sp.													140	1
	<i>Cyphon</i> sp.													8	1
Staphylinidae	<i>Stenus</i> sp.	2	1												
	<i>Stenus guttula</i>	2	1												
<b>Trichoptera</b>															
Brachycentridae	<i>Brachycentrus</i> sp.							2	1						
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> sp.							1984	1						
	<i>Cheumatopsyche</i> sp.							3	1						
Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i> sp.												5	1	
Sericostomatidae	<i>Sericostoma</i> sp.									2160	1				
<b>Diptera</b>															
Dixidae	<i>Dixa</i> sp.					123	1								
	<i>Dixidae</i> ind.					1	1								
Ceratopogonidae	<i>Ceratopogonidae</i> ind.	15	1												
Chaoboridae	<i>Chaoborus</i> sp.	8	1												
Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.					192	1								
Psychodidae	<i>Psychodidae</i> ind.					6	1								
Ptychopteridae	<i>Ptychoptera</i> sp.					1	1								
Simuliidae	<i>Simuliini</i> ind. (tribu)							1	1						
	<i>Prosimuliini</i> ind. (tribu)							556	1						
Tipulidae	<i>Tipula</i> sp.											13	1		
<b>Total</b>		<b>244</b>	<b>18</b>	<b>150</b>	<b>1</b>	<b>3301</b>	<b>11</b>	<b>2546</b>	<b>5</b>	<b>2266</b>	<b>3</b>	<b>13</b>	<b>1</b>	<b>165</b>	<b>5</b>

Les collecteurs-cueilleurs (CC), les collecteurs-filtreurs (CF), déchetueurs-herbivores (DH), déchetueurs détritiques (DD), les racleurs (Rc), les perceurs d'algues (PA) et enfin les prédateurs (Pr). Abondance (Ab), Richesse (R).

**Tableau 26 :** Liste systématique des insectes benthiques, variation de l'abondance (Ab) et de la richesse (R) des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'oued El-Ma.

Ordre/Famille	Genre/Espèce	FFG													
		Pr		Rc		CC		FC		DH		DD		PA	
		Ab	R	Ab	R	Ab	R	Ab	R	Ab	R	Ab	R	Ab	R
<b>Odonata</b>															
Odonata und	<i>Odonata ind.</i>	1	1												
<b>Ephemeroptera</b>															
Baetidae	<i>Acentrella sp.</i>					5	1								
<b>Plecoptera</b>															
Capniidae	<i>Capnioneura sp.</i>											2	1		
<b>Heteroptera</b>															
Hydrometridae	<i>Hydrometra sp.</i>									110	1				
Nepidae	<i>Nepa sp.</i>	1	1												
Gerridae	<i>Gerris sp.</i>	2	1												
Notonectidae	<i>Notonecta glauca</i>	2	1												
<b>Coleoptera</b>															
Dytiscidae	<i>Copelatus sp.</i>	1	1												
Elmidae	<i>Elmis sp.</i>			64	1										
	<i>Limnius sp.</i>					39	1								
	<i>Elmidae ind.</i>			1	1										
Scirtidae	<i>Hydrocyphon sp.</i>													3	1
Staphylinidae	<i>Stenus guttula</i>	3	1												
<b>Trichoptera</b>															
Brachycentridae	<i>Brachycentrus sp.</i>							40	1						
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche sp.</i>							43	1						
Glossosomatidae	<i>Glossosoma sp.</i>			56	1										
<b>Diptera</b>															
Dixidae	<i>Dixa sp.</i>					30	1								
Chironomidae	<i>Chironomus sp.</i>					44	1								
Psychodidae	<i>Psychodidae ind.</i>					2	1								
Ptychopteridae	<i>Ptychoptera sp.</i>					8	1								
Stratiomyidae	<i>Stratiomyidae ind.</i>					6	1								
Tabanidae	<i>Tabanus sp.</i>	3	1												

Simuliidae	<i>Simuliini</i> ind. (tribu)							14	1						
	<i>Prosimuliini</i> ind. (tribu)							15	1						
Tipulidae	<i>Tipula</i> sp.											8	1		
<b>Total</b>		<b>13</b>	<b>7</b>	<b>121</b>	<b>3</b>	<b>134</b>	<b>7</b>	<b>112</b>	<b>4</b>	<b>110</b>	<b>1</b>	<b>10</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>

Les collecteurs-cueilleurs (CC), les collecteurs-filtreurs (CF), déchetteurs-herbivores (DH), déchetteurs détritiques (DD), les racleurs (Rc), les perceurs d'algues (PA) et enfin les prédateurs (Pr). Abondance (Ab), Richesse (R).

**Tableau 27 :** Liste systématique des insectes benthiques, variation de l'abondance (Ab) et de la richesse (R) des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'oued El-Hai.

Ordre/Famille	Genre/Espèce	FFG							
		Pr		Rc		CC		CF	
		Ab	R	Ab	R	Ab	R	Ab	R
<b>Coleoptera</b>									
Dytiscidae	<i>Nebrioporus</i> sp.	23	1						
Dytiscidae	<i>Dytiscidae</i> ind.	8	1						
Elmidae	<i>Elmis</i> sp.			4	1				
Staphylinidae	<i>Staphylinidae</i> ind.	20	1						
<b>Diptera</b>									
Dixidae	<i>Dixa</i> sp.					216	1		
Chaoboridae	<i>Chaoborus</i> sp.	123	1						
Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.					8854	1		
Simuliidae	<i>Simuliini</i> ind. (tribu)							290	1
	<i>Prosimuliini</i> ind. (tribu)							58	1
Culcidae	<i>Culex</i> sp.							569	1
<b>Total</b>		<b>174</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>9070</b>	<b>2</b>	<b>917</b>	<b>3</b>

Les collecteurs-cueilleurs (CC), les collecteurs-filtreurs (CF), les racleurs (Rc) et enfin les prédateurs (Pr). Abondance (Ab), Richesse (R).

**Tableau 28 :** Liste systématique des insectes benthiques, variation de l'abondance (Ab) et de la richesse (R) des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) d'oued El-Gourzi.

Ordre/Famille	Genre/Espèce	FFG			
		Rc		CC	
		Ab	R	Ab	R
<b>Diptera</b>					
Psychodidae	<i>Psychoda</i> sp.			19	1
	<i>Clogmia</i> sp.			5	1
	<i>Psychodidae</i> ind.			3	1
Thaumaleidae	<i>Thaumaleidae</i> ind.	9	1		
Syrphidae	<i>Eristalis</i> sp.			42	1
	<b>Total</b>	<b>9</b>	<b>1</b>	<b>69</b>	<b>4</b>

Les collecteurs-cueilleurs (CC) et les racleurs (Rc). Abondance (Ab), Richesse (R).

**6.4. Variation de l'abondance des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) selon le degré d'altération des oueds explorés dans la région des Aurès.**

Les résultats du test Mann-Whitney sur la variation de l'abondance des FFG selon la nature des oueds montrent que les oueds non altéré (O. Bouilef et O. El-Ma), avaient significativement des rangs moyens d'abondance plus élevés pour les racleurs ( $p = 0,005$ ), les perceurs d'algues ( $p = 0,000$ ), les déchetiqueurs détritiques ( $p = 0,02$ ), les déchetiqueurs herbivores ( $p = 0,000$ ) et enfin les collecteurs-filtreurs ( $p = 0,018$ ). Aucune différence significative n'a été enregistrée pour les collecteurs-cueilleurs ( $p = 0,527$ ), ni pour les prédateurs ( $p = 0,103$ ) (Tableau 29).

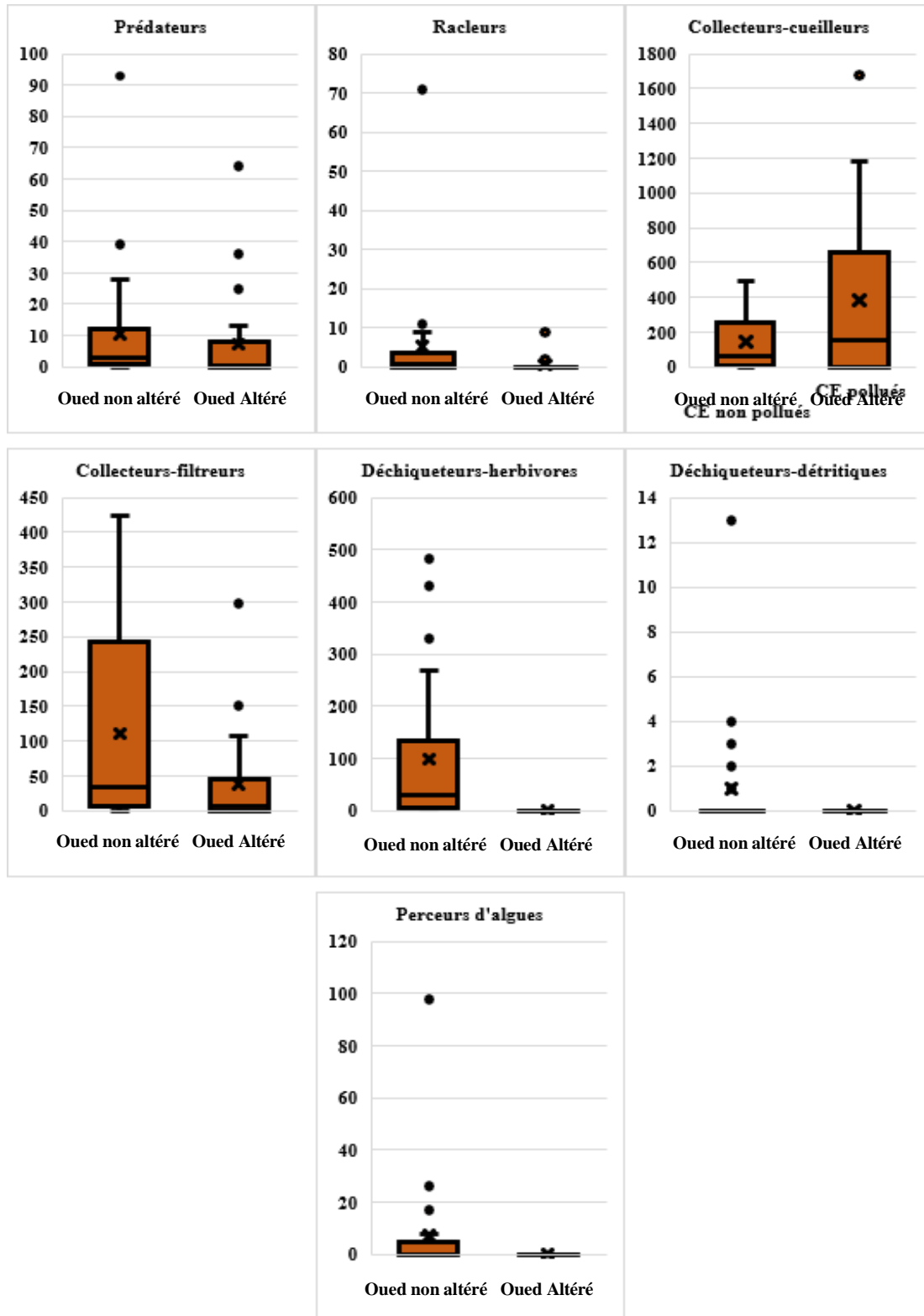
**Tableau 29 :** Variation de l'abondance des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) selon le degré d'altération des oueds explorés dans la région des Aurès.

FFG	Degré d'altération	Abondance	Rangs		Valeur ( $p$ )
			Rang moyen	Somme des rangs	
Rc	Non altéré	284	29,15	699,50	<b>0,005</b>
	Altéré	13	19,85	476,50	
PA	Non altéré	168	30,00	720,00	<b>0,000</b>
	Altéré	0	19,00	456,00	
DD	Non altéré	23	27,00	648,00	<b>0,020</b>
	Altéré	0	22,00	528,00	
DH	Non altéré	2376	36,50	876,00	<b>0,000</b>
	Altéré	0	12,50	300,00	
CC	Non altéré	3435	23,23	557,50	0,527
	Altéré	9139	25,77	618,50	
CF	Non altéré	2658	29,21	701,00	<b>0,018</b>
	Altéré	917	19,79	475,00	
Pr	Non altéré	257	27,73	665,50	0,103
	Altéré	174	21,27	510,50	

Les collecteurs-cueilleurs (CC), les collecteurs-filtreurs (CF), déchetiqueurs-herbivores (DH), déchetiqueurs détritiques (DD), les racleurs (Rc), les perceurs d'algues (PA) et enfin les prédateurs (Pr).

Les valeurs des médianes et des valeurs aberrantes de l'abondance des différents FFG sont figurées dans la figure ci-dessous (Figure 24).

## Résultats



**Figure 24** : Boîtes à moustaches représentant l'abondance des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) selon le degré d'altération des cours d'eau explorés dans la région des Aurès.

**6.5. Variation de la richesse des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) selon le degré d'altération des oueds explorés dans la région des Aurès.**

Les résultats du test Mann-Whitney sur la variation de la richesse des FFG selon la nature des oueds montrent que les oueds non altérés avaient significativement des rangs moyens de la richesse plus élevés que les oueds altérés pour tous les groupes FFG (Tableau 30).

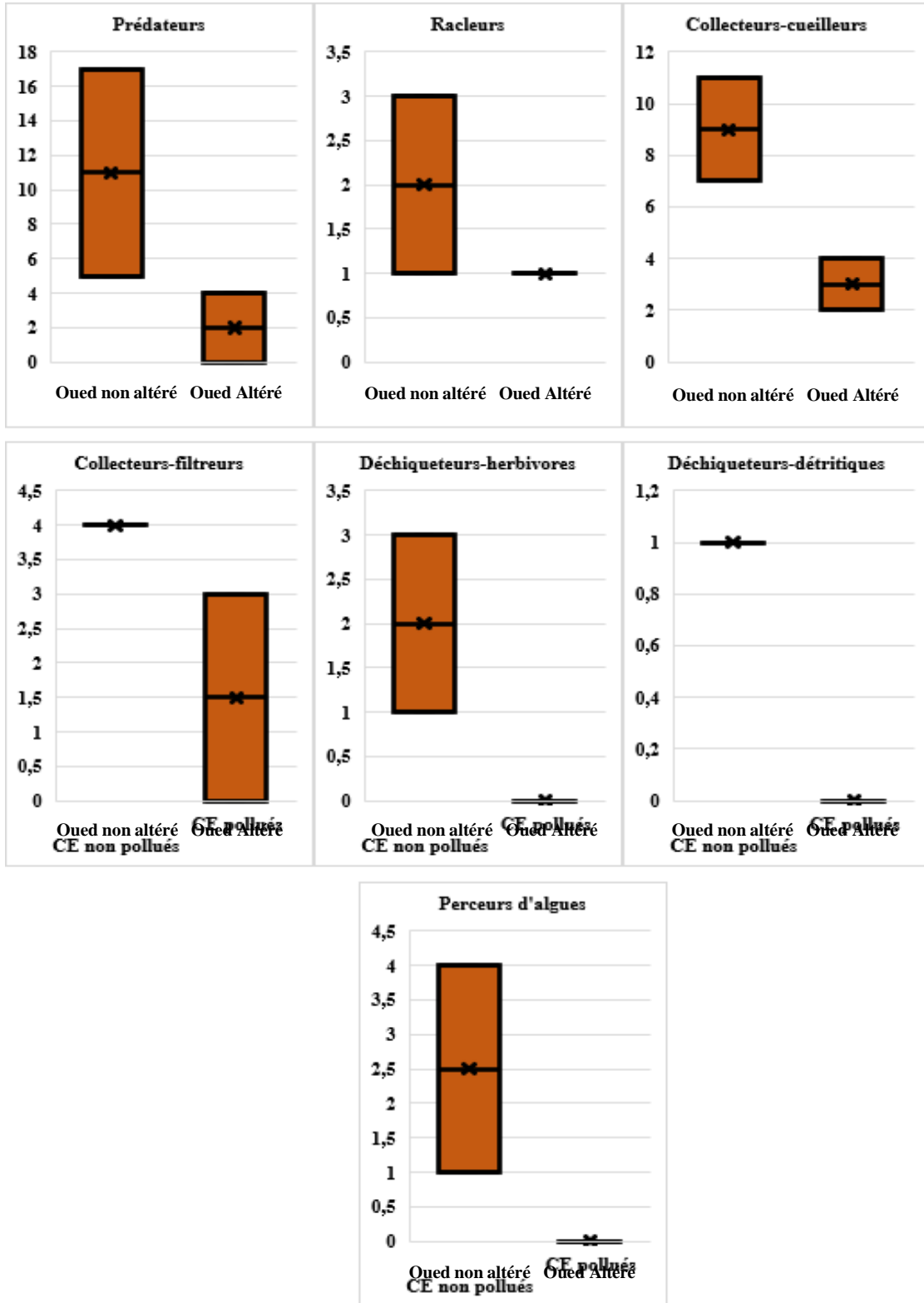
**Tableau 30 :** Variation de la richesse des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) selon le degré d'altération des oueds explorés dans la région des Aurès.

FFG	Degré d'altération	Richesse	Rangs		Valeur (p)
			Rang moyen	Somme des rangs	
Rc	Non altéré	3	29,19	700,50	0,004
	Altéré	2	19,81	475,50	
PA	Non altéré	5	30,00	720,00	0,000
	Altéré	0	19,00	456,00	
DD	Non altéré	2	27,00	648,00	0,019
	Altéré	0	22,00	528,00	
DH	Non altéré	3	36,50	876,00	0,000
	Altéré	0	12,50	300,00	
CC	Non altéré	12	31,81	763,50	0,000
	Altéré	6	17,19	412,50	
CF	Non altéré	5	31,25	750,00	0,000
	Altéré	3	17,75	426,00	
Pr	Non altéré	23	28,42	682,00	0,045
	Altéré	4	20,58	494,00	

Les collecteurs-cueilleurs (CC), les collecteurs-filtreurs (CF), déchiqueteurs-herbivores (DH), déchiqueteurs détritiques (DD), les racleurs (Rc), les perceurs d'algues (PA) et enfin les prédateurs (Pr).

Les valeurs des médianes et des valeurs aberrantes de la richesse des différents FFG sont figurées dans la figure ci-dessous (Figure 25).

## Résultats



**Figure 25 :** Boîtes à moustaches représentant la richesse des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) selon le degré d'altération des cours d'eau explorés dans la région des Aurès.

### **7. Variation des ratios des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) des oueds explorés dans la région des Aurès**

Les résultats des ratios FFG des oueds explorés dans la région étudiée ont révélé les points suivants (Tableau 31) :

- Quelle que soit la nature de l'oued exploré (altéré ou non altéré), l'indice d'autotrophie/hétérotrophie (A/H) était toujours inférieur à 0,75. Ceci qualifie les oueds étant hétérotrophes, ce qui indique leur dépendance à la disponibilité de la matière organique (allochtone) riveraine ou à la matière organique provenant des eaux usées respectivement.
- L'indice de déchetage (ID) est un indicateur de la disponibilité des ressources alimentaires (végétation riveraine) pour les décheteurs. Les oueds non altérés présentaient un indice supérieur à 0,25 (moyenne Ratio = 0,44), ce qui indique la disponibilité des décheteurs se nourrissant de la matière organique de la zone riveraine. En revanche, les oueds altérés présentaient un indice fortement inférieur au seuil 0,25 (moyenne Ratio = 0,0001), indiquant ainsi une forte absence des décheteurs et de la matière organique de la zone riveraine.
- Les indices Filtreur-collecteur (IFC) étaient supérieurs au seuil de 0,5 dans les oueds non altéré (moyenne Ratio = 0,80). En revanche, les oueds altérés enregistraient des indices trop faibles (moyenne ratio = 0,05). Des indices élevés indiquent une grande disponibilité des collecteurs-filtreurs par rapport aux collecteurs-cueilleurs.
- Pour l'indice de stabilité de l'habitat (ISH), la moyenne du ratio dans l'oued non altéré était fortement supérieure au seuil de 0,5 (Moyenne ratio = 1,53), ce qui indique une abondance des substrats stables pour la fixation des racleurs et des filtreurs-cueilleurs tels que les rochers, les galets, les débris ligneux volumineux et les plantes aquatiques. En revanche, les oueds altérés enregistraient une moyenne ratio trop faible (moyenne ratio = 0,11), indiquant ainsi une absence ou une faible présence des substrats stables.
- Enfin, les indices de Contrôle des prédateurs (ICP) dans les oueds altéré et altéré étaient faibles, avec une moyenne ratio de 0,01 et 0,02 respectivement.

**Tableau 31 :** Ratios des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) des oueds explorés dans la région des Aurès.

Indices FFG	Ratios FFG	Valeurs des Ratios				Moyenne Ratios	
		O. El-Gourzi	O. El-Hai	O. Bouilef	O. El Ma	O. altéré	O. non altéré
A/H	$Rc + DH + PA / DD + CC + FC$	0,13	0,00	0,44	0,65	0,06	0,46
ID	$DD + DH / CC + FC$	0,00	0,0002	0,39	0,49	0,0001	0,44
IFC	$FC / GC$	0,00	0,10	0,77	0,83	0,05	0,80
ISH	$FC + Rc + DH / DD + CC$	0,13	0,10	1,50	1,40	0,11	1,53
ICP	$P / \text{total de FFG}$	0,00	0,02	0,03	0,03	0,01	0,02

A/H : Indice d'autotrophie/ d'hétérotrophie ; ID : Indice de déchetage ; IFC : Indice Filtreur- collecteur ; ISH : Indice stabilité de l'habitat ; ICP : Indice Contrôle des prédateurs

### 8. Influence du type de substrat sur l'abondance et la richesse périodique des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) : cas particulier d'oued Bouilef

L'étude de l'influence du type de substrat sur l'abondance et la richesse périodique des FFG s'est concentrée uniquement sur l'oued Bouilef, et ce pour plusieurs raisons. Les stations de cet oued ont été visitées chaque mois pendant la période d'étude, de septembre 2021 à août 2022, contrairement aux autres oueds où les visites étaient réalisées de manière saisonnière. Ces visites mensuelles nous permettent de comparer les moyennes de l'abondance et la richesse saisonnières à l'aide d'un test statistique adéquat, le test *t* de Student. De plus, il présente une grande diversité et les cinq groupes fonctionnels étudiés y étaient présents, à savoir les collecteurs-cueilleurs, les collecteurs-filtreurs, les déchetage herbivores, les prédateurs et les racleurs. En outre, divers types de substrats y étaient présents, incluant le sable fin, le sable grossier, les galets, les rochers et les macrophytes émergentes.

#### 8.1. Variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau d'oued Bouilef

Les paramètres physico-chimiques de l'eau ont montré de petites variations pendant la période humide et la période sèche. La température de l'eau, le pH, la conductivité, les solides dissous totaux et l'oxygène dissous sont légèrement plus élevée en période sèche. Les niveaux de turbidité sont presque identiques entre les périodes. La salinité est stable entre les périodes tandis que la profondeur est légèrement plus grande en période humide. Bien que la vitesse montre une différence notable entre les périodes avec une valeur de  $p = 0.04$ , les valeurs indiquent que la vitesse est considérablement plus élevée en période humide (Tableau 32).

## Résultats

**Tableau 32 :** Variation périodique des paramètres physico-chimiques de l'eau d'oued Bouilef. Les valeurs des paramètres sont des moyennes  $\pm$  écart-type. Les valeurs *p* correspondent aux résultats des tests t.

Paramètres	Période sèche (27 visites, 135 échantillons)	Période humide (9 visites, 45 échantillons)	Valeur ( <i>p</i> )
T (°C)	27.33 $\pm$ 0.63	26.33 $\pm$ 1.13	0.44
pH	8.03 $\pm$ 0.03	7.88 $\pm$ 0.11	0.20
Conductivité électrique ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	782.48 $\pm$ 6.37	766.44 $\pm$ 5.87	0.17
Turbidité (NTU)	14.82 $\pm$ 1.55	15.33 $\pm$ 2.16	0.67
TDS ( $\text{mg L}^{-1}$ )	390.04 $\pm$ 3.58	382.33 $\pm$ 4.04	0.19
Salinité (%)	0.34 $\pm$ 0.01	0.35 $\pm$ 0.01	0.72
DOM ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0.59 $\pm$ 0.11	0.33 $\pm$ 0.16	0.06
Oxygène dissous ( $\text{mg L}^{-1}$ )	2.00 $\pm$ 0.16	1.93 $\pm$ 0.43	0.30
Profondeur (cm)	9.78 $\pm$ 0.82	10.33 $\pm$ 0.57	0.68
Vélocité	1.97 $\pm$ 0.37	3.33 $\pm$ 0.08	<b>0.04</b>

### 8.2. Variation périodique de l'abondance et de la richesse moyennes des insectes benthiques d'oued Bouilef

Au total, nous avons collecté 8599 spécimens appartenant à six ordres, 26 familles et 39 genres/espèces au cours de la période étudiée. Les Coléoptères étaient l'ordre le plus diversifié avec 15 taxons (Tableau 33). Les Trichoptères étaient les taxons les plus abondants avec 4159 individus, suivis par les Éphéméroptères, les Diptères et les Coléoptères avec respectivement 3009, 935 et 391 individus. Les Hétéroptères et les Odonates n'ont été trouvés qu'avec 95 et 10 individus respectivement. Les familles les plus abondantes étaient : les Sericostomatidae (2148 individus), les Hydropsychidae (2004), les Baetidae (1921) et les Caenidae (1053). En termes de nombre d'individus, les FFG dominants étaient : les collecteurs-cueilleurs (3371 individus), suivis des collecteurs-filtreurs (2943) ; les déchiqueteurs-herbivores (1753) ; les prédateurs (102) et les racleurs (150).

**Tableau 33 :** Inventaire systématique des insectes benthiques identifiés dans oued Bouilef et leur groupe fonctionnel d'alimentation (FFG).

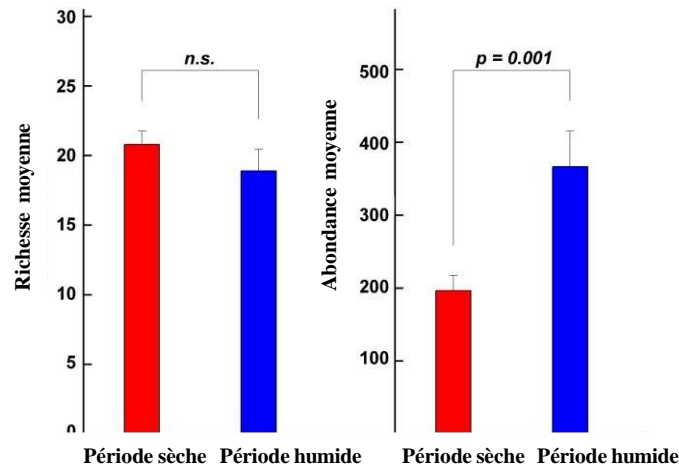
Ordre / Famille	FFG	Genre / Espèce
<b>Odonata</b>		
Lestidae	Prédateurs	<i>Lestides</i> sp. <i>Orthetrum</i> sp.
<b>Ephemeroptera</b>		
Baetidae	Collecteurs-cueilleurs	<i>Acentrella</i> sp. <i>Baetis</i> sp.

## Résultats

Caenidae	Collecteurs-cueilleurs	<i>Caenis</i> sp.
Leptophlebiidae	Collecteurs-cueilleurs	<i>Leptophlebia</i> sp. <i>Choroterpes</i> sp.
<b>Heteroptera</b>		
Corixidae	Racleurs	<i>Corixa</i> sp. <i>Micronecta</i> sp.
Hydrometridae	Déchiqueteurs-herbivores	<i>Hydrometra</i> sp.
Veliidae	Prédateurs	<i>Microvelia</i> sp.
Mesoveliidae	Prédateurs	<i>Mesovelia</i> sp.
<b>Coleoptera</b>		
Dytiscidae	Prédateurs	<i>Yola</i> sp. <i>Platambus</i> sp. <i>Ilybius</i> sp. <i>Copelatus</i> sp. <i>Nebrioporus</i> sp. Dytiscidae ind.
Elmidae	Racleurs	<i>Elmis</i> sp.
	Collecteurs-cueilleurs	<i>Limnius</i> sp.
Haliplidae	Déchiqueteurs-herbivores	<i>Haliplus</i> sp.
Hydrophilidae	Prédateurs	<i>Hydrophilus</i> sp. <i>Crenitis</i> sp. <i>Hemisp.haera</i> sp. <i>Berosus</i> sp.
		<i>Hydrocyphon</i> sp.
		<i>Cyphon</i> sp.
		<i>Stenus</i> sp.
Staphylinidae	Prédateurs	<i>Stenus</i> sp.
<b>Trichoptera</b>		
Brachycentridae	Collecteurs-filtreurs	<i>Brachycentrus</i> sp.
Hydropsychidae	Collecteurs-filtreurs	<i>Hydropsyche</i> sp. <i>Cheumatopsyche</i> sp.
Hydroptilidae	Déchiqueteurs-herbivores	<i>Hydroptila</i> sp.
Sericostomatidae	Déchiqueteurs-herbivores	<i>Sericostoma</i> sp.
<b>Diptera</b>		
Dixidae	Collecteurs-cueilleurs	<i>Dixa</i> sp.
Ceratopogonidae	Prédateurs	Ceratopogonidae ind.
Chaoboridae	Prédateurs	<i>Chaoborus</i> sp.
Chironomidae	Collecteurs-cueilleurs	<i>Chironomus</i> sp.
Psychodidae	Collecteurs-cueilleurs	Psychodidae ind.
Ptychopteridae	Collecteurs-cueilleurs	<i>Ptychoptera</i> sp.
Simuliidae	Collecteurs-filtreurs	Simuliini (tribu) Prosimuliini (tribu)
Tipulidae	Déchiqueteurs-herbivores	<i>Tipula</i> sp.

## Résultats

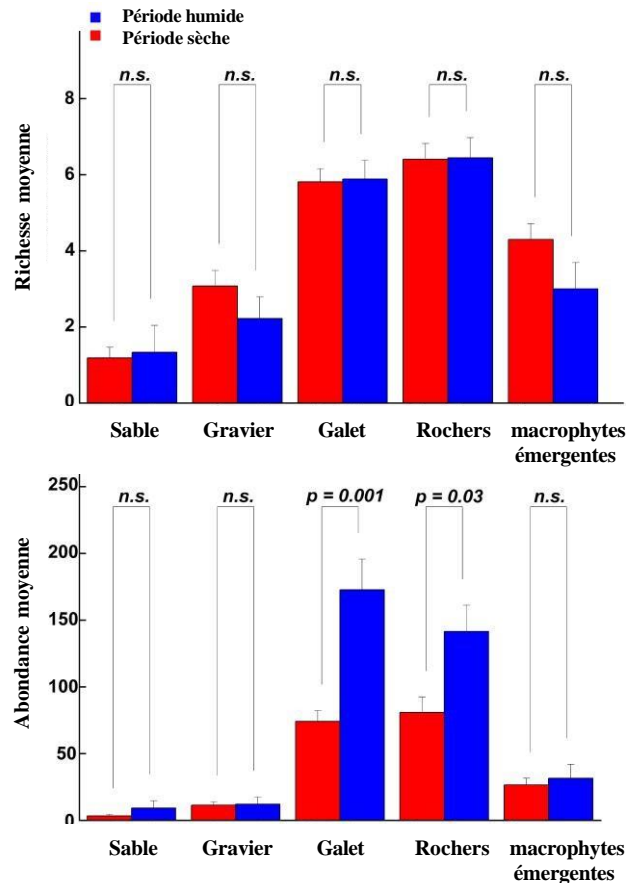
Le test  $t$  de Student a montré une différence significative dans l'abondance moyenne des insectes benthiques entre les périodes d'échantillonnages. L'abondance était plus élevée pendant la période humide ( $p = 0,001$ ) que pendant la période sèche. Cependant, la richesse moyenne n'a pas différé significativement entre les deux périodes ( $p = 0,22$ ) (Figure 26).



**Figure 26 :** Variation périodique de la richesse et de l'abondance moyenne des insectes benthiques d'oued Bouilef (n.s. différence non significative).

### 8.3. Variation périodique de l'abondance et de la richesse moyennes des insectes benthiques d'oued Bouilef en fonction du type de substrat

Les analyses ont montré des différences significatives dans l'abondance moyenne des insectes benthiques en fonction du type de substrat entre la période sèche et humide. Pendant la période humide, les galets ( $p = 0,001$ ) et les rochers ( $p = 0,03$ ) contiennent significativement plus d'insectes benthiques que pendant la période sèche (Figure 24). Il n'y avait pas de différences significatives dans l'abondance moyenne des insectes pour les autres types de substrats. Pas de différences périodiques significatives dans la richesse moyenne en taxons selon les types de substrat : sable ( $p = 0,81$ ), gravier ( $p = 0,85$ ), galet ( $p = 0,41$ ), rochers ( $p = 0,57$ ), et macrophytes émergents ( $p = 0,06$ ) (Figure 27).



**Figure 27 :** Variation périodique de la richesse moyenne en taxons et de l'abondance moyenne des insectes benthiques en fonction des types de substrats (*n.s.* différence non significative).

#### 8.4. Variation périodique de l'abondance et de la richesse des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) en fonction du type de substrat

L'ANOVA non paramétrique a révélé des différences saisonnières significatives dans l'abondance moyenne des collecteurs-cueilleurs, des collecteurs-filtreurs et des déchetueurs-herbivores selon les différents substrats. Cependant, aucunes différences n'ont été enregistrées pour les racleurs ( $p = 0,08$  ;  $p = 0,09$ ) et les prédateurs ( $p = 0,22$  ;  $p = 0,29$ ), pendant la période humide et la période sèche respectivement.

Les comparaisons par paires à l'aide de tests de Kruskal-Wallis (Tableau 34), ont révélé qu'il n'y avait aucune variation significative dans le rang moyen d'abondance pour les collecteurs-cueilleurs et les collecteurs-filtreurs entre les galets et les rochers pendant les deux périodes (Groupe A). De même, aucune différence significative n'a été observée entre les macrophytes émergents, le sable grossier et le sable fin (Groupe B).

Cependant, il est important de noter que les collecteurs-cueilleurs et les collecteurs-filtreurs ont montré une plus grande abondance sur les galets et les rochers par rapport aux

## Résultats

autres substrats. De plus, dans le cas des macrophytes émergentes (Groupe A), il y avait une plus grande abondance de déchetteurs-herbivores par rapport aux autres substrats, y compris les galets et les rochers (Groupe B), le sable grossier et le sable fin (Groupe C) (Tableau 34).

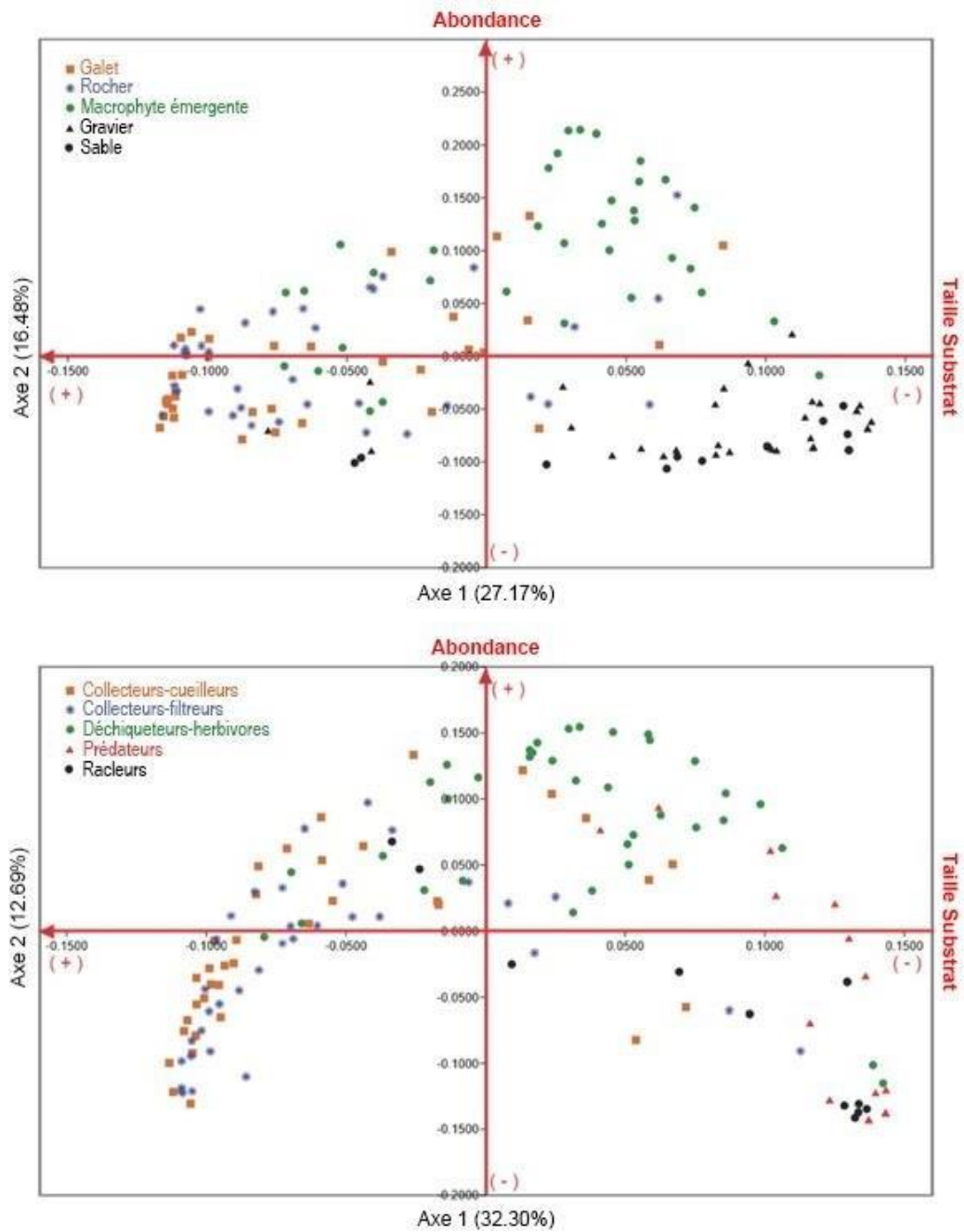
Aucune variation significative n'a été observée dans le rang moyen de la richesse des FFG entre les substrats pendant les deux périodes d'échantillonnages.

**Tableau 34 :** Variation de l'abondance des FFG selon les types de substrats et les périodes d'échantillonnages (A, B et C indiquent les groupes de rangs moyens identiques).

FFG	Période	Galet	Rocher	Macrophytes émergentes	Sable grossier	Sable fin
Collecteurs-cueilleurs	Humide	94,83 (A)	95,26 (A)	59,43 (B)	57,50 (B)	32,98 (B)
	Sèche	38,22 (A)	33,56 (A)	17,89 (B)	14,89 (B)	10,44 (B)
Collecteurs-filtreurs	Humide	101,04 (A)	99,30 (A)	55,25 (B)	49,81 (B)	34,33 (B)
	Sèche	39,44 (A)	33,56 (A)	15,39 (B)	14,50 (B)	12,11 (B)
Déchetteurs-herbivores	Humide	94,04 (B)	64,46 (B)	102,82 (A)	44,39 (C)	34,30 (C)
	Sèche	26,28 (B)	29,78 (B)	37,78 (A)	13,67 (C)	7,50 (C)

Les résultats de la PCoA ont montré une séparation nette entre l'abondance des FFG selon les types de substrats. Les substrats allant des galets aux rochers, de taille intermédiaire à grande, étaient situés du côté gauche de l'axe 1 et se caractérisaient par une abondance élevée et homogène d'insectes benthiques, notamment pour les collecteurs-cueilleurs et les collecteurs-filtreurs. En revanche, les substrats allant du sable grossier au sable fin, de taille plus petite, étaient regroupés du côté droit de l'axe 1 et présentaient une faible abondance de prédateurs et de racleurs. Les macrophytes émergents étaient répartis sur toute l'ordination et présentaient une abondance intermédiaire pour les déchetteurs-herbivores (Figure 28).

## Résultats



**Figure 28 :** Distribution de l'abondance des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes benthiques (FFG) en fonction de la taille du substrat.



# **Discussions**

### Discussions

#### 1. Conditions environnementales et variation de la qualité physico-chimique et microbiologique des oueds explorés

Les oueds dans les climats semi-arides et arides sont caractérisés par des variations importantes de leurs conditions environnementales, telles que la largeur, la profondeur et la vitesse, influencées par plusieurs facteurs comme les précipitations irrégulières, les inondations, les crues soudaines, l'érosion et la sédimentation, principalement observées pendant la période sèche, la végétation limitée et les impacts anthropiques. Tous ces éléments jouent un rôle crucial dans la détermination des conditions environnementales des oueds (Morisawa, 1985 ; Tooth, 2000 ; Ries & Crouse, 2002).

En période humide, les O. Bouilef et O. Ma se distinguent par leur faible largeur et profondeur par rapport à la période sèche. Nos évaluations ont montré que la largeur et la profondeur de ces oueds durant cette période ne dépassent pas 4 mètres et 14 cm, respectivement. En revanche, pendant la période sèche, marquée par des inondations et des crues soudaines, la largeur et la profondeur peuvent atteindre 7 mètres et 20 cm, respectivement.

Pendant les crues, les oueds peuvent s'élargir considérablement pour accommoder le volume d'eau supplémentaire, et leur profondeur augmente également. Cependant, en période humide, les précipitations fréquentes mais hydrologiquement stables maintiennent une vitesse stable, ainsi qu'une faible largeur et profondeur.

L'érosion et la sédimentation jouent un rôle crucial dans la détermination de la largeur et de la profondeur des oueds (Knighton, 1998). Les crues soudaines observées durant la période sèche peuvent provoquer une érosion significative des berges et du lit de l'oued et transporter des sédiments, qui se déposent lorsque l'eau ralentit. Cela peut entraîner la formation de dépôts alluviaux, augmentant la profondeur et la largeur du lit de l'oued.

Pour les oueds altéré El-Gourzi et El-Hai, nos évaluations ont montré que la vitesse, la largeur et la profondeur sont plus importantes par rapport à O. Bouilef et O. El-Ma, atteignant respectivement une vitesse rapide, 12 mètres et 25 cm. Cela est dû au débit fort et stable des eaux usées provenant de l'urbanisation, des usines et de l'agriculture. Ces activités humaines augmentent l'érosion et la sédimentation, modifiant la morphologie naturelle des oueds (Cheng et al., 2016). De plus, l'absence de végétation riveraine diminue la stabilisation des berges, ce qui peut accroître l'érosion et la variabilité de la largeur et de la profondeur des oueds.

## Discussions

---

L'altitude dans les stations étudiées varie de 505 à 1450 m, ce qui reflète des pentes plus ou moins importantes. La station S3 de O. El-Hai se situe à l'altitude la plus basse, à 505 mètres, tandis que la station S1 de O. El-Ma était la plus élevée, avec une altitude estimée à 1450 m. Les pentes diminuent à mesure que l'altitude baisse de l'amont vers l'aval.

La température de l'eau présente des variations nettes dans l'ensemble des oueds prospectés, avec la valeur la plus basse enregistrée à O. El-Ma (4,4 °C) et la plus élevée à O. Bouilef (32,1 °C).

Cependant, aucune variation périodique significative de la température de l'eau n'a été constatée, que ce soit au sein de chaque oued ou entre les oueds altéré et non altéré. Plusieurs facteurs contribuent à la stabilité de la température de l'eau, malgré les conditions climatiques extrêmes des régions arides et semi-arides des Aurès (Caissie, 2006 ; Riley & Dodds, 2013).

Pour les oueds non altérés tels que O. Bouilef et O. El-Ma, l'eau provient de sources souterraines profondes, ce qui leur permet de maintenir une température plus constante. Les eaux souterraines, issues souvent de nappes phréatiques, ne subissent pas de variations de température aussi importantes que celles de surface (Todd & Mays, 2005). De plus, la végétation dense le long des berges offre une ombre significative, réduisant l'exposition directe de l'eau au rayonnement solaire et contribuant ainsi à une température plus stable entre la période humide et la période sèche, en limitant le réchauffement diurne.

Le débit constant de ces oueds joue également un rôle crucial dans la stabilité thermique, car les fluctuations de température sont moins marquées lorsque l'eau circule en continu. Enfin, les interactions atmosphériques sont limitées en raison de la faible humidité relative et de l'absence de grandes masses d'eau environnantes (Larned & Datry, 2013). Bien que les variations de température de l'air puissent être extrêmes, elles n'ont pas toujours un impact direct et immédiat sur la température de l'eau, surtout si d'autres facteurs stabilisateurs sont présents.

Pour les oueds altéré (O. El-Hai et O. El-Gourzi). En plus des interactions atmosphériques réduites, le débit constant des eaux usées peut contribuer à maintenir une température stable entre la période sèche et humide. L'effet tampon des eaux usées peut jouer son rôle dans l'amortissement des variations de température de l'eau entre les deux périodes en raison de la présence de diverses substances dissoutes et en suspension (Rivers-Moore et al., 2013).

## Discussions

---

Les eaux des oueds examinés sont majoritairement alcalines, avec des valeurs de pH allant de 7,40 à 8,80. Cette alcalinité résulte à la fois de facteurs naturels, tels que la géologie et la présence de minéraux, et de possibles influences humaines comme l'agriculture ou les rejets industriels. Les variations de pH entre les différents oueds indiquent des différences dans les sources d'eau ou les influences locales. En règle générale, ces niveaux de pH sont bénéfiques pour la biodiversité aquatique, bien qu'une surveillance continue soit essentielle pour évaluer les effets des activités humaines. Aucune variation significative du pH n'a été observée, ni à l'intérieur des oueds ni entre ceux altéré et non altéré. Cette stabilité pourrait être due à divers mécanismes naturels et facteurs environnementaux

L'eau possède une capacité tampon, qui est la capacité de résister aux changements de pH. Cette capacité est principalement due à la présence de substances dissoutes telles que les carbonates, les bicarbonates, et certains acides organiques. Ces tampons chimiques peuvent neutraliser les acides ou les bases ajoutés à l'eau, maintenant ainsi le pH stable (Wetzel, 2001)

Au cours de la période humide, où le régime hydrologique est stable, ainsi que pendant la période sèche, qui est marquée par des inondations, les précipitations se combinent avec l'eau des cours d'eau. Bien que l'eau de pluie puisse être légèrement acide en raison de la présence de dioxyde de carbone dissous formant de l'acide carbonique, le volume d'eau de pluie est généralement suffisamment dilué pour que son effet sur le pH global soit minime. De plus, l'eau de pluie peut être neutralisée par les tampons déjà présents dans le cours d'eau (Saab et al., 2007).

Un autre facteur qui est l'interaction de l'eau de pluie avec le sol et les rochers. Lorsque l'eau de pluie s'infiltre dans le sol avant d'atteindre les cours d'eau, elle peut dissoudre des minéraux présents dans le sol et les roches, tels que les carbonates de calcium et de magnésium, qui ont des propriétés tamponnantes. Ce processus peut neutraliser les acides et stabiliser le pH de l'eau avant qu'elle ne rejoigne l'oued (Decamps, 1971 ; Saab et al., 2007).

Les activités biologiques dans les oueds, telles que photosynthèse et la respiration des plantes aquatiques, des microorganismes, des macro-invertébrés peuvent également influencer le pH. Par exemple, la photosynthèse consomme du dioxyde de carbone, ce qui peut augmenter le pH (rendre l'eau plus alcaline), tandis que la respiration produit du dioxyde de carbone, ce qui peut diminuer le pH (rendre l'eau plus acide). Ces processus biologiques tendent à se compenser mutuellement sur le long terme, contribuant à la stabilité du pH (Wetzel, 2001).

## Discussions

---

Dans les oueds altérés, le pH reste relativement stable entre la période des pluies et la période sèche en raison de plusieurs mécanismes tels que certaines substances polluantes peuvent augmenter la capacité tampon de l'eau. Par exemple, les rejets industriels, comme c'est le cas d'O. El-Gourzi contenant des composés alcalins ou acides peuvent réagir avec les tampons naturels de l'eau (comme les carbonates et les bicarbonates) et créer un équilibre chimique qui stabilise le pH.

Pendant la période sèche, bien que la concentration des polluants puisse augmenter, la capacité tampon présente peut continuer à neutraliser les effets des variations acides ou basiques.

Aussi, les interactions chimiques complexes entre une variété de substances chimiques. Ces interactions peuvent souvent aboutir à des réactions de neutralisation. Par exemple, les acides forts peuvent être neutralisés par des bases fortes, résultant en un effet net moindre sur le pH.

Enfin, l'oued d'El-Gourzi traverse une station de traitement des eaux usées au niveau de la région de Batna. Cette station peut ajuster le pH avant que l'eau ne soit relâchée dans les cours d'eau naturels. Ces interventions peuvent contribuer à maintenir un pH relativement stable.

D'après la classification de la conductivité de l'eau proposée par Rejsek en 2002, les oueds altéré (O. El-Hai et O. El-Gourzi) montrent des niveaux de conductivité élevées, avec des moyennes respectives de 2437,2 et 1872,3  $\mu\text{s}/\text{cm}$ . Ces valeurs élevées indiquent une concentration élevée de solutés dissous, souvent liée à la présence de contaminants ou de polluants, tels que des sels, des métaux lourds ou des produits chimiques provenant des activités humaines. En revanche, les oueds non altéré (O. Bouilef et O. El-Ma) présentent également des valeurs significatives de conductivité, avec des moyennes de 772,5 et 675,5  $\mu\text{s}/\text{cm}$ . Bien que ces valeurs soient inférieures à celles des oueds altérés, elles restent relativement élevées pour des eaux de qualité non contaminée.

La différence notable entre les oueds altéré et non altérés souligne l'impact potentiel de la pollution sur la conductivité de l'eau. Les niveaux plus élevés dans les oueds altéré sont cohérents avec des apports supplémentaires de solutés dus à des rejets ou à des effluents. Cependant, la conductivité élevée dans les oueds non altéré suggère également que d'autres

## Discussions

---

facteurs, tels que la géologie ou les processus naturels, jouent un rôle important dans les variations observées (Ramos et al., 2005).

Aucune variation significative de la conductivité n'a été observée dans chaque oued entre la période humide et la période sèche, à l'exception d'oued Gourzi.

Les sols et les sédiments des oueds peuvent agir comme un tampon, régulant la composition chimique de l'eau en libérant ou en absorbant des ions en fonction des changements de la concentration dans l'eau. Les eaux souterraines de l'oued Bouilef ou de l'oued El-Ma, qui ont souvent une composition chimique relativement constante, alimentent ces oueds de manière permanente. Cela peut aider à maintenir une conductivité stable. Pendant la période sèche caractérisée par ses inondations occasionnelles, bien que le volume d'eau augmente, l'apport de nouveaux ions provenant du ruissellement peut être proportionnel à la dilution de l'eau. Ainsi, la concentration globale d'ions, et donc la conductivité, peut rester stable. Aussi, l'influence anthropique minimale observée dans l'oued non altéré peut contribuer dans la stabilité de la conductivité de l'eau. Enfin les processus biologiques, tels que la photosynthèse et la respiration des plantes aquatiques, ainsi que l'activité microbienne, peuvent également contribuer à réguler la concentration des ions dans l'eau (Saab et al., 2007 ; Bridgewater, 2012).

Cependant une différence significative dans la conductivité a été enregistrée entre les oueds altéré et les oueds non altéré. Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette différence. Les oueds altérés contiennent souvent une plus grande quantité de substances dissoutes telles que les sels, les métaux lourds, les nutriments (nitrates et phosphates) et d'autres polluants chimiques. Ces substances augmentent la concentration d'ions dans l'eau, ce qui accroît la conductivité. Les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles apportent de nombreux composés dissous comme les chlorures, les sulfates, les nitrates et d'autres produits chimiques qui augmentent la conductivité. Les eaux de ruissellement provenant des terres agricoles transportent des engrais, des pesticides et d'autres produits chimiques agricoles riches en ions dissous, augmentant ainsi la conductivité de l'eau (Hounslow, 1995 ; Bartram, 1996).

Dans les oueds altérés (O. El-Hai et O. El-Gourzi), les valeurs moyennes de turbidité sont respectivement de 52,4 et 512,5 NTU, ce qui les classe dans la catégorie des eaux troubles. Ces niveaux élevés de turbidité sont souvent le résultat d'une charge élevée en matières en suspension, comme les sédiments, les débris organiques, et les polluants industriels ou agricoles. La présence de ces matières en suspension peut être liée à des sources de pollution

## Discussions

---

locales, telles que des rejets d'eaux usées, des ruissellements agricoles chargés de sédiments, ou des activités industrielles.

Aucune variation significative de la turbidité n'a été observée dans chaque oued entre la période humide et la période sèche, à l'exception d'oued Gourzi.

En revanche, les oueds non altérés (O. Bouilef et O. El-Ma) présentent des niveaux de turbidité beaucoup plus faibles, avec des moyennes de 13,9 et 20,5 NTU respectivement. Ces valeurs indiquent que l'eau est relativement claire, avec une moindre concentration de matières en suspension. Cette clarté de l'eau est typiquement observée dans les zones où l'impact des activités humaines est limité, et où les processus naturels, comme la sédimentation et la filtration par la végétation riveraine, contribuent à maintenir une eau de bonne qualité.

Cependant une différence significative de la turbidité a été enregistrée entre les oueds altérés et les oueds non altérés. Cette différence est due aux eaux usées domestiques, industrielles et agricoles qui peuvent introduire une grande quantité de matières en suspension, de nutriments et de contaminants chimiques dans les cours d'eau. Ces polluants augmentent la turbidité en ajoutant des particules fines et des matières organiques. Aussi la végétation riveraine est dégradée ou absente en raison des activités humaines, ce qui augmente l'érosion des berges et la sédimentation dans l'eau (Peters, 2009 ; Walakira & Okot-Okumu, 2011).

Concernant la salinité, d'après sa classification proposée par Hecker et al., 1996, les teneurs de ce paramètre dans les différents oueds explorés dans notre étude affichent des valeurs de la catégorie d'une eau douce à saumâtre.

Cependant des différences significatives ont été enregistrées dans les oueds O. El-Hai et O. El-Gourzi entre les périodes sèches et humides. La période sèche a affiché des moyennes de salinité plus élevées. Les principaux facteurs expliquant cette variation sont les suivants : pendant la saison sèche, les précipitations diminuent et le débit des cours d'eau se réduit. Avec moins d'eau pour diluer les sels, la salinité augmente. De plus, les températures plus élevées durant la période estivale augmentent l'évaporation de l'eau, concentrant ainsi les sels minéraux dans l'eau restante. En revanche, pendant la saison des pluies, les précipitations augmentent le débit des oueds. L'eau de pluie, étant douce, dilue les concentrations de sels, réduisant ainsi la salinité (Williams, 1999).

Aussi, une différence significative de la salinité a été enregistrée entre les oueds altérés et non altérés. Ceci peut être expliqué par les rejets industriels des usines qui peuvent contenir

## Discussions

---

des quantités élevées de sels et de produits chimiques dissous, augmentant la salinité de l'eau. Les eaux usées provenant des habitations peuvent contenir des détergents, des produits de nettoyage et d'autres substances qui augmentent la concentration de sels dans l'eau. L'utilisation de fertilisants et de pesticides dans l'agriculture contribue à une augmentation des sels dissous dans le ruissellement qui atteint les cours d'eau (Peters, 2009 ; Walakira & Okot-Okumu, 2011).

La valeur des solides dissous totaux (TDS) de l'eau des oueds altéré est significativement plus élevée que celle des oueds non altérés et ceci est dû aux activités humaines sont les principales sources de substances dissoutes supplémentaires dans les oueds altérés. Les rejets industriels peuvent contenir une variété de substances dissoutes telles que des métaux lourds, des sels, et d'autres produits chimiques. Ces substances augmentent directement la concentration de TDS dans l'eau. Les fertilisants, les pesticides, et les herbicides utilisés en agriculture peuvent se lessiver dans les oueds. Ces produits contiennent souvent des nitrates, des phosphates et d'autres sels qui augmentent la charge en TDS (Pimentel, 1995). Les eaux usées domestiques, y compris celles provenant des fosses septiques et des stations d'épuration mal entretenues, peuvent contenir une variété de substances dissoutes telles que des détergents, des résidus alimentaires, des produits pharmaceutiques, et d'autres produits chimiques ménagers. Même la géologie locale peut influencer les niveaux de TDS, même si ce n'est pas directement lié à la pollution, les eaux qui traversent des zones riches en minéraux peuvent naturellement avoir un TDS élevé. Cependant, dans le cas des cours d'eau altéré, l'impact humain exacerbe généralement ces niveaux de TDS (Peters, 2009 ; Walakira & Okot-Okumu, 2011).

Pour l'oxygène dissous, des différences significatives ont été enregistrées entre la période humide et la période sèche dans l'oued non altéré (O. El-Ma).

Cette variation significative peut être expliquée par la température de l'eau dans la période humide, qui tend à être plus basse à cause des précipitations fréquentes, favorisant ainsi une meilleure solubilité de l'oxygène et des concentrations plus élevées d'OD. Aussi ces précipitations augmentent le débit des oueds, ce qui accroît la turbulence et favorise l'oxygénation de l'eau par le mélange avec l'air. Cela contribue à des niveaux plus élevés d'OD. La dilution par les pluies durant la période humide réduit également la concentration de substances organiques et minérales, diminuant ainsi la DBO et permettant des niveaux plus élevés d'OD (Wetzel, 2001).

## Discussions

---

Cependant, aucune différence dans la demande en oxygène (OD) n'a été observée dans l'oued altéré (O. El-Hai) entre la période humide et la période sèche. Cela s'explique par une pollution constante, principalement due aux matières organiques provenant des rejets industriels et agricoles, qui sont présentes en quantités similaires pendant les deux périodes. Ces matières organiques consomment de l'oxygène lors de leur décomposition (Peters, 2009 ; Walakira & Okot-Okumu, 2011).

Dans les oueds non altéré (O. El-Ma et O. Bouilef), les concentrations de nitrites  $\text{NO}_2^-$  sont généralement très faibles, souvent inférieures à 0,01 mg/L. Les nitrites sont intermédiaires dans le cycle de l'azote et sont rapidement convertis en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) par les bactéries nitrifiantes. Les concentrations d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) dans ces oueds non altérés sont inférieures à 0,1 mg/L. L'ammonium est produit par la décomposition de la matière organique et l'excrétion des organismes aquatiques, et il est rapidement assimilé par les plantes aquatiques et les micro-organismes ou converti en nitrites par nitrification. Les concentrations des orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) sont très faibles, inférieures à 0,05 mg/L. Les phosphates proviennent principalement de la décomposition de la matière organique et du lessivage des sols, mais ils sont rapidement utilisés par les organismes aquatiques ou adsorbés sur les particules du sol.

En revanche, les concentrations des trois ions sont plus élevées dans les deux oueds altéré (O. Gourzi et O. El-Hai), indiquant une pollution due à des sources anthropiques telles que les rejets d'eaux usées, les ruissellements agricoles contenant des engrais phosphatés ou traités avec certains pesticides, ou les rejets industriels (Rejsek, 2002).

Dans les milieux aquatiques, les microorganismes tels que les bactéries et les moisissures jouent un rôle crucial dans l'évolution de la qualité de l'eau. Naturellement présents en faible nombre, ces microorganismes peuvent être influencés par divers facteurs, notamment l'environnement et les conditions locales (Madigan et al., 2018).

Concernant l'évaluation microbiologique de la qualité de l'eau des oueds explorés, la charge microbienne varie d'un oued à un autre. Nous avons constaté que O. El-Hai est l'oued le plus contaminé par les coliformes totaux et les coliformes fécaux, des groupes de bactéries souvent les plus abondants dans les excréments humains. Cette forte concentration de ces germes est principalement due aux rejets des eaux usées de la région d'El-kantara.

Cependant, une concentration élevée de streptocoques fécaux et une faible concentration de coliformes totaux et de coliformes fécaux sont observées dans les oueds forestiers de Bouilef

et d'El-Ma. Ces niveaux de concentration indiquent une contamination mixte, principalement d'origine animale, puisque les streptocoques fécaux sont souvent abondants dans les excréments animaux, tandis que les coliformes fécaux sont plus courants dans les excréments humains. La pollution fécale de ces cours d'eau forestiers est due principalement à la présence d'animaux (bétail et animaux sauvages) ainsi qu'aux excréments humains ayant un accès libre aux oueds. De plus, la végétation riveraine dense qui ombrage les oueds forestiers protège les streptocoques fécaux contre l'effet des radiations ultraviolettes (ensoleillement), qui possèdent un pouvoir germicide et sont potentiellement dangereuses pour la survie de ces bactéries streptocoques (Creteur, 1998).

La présence de streptocoques fécaux dans l'oued El-Hai est probablement due à l'utilisation des excréments animaux comme engrais dans les zones cultivées au bord de ce cours d'eau.

Les analyses bactériologiques des cours d'eau étudiés ont révélé qu'il n'y avait pas de différence significative de concentration bactérienne entre la période sèche et la période humide. Cela est principalement dû à la contamination permanente des différents oueds tout au long de l'année par les rejets d'eaux usées et les excréments d'animaux.

Bien que les fortes pluies aient un effet de dilution sur la charge microbienne, le régime hydrique de la région étudiée durant la période humide est fréquent mais insuffisant pour provoquer une dilution significative de la contamination bactérienne.

## **2. Diversité et structure des communautés des macro-invertébrés benthiques des oueds de la région d'étude**

L'inventaire taxonomique global révèle une diversité significative avec 78 taxons répartis sur 4 embranchements, 7 classes, 16 ordres et 54 familles distinctes. Cette diversité indique une richesse écologique importante, malgré les conditions climatiques arides et semi-arides de la région d'étude. Cela pourrait s'expliquer par la résilience et l'adaptation des macro-invertébrés benthiques à ces environnements stressants (Hawkins & Norris, 2000).

La diversité reste faible par rapport à celle révélée dans des études antérieures sur les cours d'eau d'Afrique du Nord, soumises à un large éventail de fluctuations hydrologiques et de conditions physiques extrêmes (Lounaci et al., 2000 ; Arab et al., 2004 ; Belaidi et al., 2004 ; Bebbi et al., 2015 ; Sellam et al., 2017 ; Benzina et al., 2021). Elle est également inférieure à celle observée dans les régions à climat plus humide du Nord de l'Algérie, avec des

## Discussions

---

précipitations annuelles plus élevées, comme dans la région de la Kabylie (Lounaci., 2005) ou dans le cours d'eau de la Soummam (Zougaghe & Moali, 2009). Cette faible diversité peut s'expliquer par les conditions environnementales instables, principalement l'absence fréquente de flux, des niveaux d'eau insuffisants lorsque l'eau coule, et les températures estivales élevées (> 35 °C) qui augmentent les périodes de sécheresse. Ces facteurs influencent négativement la diversité, qui tend à être faible (Arab et al., 2004).

La composition faunistique des cours d'eau étudiés est généralement similaire à celle des eaux douces des régions semi-arides ou arides d'Afrique du Nord, comme le montrent plusieurs études précédentes (Giudicelli & Dakki, 1984 ; Lounaci et al., 2000 ; Arab et al., 2004 ; Zougaghe & Moali, 2009 ; Bouslama et al., 2014 ; Sellam et al., 2017 ; Benzina & Si Bachir, 2018 ; Ghougali et al., 2019 ; Lamine et al., 2019 ; Benzina et al., 2020, 2021). Cependant, cette composition reste relativement faible comparée à celle des régions tempérées européennes ou des régions tropicales américaines, où la diversité taxonomique des macro-invertébrés benthiques est plus élevée et présente une plus grande complexité écologique (Baptista et al., 2001 ; Boulton et al., 2008 ; Ferreira et al., 2014 ; Bourassa et al., 2017 ; Cortés-Guzmán et al., 2021).

L'abondance totale des macro-invertébrés est légèrement supérieure durant la période sèche par rapport à la période humide, malgré le nombre plus important de visites et d'échantillonnages effectués pendant la saison sèche. Cette légère différence peut être attribuée à des conditions environnementales plus favorables pour les espèces, ainsi qu'à une reproduction importante et une prédation réduite durant la période humide.

Les insectes dominent nettement la faune benthique avec 50% des ordres, 77% des familles et 82% des genres. Cette dominance est typique des environnements d'eau douce où les insectes jouent un rôle crucial dans les réseaux trophiques. Les Clitellates, avec 19% des ordres, 13% des familles et 10% des genres, suivent en termes de diversité. Les Arachnides, Crustacés, Bivalves et Hydrozoaires montrent une faible diversité, ce qui peut être attribué à leurs exigences écologiques spécifiques et à leur sensibilité aux variations environnementales (Merritt et al., 2008).

L'ordre des coléoptères et des diptères se distingue par le plus grand nombre de taxons, 16 et 10 taxons respectivement. En plus de ces ordres, une diversité d'éphéméroptères et de trichoptères est également observée. La plupart des autres ordres ne sont représentés que par une ou deux familles seulement.

## Discussions

---

Les études de Boumaiza (1994), Lounaci et al., (2000), Berrahou et al., (2001), Korbaa et al., (2009), et Taybi et al., (2020) ont toutes mis en lumière la diversité limitée des insectes benthiques dans les écosystèmes continentaux d'Afrique du Nord. En effet, la plupart des familles présentent un petit nombre de taxons dans ces régions, alors qu'elles sont beaucoup plus diversifiées dans les systèmes fluviaux européens. En comparaison, la faible diversité en Afrique du Nord, tout comme dans la région des Aurès, serait liée aux conditions environnementales difficiles.

Les cours d'eau non altéré (O. Bouilef et O. El-Ma) présentent une diversité élevée et équilibrée, avec des indices de Shannon de 3,10 et 3,03 respectivement, contrairement aux cours d'eau altéré (O. El-Gourzi et O. El-Hai). Cette diversité élevée se manifeste par la présence de 7 ordres, 33 familles et 43 genres, attribuable à des conditions environnementales plus favorables et stables, comme la qualité de l'eau et la complexité de l'habitat. Un environnement stable abrite un plus grand nombre d'espèces et de niches, avec une organisation et une complexité du réseau trophique plus élevées (Margalef, 1960). À l'inverse, O. El-Hai et O. El-Gourzi affichent des indices de Shannon plus bas, de 0,90 et de 2,13 respectivement, indiquant la dominance des insectes polluo-résistants tels que les diptères, notamment *Chironomus* sp., *Culex* sp. et les simuliidés, avec une diversité moins équilibrée. Cette disparité de diversité entre les cours d'eau altéré et non altéré est attribuée aux perturbations anthropiques de l'écosystème aquatique, comme la pollution domestique et industrielle. Des études antérieures telles que Céréghino et al., (2002) et Azrina et al., (2006) ont également souligné que la diversité en espèces est sensible à l'impact humain sur les écosystèmes aquatiques, en particulier pour les insectes aquatiques, qui servent souvent de bons indicateurs des conditions environnementales des cours d'eau et sont donc très sensibles à la pollution. Ainsi, la richesse en espèces peut être un indicateur efficace de l'impact des perturbations anthropiques sur les cours d'eau (Compin & Céréghino, 2003).

Les diptères dominent les deux types de cours d'eau (altéré et non altéré), comme cela a été signalé dans d'autres cours d'eau méditerranéens arides en Afrique du Nord (Sellam et al., 2017). Ils se distinguent par leur grande diversité, comprenant 13 familles et 10 genres. Parmi eux, le genre *Chironomus* sp. qui est classé dans notre étude comme taxon accessoire, tandis que les genres *Culex* sp. et *Dixa* sp. sont classés comme accidentels, avec des abondances respectives de 9090, de 569 et de 369 individus. Cette dominance des diptères peut être liée à

## Discussions

---

leur capacité à coloniser rapidement et à leur tolérance à une large gamme de conditions environnementales.

Les diptères étaient également dominants dans plusieurs études réalisées dans des cours d'eau affectés par des pressions anthropiques sous des climats semi-arides, arides ou sahariens. Notre étude confirme cette tendance et renforce l'idée que les diptères sont bien adaptés aux environnements hostiles (Giudicelli & Dakki, 1984 ; Arab et al., 2004 ; Sellam et al., 2017 ; Ghougali et al., 2019 ; Benzina et al., 2020 et 2021).

Il n'y a aucune variation significative des diptères entre les deux périodes d'échantillonnage, avec 6627 individus pendant la période sèche et 4767 pendant la période humide. Les trichoptères et éphéméroptères montrent des tendances similaires.

Ensuite, viennent les trichoptères et les éphéméroptères qui caractérisent les cours d'eau non altéré (O. Bouilef et O. El-Ma). Les trichoptères regroupent 5 familles et 6 genres, les genres *Sericostoma* sp. (Taxon accidentel) et *Hydropsyche* sp. (Taxon accessoire) étant les plus présents avec 2160 et 1987 individus respectivement. Les éphéméroptères comptent 3 familles et 5 genres. La famille Baetidae est la plus diversifiée avec 3 genres : *Acentrella* sp. et *Caenis* sp. (Taxons accessoires), qui enrégistrent des abondances respectives de 1534 et 1045 individus. Le genre *Baetis* sp. (Taxon accidentel) enregistre une abondance de 363 individus.

Les odonates et les plécoptères montrent des abondances beaucoup plus faibles dans les cours d'eau non altéré, avec respectivement 11 et 2 individus, reflétant ainsi des niches écologiques plus spécifiques et des adaptations moins robustes aux conditions climatiques de la région d'étude (climats arides et semi-arides) et aux perturbations anthropiques (Pires et al., 2000 ; Allan & Castillo, 2007). Les plécoptères ont été signalés dans une seule étude, celle de Ghougali et al. (2019), menée dans les cours d'eau de la région des Aurès. En revanche, ils n'avaient pas été signalés dans des travaux antérieurs sur les rivières de Laghouat (Wadi M'zi), Djelfa (Wadi Djedir) et Bouira (Wadi Sahel) en Algérie (Sellam et al., 2017), ainsi qu'à Moulay Idriss Zerhoun au Maroc (Ben Moussa et al., 2014), et au Wadi Ouislane (Aboukacem., 2007). Les plécoptères sont bien connus pour leur sensibilité aux polluants et aux milieux affectés par toute perturbation (Haouchine., 2011), ce qui pourrait en partie expliquer leur absence dans les cours d'eau exposés à des perturbations anthropiques (Ben Moussa et al., 2014). De nombreux travaux (Giudicelli & Dakki, 1984 ; Giudicelli et al., 1985 ; Dakki, 1986 ; Chergui et al., 1990) mentionnent que les plécoptères sont limités aux eaux courantes de haute altitude bien

## Discussions

---

oxygénées. La rareté, voire l'absence, des plécoptères dans certaines rivières d'Afrique du Nord semble également être due aux températures estivales élevées (Berrahou et al., 2001).

L'abondance des coléoptères était bien représentée dans cette étude avec 3,2% d'individus, et ils étaient assez bien diversifiés, comprenant 16 taxons échantillonnés, en particulier sur un substrat majoritairement constitué de galets et de rochers. Cette richesse en coléoptères est supérieure à celle rapportée dans d'autres rivières de l'étage bioclimatique aride : Laghouat (4 taxons), Djelfa (11 taxons) et Bouira (7 taxons) (Sellam et al., 2017), mais comparable à celle signalée dans les rivières de Moulay Idriss Zerhoun, Maroc (13 taxons) (Ben Moussa et al., 2014). Les coléoptères sont les seuls insectes holométaboles présents à la fois sous forme imaginaire et larvaire dans les milieux aquatiques. Ils colonisent divers habitats : cours d'eau, rivières modérément coulantes, rivières quasi-stagnantes et zones à végétation (Tachet et al., 1980).

Les indices de diversité sont les plus élevés sur les substrats complexes tels que les galets et les rochers, avec des indices de Shannon de 3,50 et 3,01 respectivement. Ces substrats offrent une variété de micro-habitats et des niches écologiques diversifiées, favorisant une plus grande diversité. En revanche, les substrats plus simples comme le sable fin et grossier montrent des diversités faibles, soulignant l'importance de la complexité structurelle des habitats (Lounaci et al., 2000 ; Da Silva Pereira et al., 2017 ; Theodoropoulos et al., 2018 ; Van der Meer et al., 2021 ; Vagenas et al., 2022 ; Meradi et al., 2024).

Les stations situées en forêt présentent des indices de diversité plus élevés ( $H' = 3,84$  ;  $E = 0,63$ ), indiquant des conditions plus favorables pour une diversité écologique riche. Les zones d'agriculture/urbaines/usines, bien que présentant un effectif moyen élevé ( $N_i = 64\%$ ), montrent une diversité moindre ( $H' = 1,03$ ), en raison de perturbations anthropiques telles que la pollution et la modification des habitats naturels. Des constatations similaires ont été observées par Arab et al. (2004) et Zougaghe & Moali (2009) dans les cours d'eau en Algérie.

Les indices de diversité varient en fonction des types de substrats et des perturbations anthropiques. Dans notre étude, les indices sont plus élevés dans les substrats complexes et dans les cours d'eau forestiers (O. Bouilef et O. El-Ma), ce qui est en accord avec les observations de Boulton & Lake (1992), où la diversité est également plus élevée dans les habitats moins perturbés et plus structurés.

### **3. Impact de l'altération des oueds de la région des Aurès sur la biodiversité et la structure de la communauté des insectes benthiques basé sur l'approche taxonomique**

Les résultats des deux périodes d'échantillonnage révèlent des tendances significatives concernant la distribution et la dominance des insectes benthiques dans les oueds étudiés, en relation avec la qualité environnementale de ces habitats.

La classe des insectes reste globalement dominante dans les deux types d'oueds, mais une distinction claire apparaît lorsqu'on examine les ordres spécifiques. Les Diptères sont particulièrement abondants dans les oueds altérés, tels que O. El-Hai et O. El-Gourzi. Cette omniprésence des Diptères, reconnus pour leur résistance à la pollution, souligne leur capacité à survivre et prospérer dans des conditions environnementales dégradées. Leur présence en grande quantité indique des conditions de pollution où seuls les organismes résistants peuvent subsister. En tant que bioindicateurs polluo-résistants, les Diptères reflètent l'état écologique altéré de ces oueds.

En revanche, les éphéméroptères et les trichoptères, connus pour leur sensibilité à la pollution, sont plus dominants dans les oueds non altérés comme O. Bouilef et O. El-Ma. Avec des pourcentages respectifs de 41,27 % et 29,17 %. Ces ordres indiquent des conditions environnementales saines. La prédominance de ces bioindicateurs polluo-sensibles dans l'oued non altéré témoigne de la meilleure qualité de l'eau et des conditions biologiques favorables dans ces habitats (Barbour et al., 1999).

En général, les oueds en bonne santé biologique abritent une grande variété et un nombre important de taxons de macro-invertébrés. Cela inclut à la fois des taxons tolérants et sensibles à la pollution. La diversité des espèces est souvent un indicateur de la qualité écologique des cours d'eau. Les résultats montrent que les oueds altérés, en raison de leur niveau élevé de pollution, présentent une diversité réduite et sont dominés par des taxons résistants à la pollution, tandis que les oueds non altérés, avec des conditions environnementales plus favorables, abritent une plus grande diversité de macro-invertébrés, incluant des taxons plus sensibles à la pollution.

### **4. Evaluation de la qualité de l'eau des oueds par les indices taxonomiques : EPT et le ratio EPT/EPT+Chironomidés**

L'analyse de l'indice EPT au cours de l'étude a révélé des différences significatives entre les oueds non altéré et altéré. Les oueds non altérés affichent une valeur plus élevée de cet indice, indiquant une qualité écologique généralement meilleure et une moindre altération des

## Discussions

---

écosystèmes aquatiques. En contraste, les oueds altérés montrent des valeurs de l'indice EPT beaucoup plus faibles, signalant une dégradation sévère de la qualité des eaux.

Les résultats sont en accord avec les observations de Zuedzang Abessolo et al., 2021, soulignant la sensibilité des Epheméroptères, Plécoptères et Trichoptères à la pollution. Un pourcentage élevé de taxons EPT est ainsi un indicateur fiable d'une eau de bonne qualité. Les oueds non altérés, avec des valeurs d'indice supérieures à 75%, sont classifiés comme ayant des eaux "non altérées". Cela indique une bonne qualité de l'eau, où les écosystèmes aquatiques sont en bonne santé et où la biodiversité est généralement élevée. Ces cours d'eau bénéficient d'une faible ou d'une absence de perturbations anthropiques, ce qui se reflète dans des conditions écologiques favorables. A l'inverse, les oueds altérés, avec des valeurs inférieures à 25%, sont considérés comme ayant des eaux "sévèrement altérées". Cette classification signale une détérioration importante de la qualité de l'eau, souvent due à des activités humaines telles que les rejets industriels, les effluents agricoles, ou l'urbanisation. Dans ces zones, les écosystèmes aquatiques sont généralement dégradés, avec une biodiversité réduite et des conditions de vie difficiles pour de nombreuses espèces.

La diminution du rapport  $EPT/(EPT+Chi)$  observée dans les oueds altérés, en corrélation avec l'augmentation des Chironomidés, confirme l'impact des apports de matière organique liés aux activités humaines. Les résultats obtenus mettent en évidence que l'impact significatif de la pollution sur la composition des communautés de macro-invertébrés dans les oueds étudiés. Qu'elle soit d'origine agricole, industrielle, ou urbaine, la pollution favorise la prédominance de Chironomidae tolérants à des conditions environnementales dégradées. En revanche, les groupes de macro-invertébrés plus sensibles, tels que les Épheméroptères, Plécoptères et Trichoptères, sont fortement affectés par la pollution. Ces groupes sont généralement considérés comme des bioindicateurs de bonne qualité de l'eau en raison de leur sensibilité aux changements environnementaux, notamment aux variations de la qualité de l'eau et aux niveaux de pollution. Leur déclin dans les zones altéré indique une détérioration des conditions écologiques, entraînant une perte de biodiversité et un déséquilibre dans les communautés biologiques des cours d'eau (Rosenberg & Resh, 1993).

### **5. Impact de l'altération des oueds de la région des Aurès sur les groupes fonctionnels d'alimentation des insectes benthiques (FFG)**

Dans notre étude, l'abondance des collecteurs-cueilleurs (CC) était la plus élevée comparée aux autres FFG, sans pour autant montrer de différence significative entre les oueds altéré et non altéré. Les collecteurs-cueilleurs (CC), souvent considérés comme des insectes généralistes, prospèrent indépendamment du degré de dégradation des oueds. Cette forte abondance dans les deux types des oueds peut s'expliquer par la disponibilité de la matière organique fine particulaire (FPOM) provenant de la végétation riveraine des oueds non altéré, ainsi que par la FPOM sédimentée issue des eaux usées des oueds altéré (Leslie & Lamp, 2017). Des observations similaires ont été rapportées par El Yaagoubi et al., 2023 dans les oueds méditerranéens du Maroc, et par Mangadze et al., 2019 ainsi que par Sitati et al., 2021 dans les oueds des hauts plateaux kenyans.

La forte abondance significative des collecteurs-filtreurs (CF) dans l'oued non altéré peut s'expliquer par la bonne qualité de la FPOM disponible (FPOM en suspension), qui favorise leur prolifération. En revanche, l'abondance moyenne des CF dans l'oued altéré est attribuée à la présence d'un grand nombre de Simuliidés, connus pour leur résistance à la pollution. Un autre facteur abiotique influent est la vitesse élevée observée dans les oueds altéré (O. El-Gourzi et O. El-Hai), ce qui joue un rôle dans l'alimentation des collecteurs-filtreurs, car ils filtrent la FPOM de la colonne d'eau (El Yaagoubi et al., 2023).

En outre, des différences significatives ont été observées dans l'abondance des racleurs (Rc) et des déchetteurs (DH et DD) entre les oueds non altéré et altéré. Selon Jun et al., 2011, ces FFG, spécialisés dans leur alimentation, sont sensibles aux perturbations, et leurs faibles abondances sont attribuées à un environnement pollué. Des résultats similaires ont été rapportés par Oliveira & Nessimian, 2010, Camara et al., 2020 ; El Yaagoubi et al., 2023 qui ont constaté une disponibilité relative plus faible de ces FFG sur les sites pollués.

Plusieurs études ont montré que la faible abondance de déchetteurs sous un climat tropical est liée aux températures élevées de l'eau, qui accélèrent la décomposition de la litière et des feuilles par l'activité microbienne. En conséquence, ces déchetteurs n'ont pas assez de débris végétaux à broyer, ce qui explique leur faible abondance (Gonçalves et al., 2006 ; Masese et al., 2009 ; Jun et al., 2011 ; Kaboré et al., 2016 ; Madomguia et al., 2016).

En ce qui concerne les prédateurs (Pr), nous avons constaté une faible abondance dans les oueds non altéré et altéré. Cette faible abondance pourrait être attribuée à la faible

disponibilité des proies. Certaines études ont montré une forte abondance des prédateurs dans les oueds affectés par les activités humaines (Rawer-Jost et al., 2000). Cependant, d'autres études, telles que celle d'El Yaagoubi et al., 2023 dans les oueds méditerranéens du Maroc, ont rapporté une forte abondance des prédateurs dans les sites bien oxygénés et moins impactés, confirmant leur sensibilité aux perturbations.

La richesse peut jouer un rôle essentiel dans la caractérisation de l'état des écosystèmes fluviaux (Couceiro et al., 2011 ; Kaboré et al., 2016 ; Drover et al., 2020). Dans cette étude, la richesse de tous les FFG a été significativement réduite dans les oueds altérés. Ces réductions étaient corrélées à l'augmentation du  $\text{NH}_4^+$  pour tous les FFG. Selon (Camargo, 2019), les altérations physico-chimiques, telles que l'augmentation de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), peuvent être toxiques pour les taxons de macro-invertébrés sensibles. En outre, il est bien connu que l'agriculture et l'urbanisation à grande échelle peuvent diminuer la qualité de l'eau, entraînant des altérations telles que la perte de végétation riveraine, l'apport de sédiments fins, de nutriments et de pesticides avec un effet significatif sur la structure et la fonction des FFG (Gieswein et al., 2019).

### **6. Evaluation de la qualité des oueds de la région des Aurès par l'estimation des ratios des groupes fonctionnels d'alimentation des insectes (FFG) de substitution aux attributs des écosystèmes fluviaux**

Les résultats de l'analyse des ratios des Functional Feeding Groups (FFG) ont montré des variations significatives en fonction de la nature des oueds étudiés. L'indice autotrophe/hétérotrophe (A/H) utilisé comme substitut du rapport production/respiration (P/R). Le rapport P/R a été utilisé comme l'importance relative de l'énergie fixée par les producteurs primaires (Vannote & Sweeney, 1980), c'est à dire que le rapport P/R des écosystèmes sont des approximations du rapport matière organique allochtone/autochtone. L'équilibre entre autotrophie et hétérotrophie est sans doute l'attribut le plus fondamental de l'écosystème (Merritt et al., 2002). Cela signifie que, dans ces écosystèmes, la consommation de matière organique dépasse la production primaire, indiquant une dépendance accrue à la matière organique allochtone, provenant de sources externes comme les débris végétaux ou les apports anthropiques. Ce caractère hétérotrophe suggère que, malgré les différences dans la qualité de l'eau entre les oueds, ces écosystèmes partagent une similarité fondamentale dans leur fonction écologique, étant plus orientés vers la consommation que la production de matière organique. Cette hétérotrophie généralisée pourrait également indiquer des conditions environnementales

## Discussions

---

telles que l'ombrage important, la turbidité élevée ou la présence de polluants, qui limitent la production primaire dans ces systèmes aquatiques. Selon Savić et al., 2017 cela signifie que leur matière organique est allochtone, provenant soit de la végétation riveraine, soit des eaux usées respectivement. Les mêmes constatations ont été rapportées par El Yaagoubi et al., 2023 dans les oueds méditerranéens du Rif marocain.

Ces résultats sont cohérents avec ceux de Cummins et al., 2005 et Pereira et al., 2021, qui ont également constaté que tous les sites échantillonnés dans le cadre de leur étude sur les cours d'eau de la forêt atlantique du Sud du Brésil pouvaient être caractérisés comme hétérotrophes. De plus, d'autres cours d'eau tropicaux/subtropicaux du Kenya et de la Côte d'Ivoire ont également classé les cours d'eau à canopée étroite comme hétérotrophes (Masese et al., 2009 ; Camara et al., 2020).

D'après l'indice de déchetage, les oueds altérés présentaient un indice nettement inférieur au seuil de 0,25. Cette diminution significative de l'indice est très probablement liée à l'élimination de la végétation riveraine, conséquence des effets induits par l'activité humaine dans les zones agricoles et urbaines, comme le soulignent Cummins et al., (1989) ; Li et al., (2009) ; Touma et al., (2009).

Nous avons également observé que les indices IFC étaient supérieurs au seuil de 0,5 dans les oueds non altérés, tandis que les oueds altérés affichaient des indices trop faibles. Des indices élevés indiquent une grande disponibilité des collecteurs-filtreurs par rapport aux collecteurs-cueilleurs. Cette abondance élevée des collecteurs-filtreurs est expliquée par la forte charge de FPOM en suspension provenant de la végétation riveraine de bonne qualité, par opposition à la FPOM sédimentée de mauvaise qualité observée dans les oueds altéré. D'autres auteurs, tels que Couceiro et al., 2011, ont également rapporté que l'indice IFC ne réagit pas aux altérations de pollution des cours d'eau.

De plus, l'indice de stabilité de l'habitat (ISH) indique que les substrats stables sont plus abondants dans les oueds non altéré, favorisant ainsi le développement des racleurs et des filtreurs-cueilleurs. En revanche, les oueds altérés sont soumis à des rejets constants et importants d'eaux usées, ce qui réduit le nombre de substrats stables. Il semble que cela entraîne une mauvaise fixation des racleurs et des filtreurs-cueilleurs, ainsi qu'une mortalité accrue et une croissance réduite (Ward & Stanford 1983).

En ce qui concerne l'indice de contrôle de prédation (ICP), qui doit se situer entre 0,1 et 0,2 pour qu'il y ait un équilibre entre les prédateurs et les proies, aucun de nos oueds n'a atteint cette plage de valeurs normales, ce qui indique une très faible abondance des prédateurs.

Presque tous les ratios FFG ont montré des différences significatives selon la nature des oueds. Ces résultats ne sont pas en accord avec ceux de Kaboré et al., 2016, qui ont trouvé des résultats incohérents dans différents cours d'eau pollués en Afrique de l'Ouest.

Globalement, les ratios des FFG ont mis en évidence un impact humain significatif, tel que la perturbation des paramètres physico-chimiques, le défrichement de la végétation riveraine et la production agricole. Ces résultats suggèrent que l'analyse fonctionnelle des FFG dans les communautés aquatiques pourrait être utilisée pour surveiller les sites fortement impactés et pour comprendre dans quelle mesure les oueds de la région des Aurès ont été altérés en raison des impacts anthropiques persistants.

### **7. Evaluation de l'influence du type de substrat des oueds sur la richesse et l'abondance des groupes fonctionnels d'alimentation (FFG) des insectes benthiques**

Le type de substrat benthique et les conditions hydrologiques des cours d'eau ont une forte influence sur la biodiversité et la structure des communautés des macro-invertébrés qui s'y trouvent (Wallace & Webster, 1996).

Dans notre étude, l'abondance des insectes benthiques était plus élevée pendant la période humide, représentant 41% de l'ensemble, probablement en raison de la disponibilité accrue des ressources alimentaires due à la vitesse moyenne du courant à cette période (Theodoropoulos et al., 2018 ; Buffagni, 2021). Cette augmentation de l'abondance était particulièrement notable sur les galets (36%) et les rochers (30%), qui offrent une stabilité face aux variations hydrologiques (Van der Meer et al., 2021), et créent des habitats appropriés pour les collecteurs-cueilleurs (12501 individus) et les collecteurs-filtreurs (3463 individus), ces derniers rassemblant et filtrant les petites particules de matière organique de l'eau. Ces taxons ont aussi une préférence stricte pour un type de substrat donné (Merritt et al., 2017).

Dans la présente étude, à l'exception de la vitesse, aucun paramètre physico-chimique mesuré n'était significativement différent d'une période à l'autre. Ce faible contraste peut être dû à l'écoulement permanent de O. Bouilef et à la végétation riveraine qui fournit un bon ombrage à l'eau, ce qui signifie que nous avons pu raisonnablement nous concentrer sur

l'importance des substrats pour les communautés benthiques tout en minimisant l'effet potentiel de la combinaison des facteurs physico-chimiques.

La richesse taxonomique moyenne n'a pas été influencée par les périodes ou les types de substrats. Cela signifie soit que la plupart des insectes ont un cycle de vie non saisonnier qui s'étend sur une année ou plus, soit qu'un renouvellement temporel (caractère multivoltin) se produit au sein des unités taxonomiques identifiées (genre). D'autre part, l'abondance moyenne des insectes benthiques était plus élevée pendant la période des pluies, en particulier sur les galets et les rochers. De plus, la vitesse moyenne en période des pluies assure la disponibilité des ressources alimentaires (plus d'eau, donc plus de matière organique fraîche, d'algues et de débris disponibles) favorise probablement des densités de population plus élevées (Theodoropoulos et al., 2018 ; Buffagni, 2021).

En outre, ces substrats plus grands (galets et rochers) présentent une plus grande stabilité face aux variations hydrologiques (Van der Meer et al., 2021), de sorte que leur répartition dans les lits des rivières est moins sensible aux fluctuations saisonnières du débit de l'eau. Des observations similaires ont été rapportées par (Vagenas et al., 2022) dans une étude réalisée dans le plus grand fleuve marocain (Oum Errabia) sous le même type de climat. Ces auteurs ont constaté que les galets et les rochers sont les plus appropriés pour les macro-invertébrés benthiques. (Theodoropoulos et al., 2018) ont également trouvé des résultats similaires dans les régions méditerranéennes tempérées de Grèce. Dans les régions tropicales, Da Silva Pereira et al. (2017) ont constaté que les galets sont les substrats les plus attractifs pour les macro-invertébrés benthiques par rapport au sable fin et grossier (Jones et al., 2012 ; Schriever et al., 2015 ; Theodoropoulos et al., 2018 ; Thomas & Thomas, 2022). Le faible niveau d'abondance moyenne observé aux deux périodes sur le sable fin et grossier dans notre étude peut s'expliquer par le fait que ces substrats sont plus vulnérables à la dégradation hydrodynamique et sont pauvres en ressources alimentaires (Baptista et al., 2001 ; Fidelis et al., 2008)

En outre, l'écoulement de l'eau pendant la période des pluies élimine les sédiments fins accumulés sur les substrats plus importants tels que les rochers et les galets. Cela crée des habitats appropriés et des opportunités pour la colonisation des insectes benthiques, en particulier pour les collecteurs-cueilleurs et les collecteurs-filtreurs. Ces groupes d'insectes benthiques rassemblent les petites particules de matière organique (apport allochtone de la zone riveraine) déposées sur le substrat et filtrent les particules organiques directement à partir de la colonne d'eau. Bien que les sources de nourriture autochtones puissent constituer une part plus

importante du régime alimentaire des insectes benthiques, en particulier pour les collecteurs-cueilleurs, les collecteurs-filtreurs et les déchiqueteurs dans les cours d'eau forestiers (Vannote & Sweeney, 1980 ; Torres-Ruiz et al., 2007), les macro-invertébrés benthiques ne peuvent pas se contenter d'être des collecteurs-cueilleurs.

L'augmentation du débit de l'eau pendant cette période crée également des microhabitats tels que des radiers et des mares, élargissant la gamme de niches disponibles pour les insectes benthiques à habiter et à exploiter (Fenoglio et al., 2020 ; McCaffrey, 2021).

Pendant la période sèche, les inondations érodent les sédiments du lit du cours d'eau, ce qui entraîne une concentration accrue de particules fines telles que le sable fin (<2 mm) et le grossier (2-16 mm) qui sont facilement déplacées par le flux d'eau (Holomuzki & Biggs, 1999). Ce substrat de sable, lorsqu'il est en suspension dans la colonne d'eau, peut, d'une part, affecter les Collecteurs-Filtreurs en adhérant et en endommageant les structures de filtration et en diminuant la quantité de nourriture à ingérer (De Castro Vasconcelos & Melo, 2008), et, d'autre part, obstruer les crevasses et les espaces interstitiels des substrats pour la fixation et l'abri dont dépendent les organismes collecteurs.

Dans le cours d'eau de la forêt (O. Bouilef), l'abondance des herbivores déchiqueteurs sur les macrophytes émergents pourrait être attribuée à une plus grande présence de ces types de substrats qui fournissent une source de nourriture directe, leur permettant de consommer les tissus végétaux et d'utiliser les ressources (Waters & San Giovanni, 2002 ; Altieri et al., 2021 ; Novack et al., 2021). En général, le faible nombre de déchiqueteurs était en partie dû à la diminution ou la perte de la végétation riveraine résultant des activités humaines. La perte de végétation riveraine peut entraîner une perte de diversité et des changements dans l'organisation structurelle et fonctionnelle des macro-invertébrés dans les cours d'eau (Allan, 2004 ; Jinggut et al., 2012 ; Ono et al., 2020).

La faible abondance des racleurs et des prédateurs enregistrés au cours des deux périodes sur le sable fin et grossier peut être attribuée à la faible quantité de lumière solaire qui pénètre dans le cours d'eau ombragé tout au long ne peut pas fournir la prolifération d'algues (périphyton), qui sert de source alimentaire primaire pour les racleurs (Grubaugh et al., 1996) , et probablement à la faible disponibilité des proies et des abris d'embuscade pour les prédateurs (Cummins, 2019). De plus, cette faible abondance pour les prédateurs peut être liée à leur univoltinité ou à des temps de génération plus longs selon Anderson & Wallace, 1995 .

## Discussions

---

De manière cohérente, notre étude valide les préférences d'habitat des communautés d'insectes benthiques, qui sont fortement influencées par les types de substrats et les périodes d'échantillonnage. La distinction des galets et des rochers des autres substrats, et la forte association entre le sable fin et grossier montrent que les substrats ne sont pas liés à des sites spécifiques. Il s'agit d'un facteur important dans la composition et la variation des insectes benthiques (Hepp et al., 2012).

Notre étude apporte une preuve supplémentaire que le type de substrat et la période d'échantillonnage jouent un rôle crucial dans la détermination de la composition et de la variation des communautés d'insectes benthiques, peu importe la localisation de l'oued dans une région aride, tropicale ou tempérée. Bien que notre étude ait montré l'affinité des insectes benthiques pour les types de substrats galets et rochers en zone aride, ces résultats restent limités à un seul cours d'eau et à une seule année d'étude. De plus, ils ne prennent pas en compte les espèces rares. Il est donc nécessaire de poursuivre les recherches et les efforts sur une plus grande échelle spatiale et temporelle. Ces informations sont cruciales pour une préservation efficace et des mesures de conservation dans les cours d'eau des régions arides.



# Conclusion

### Conclusion

Les oueds de la région des Aurès, caractérisés par un climat semi-aride et aride, subissent des variations importantes de leurs conditions environnementales en raison de facteurs tels que les précipitations irrégulières, les inondations, l'érosion et l'impact anthropique. Ces éléments influencent la largeur, la profondeur et la vitesse des oueds. En période humide, les oueds de Bouilef et d'El-Ma présentent des dimensions réduites par rapport à la période sèche. Les crues soudaines et l'érosion pendant la période sèche augmentent la largeur et la profondeur des lits des oueds.

Les oueds altérés comme O. El-Gourzi et O. El-Hai montrent des dimensions et une vitesse plus élevée dues aux apports constants d'eaux usées et à l'absence de végétation riveraine, ce qui accroît l'érosion. La stabilité thermique de l'eau est maintenue par les sources souterraines, le débit constant, et la végétation riveraine, malgré les variations climatiques entre la période humide et sèche. Le pH des oueds reste stable grâce aux activités biologiques des communautés benthiques et à la capacité tampon de l'eau, même en présence de variations entre les deux périodes et de pollution.

Les oueds altérés affichent une conductivité, une turbidité et une salinité élevées en raison des rejets industriels, agricoles et domestiques. Ces polluants augmentent la concentration d'ions et de particules en suspension dans l'eau, altérant ainsi sa qualité physico-chimique. Le total des solides dissous est également plus élevé dans les oueds altérés, impactés par les activités humaines.

L'oxygène dissous varie significativement en fonction des deux périodes étudiées dans les oueds non altérés, avec des niveaux plus élevés en période humide en raison des températures plus basses et de l'augmentation du débit d'eau. En revanche, les oueds altérés montrent des niveaux constants d'oxygène dissous en raison de la pollution continue.

Les concentrations de nitrites, d'ammonium et d'orthophosphates sont faibles dans les oueds non altérés mais plus élevées dans les oueds altérés, indiquant une pollution d'origine anthropique. La charge microbienne varie également, avec une contamination élevée par les coliformes et les streptocoques fécaux dans les oueds altérés, alors que les oueds forestiers présentent une contamination mixte (humaine et animale).

## Conclusion

---

En conclusion, les conditions environnementales et la qualité physico-chimique et microbiologique des oueds dans la région des Aurès varient significativement en fonction des influences naturelles et anthropiques.

L'inventaire taxonomique des macro-invertébrés benthiques dans les oueds de la région étudiée révèle une diversité significative malgré les conditions climatiques arides et semi-arides. Bien que la diversité observée soit inférieure à celle des régions plus humides d'Algérie et des écosystèmes tempérés et tropicaux, elle montre une adaptation remarquable des espèces locales aux environnements stressants. La composition faunistique des oueds reflète des similitudes avec d'autres régions semi-arides d'Afrique du Nord, dominée par les insectes, en particulier les diptères, trichoptères et éphéméroptères. Les indices de diversité plus élevés dans les oueds non altéré soulignent l'impact négatif des perturbations anthropiques sur la biodiversité aquatique. Enfin, la structure complexe des habitats et les substrats variés jouent un rôle crucial dans la promotion de la diversité écologique, mettant en évidence l'importance de la préservation des habitats naturels pour maintenir la richesse biologique.

Les différences marquées dans la composition des communautés d'insectes benthiques entre les oueds non altéré et altéré mettent en évidence l'impact significatif de la pollution sur la biodiversité aquatique. Les résultats de l'indice EPT et le ratio  $EPT/(EPT+Chironomidés)$  confirment cet impact significatif sur la biodiversité aquatique, soulignant l'importance de la gestion et de la protection des oueds pour maintenir leur qualité écologique. Les indices EPT et  $EPT/(EPT+Chironomidés)$  sont des outils précieux pour évaluer l'état des écosystèmes aquatiques et guider les efforts de conservation.

L'analyse des groupes fonctionnels d'insectes benthiques (FFG) révèle des tendances intéressantes en fonction du niveau de pollution des oueds. L'abondance élevée des collecteurs-cueilleurs (CC) dans les oueds altéré et non altéré, sans différence significative entre les deux, indique leur capacité à s'adapter à divers niveaux de dégradation. Leur prospérité dans ces environnements peut être liée à la disponibilité constante de matière organique de fine particules (FPOM), que ce soit d'origine naturelle ou issue des eaux usées.

En revanche, les collecteurs-filtreurs (CF) montrent une abondance significativement plus élevée dans les oueds non altéré, ce qui est attribué à une meilleure qualité de la FPOM en suspension. Leur faible abondance dans les oueds altéré est partiellement expliquée par la prédominance des Simuliidés et la vélocité accrue des oueds altéré, qui influence leur mode d'alimentation.

## Conclusion

---

Les racleurs et déchetiers, spécialisés dans leur alimentation, montrent une abondance réduite dans les oueds altéré, reflétant leur sensibilité aux perturbations environnementales et à la qualité de l'eau. La faible présence des déchetiers dans les environnements tropicaux est également liée à la décomposition microbienne accélérée des débris végétaux due à des températures élevées.

La faible abondance des prédateurs, indépendamment du niveau de pollution, peut être attribuée à une disponibilité limitée de proies. Les divergences observées dans les études antérieures quant à l'abondance des prédateurs mettent en évidence la complexité de leur réponse aux perturbations environnementales.

Enfin, la richesse des FFG est significativement réduite dans les oueds altérés, en corrélation avec l'augmentation des niveaux d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), un indicateur de dégradation de la qualité de l'eau. Les altérations physiques et chimiques liées à l'agriculture et à l'urbanisation montrent des impacts négatifs sur la structure et la fonction des communautés d'insectes benthiques.

En somme, cette étude souligne l'importance des FFG comme indicateurs de la qualité écologique des oueds et met en évidence les effets des pollutions anthropiques sur la biodiversité aquatique. Les résultats suggèrent la nécessité d'une gestion rigoureuse pour préserver la santé des écosystèmes fluviaux et maintenir leur intégrité fonctionnelle.

L'analyse des ratios des groupes fonctionnels d'insectes benthiques (FFG) révèle des différences marquées entre les oueds altéré et non altéré, soulignant l'impact significatif des activités humaines sur ces écosystèmes aquatiques.

Tous les oueds étudiés ont été classés comme hétérotrophes, ce qui indique que la matière organique prédominante est allochtone, qu'elle provienne de la végétation riveraine ou des eaux usées. Cette classification est cohérente avec les études antérieures réalisées dans divers contextes géographiques, comme ceux des cours d'eau méditerranéens et tropicaux.

Les indices de déchetage montrent une diminution significative dans les oueds altéré, probablement en raison de l'élimination de la végétation riveraine et des modifications apportées par les activités humaines, telles que l'agriculture et l'urbanisation. Cette réduction de la décomposition des débris végétaux est associée à des impacts négatifs sur les communautés benthiques.

## Conclusion

---

Les indices IFC (collecteurs-filtreurs) indiquent une abondance élevée dans les oueds non altéré, attribuée à une charge élevée de FPOM en suspension de bonne qualité. En revanche, les oueds altérés affichent des indices IFC faibles, en raison de la FPOM sédimentée et de mauvaise qualité. Ces observations sont soutenues par la littérature existante, bien que certains résultats antérieurs aient montré des incohérences dans les réactions des indices à la pollution.

L'indice de stabilité de l'habitat (ISH) montre que les substrats stables sont plus abondants dans les oueds non altéré, favorisant ainsi le développement des racleurs et des filtreurs-cueilleurs. En revanche, la réduction des substrats stables dans l'oued altéré entraîne une mauvaise fixation des insectes.

L'indice de contrôle de prédation (ICP) révèle une très faible abondance des prédateurs dans tous les oueds, indiquant un déséquilibre dans les relations prédateurs-proies. Aucun des oueds n'a atteint la valeur normale pour cet indice, suggérant des perturbations dans la dynamique de la communauté.

En somme, les ratios des FFG mettent en évidence l'impact humain sur les oueds, notamment à travers la perturbation des paramètres physico-chimiques, l'élimination de la végétation riveraine et les pratiques agricoles. Ces résultats suggèrent que l'analyse fonctionnelle des FFG est un outil utile pour surveiller l'état des écosystèmes aquatiques et évaluer les effets des activités anthropiques dans la région des Aurès. La compréhension des impacts sur les communautés benthiques peut aider à orienter les efforts de gestion et de conservation pour restaurer et préserver la qualité des oueds.

Cette étude a également mis en évidence que le type de substrat benthique et les conditions hydrologiques influencent fortement la biodiversité et la structure des communautés des macro-invertébrés aquatiques. Pendant la période humide, l'abondance des macro-invertébrés est plus élevée, principalement en raison de la disponibilité accrue des ressources alimentaires et de la stabilité des substrats comme les galets et les rochers, qui fournissent des habitats adaptés pour les collecteurs-cueilleurs et les collecteurs-filtreurs. Ces substrats plus grands favorisent des densités de population élevées et permettent une meilleure exploitation des ressources alimentaires disponibles.

En revanche, pendant la période sèche, l'érosion des sédiments et la concentration accrue de particules fines telles que le sable fin affectent négativement les communautés benthiques.

## Conclusion

---

Ces substrats sont plus vulnérables aux variations hydrodynamiques et moins propices à la fixation des macro-invertébrés, réduisant ainsi leur abondance et la diversité fonctionnelle.

Les résultats de cette étude valident les préférences d'habitat des communautés d'insectes benthiques en montrant une forte association avec les substrats stables comme les galets et les rochers. Cependant, l'étude est limitée par son échelle spatiale et temporelle restreinte et ne prend pas en compte les espèces rares. Des recherches futures sur une échelle plus large et une durée plus longue sont nécessaires pour confirmer ces observations et pour mieux comprendre la dynamique des communautés benthiques dans différents contextes environnementaux.

En conclusion, ces résultats soulignent l'importance du type de substrat et des conditions hydrologiques dans la gestion et la conservation des écosystèmes aquatiques, en particulier dans les régions arides. Ils fournissent des bases solides pour des stratégies de préservation adaptées, en tenant compte des préférences spécifiques des macro-invertébrés.

A decorative background featuring a blue geometric pattern of overlapping triangles and polygons, primarily located at the top and bottom of the page. The pattern consists of various shades of blue, from light to dark, creating a modern, abstract look.

# **Références bibliographiques**

### Références bibliographiques

#### A

- Abdessemed, K. (1981). Le Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica Manetti*) dans les massifs de l'Aurès et du Belezma : étude phytosociologique et problèmes de conservation et d'aménagement. Thèse docteur-ingénieur. Faculté des Sciences et Techniques Saint-Jérôme, Marseille, 149 p.
- Abdessemed, K. (1984). Les problèmes de la dégradation des formations végétales dans l'Aurès (Algérie). Première partie : La dégradation, ses origines et ses conséquences. *Forêt méditerranéenne*, T.VI, (1), 19–26.
- Aboukacem, A. (2007). Étude hydrobiologique comparative des oueds Boufekrane et Ouislane à la traversée de la région de Meknès. Impact sur la santé et l'environnement. Thèse d'Etat. Université Moulay Ismail, Meknès (Maroc), 159p.
- Addo-Bediako, A. (2021). Spatial distribution patterns of benthic macroinvertebrate functional feeding groups in two rivers of the Oliphant's river system, South Africa. *Journal of Freshwater Ecology*, 36(1), 97–109. <https://doi.org/10.1080/02705060.2021.1901789>
- AFNOR. (2005). Qualité de l'eau. Dosage des matières en suspension : Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre NF EN 872 : *AFNOR Report*.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Allan, J.D., & Castillo, M.M. (2007). Stream Ecology: Structure and function of running waters. 2<sup>nd</sup> Edition, Chapman and Hall, New York. <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>
- Altieri, P., Paz, L. E., Jensen, R. F., Donadelli, J., & Rodrigues Capítulo, A. (2021). Transplanting macrophytes as a rehabilitation technique for lowland streams and their influence on macroinvertebrate assemblages. *Anais Da Academia Brasileira de Ciencias*, 93(3). <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120191029>
- Anderson, N. H., & Wallace, J. B. (1995). Habitat, Life History, and Behavioral Adaptations of Aquatic Insects. In Merritt, R.W., and K.W. Cummins (eds.), *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 3<sup>rd</sup> Edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa.
- ANRH, (2001). Inventaire des ressources en sols d'Algérie 1963–2001.
- Arab, A., Lek, S., Lounaci, A., & Park, Y. S. (2004). Spatial and temporal patterns of benthic invertebrate communities in an intermittent river (North Africa). *Annales de Limnologie*, 40(4), 317–327. <https://doi.org/10.1051/limn/2004029>
- Arimoro, F. O., & Ikomi, R. B. (2009). Ecological integrity of upper Warri River, Niger Delta using aquatic insects as bioindicators. *Ecological Indicators*, 9(3), 455–461. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.06.006>

## Références bibliographiques

---

Azrina, M. Z., Yap, C. K., Rahim Ismail, A., Ismail, A., & Tan, S. G. (2006). Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64(3), 337–347. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.04.003>

### **B**

Bagnouls, F., & Gaussen, H. (1953). Saison sèche et indice xérothermique. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse*, 88, 193–194.

Ballais, J.L. (1981). Recherches géomorphologiques dans les Aurès (Algérie). Thèse doctorat, Université de Paris I, 572p.

Ballais, J.L., & Vogt, T. (1980). Croûte calcaires quaternaires du piémont Nord des Aurès (Algérie). Recherches géographiques à Strasbourg.

Baptista, D. F., Buss, D. F., Dorvillé, L. F. M., & Nessimian. (2001). Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio De Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61(2), 295–304.

Barbault, R. (1981). Ecologie des populations et des peuplements. Edition Masson, Paris, 200p.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable Rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish (2<sup>nd</sup> Edition). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Griffith, G. E., Frydenborg, R., Mccarron, E., White, J. S., & Bastian, M. L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(2).

Bartram, J. (1996). Water quality monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes (Bartram Jamie & Ballance Richard, Edition.) Chapman and Hall.

Baziz, N. (2017). Contribution à la caractérisation et modélisation du cycle de l'eau potable et les risques associés dans la Wilaya de Batna (Approche par SIG). Thèse doctorat ès Sciences, Université Mostafa Ben Boulaid, Batna 2, 157p.

Bebba, N., El Alami, M., Arigue, S.F., & Arab A. (2015). Mesological and biotypological study of Mayflies populating in Abdi wadi (Algeria). *Journal of Materials and Environmental Science*, 6(4), 1164–1177.

Beghami, Y. (2013). Ecologie et dynamique de la végétation de l'Aurès : Analyses spatiotemporelle et étude de la flore forestière et montagnard. Thèse doctorat d'état, Université Mohamed Kheider, Biskra, 193p.

Belaidi, N., Taleb, A., & Gagneur, J. (2004). Composition and dynamics of hyporheic and surface fauna in a semi-arid stream in relation to the management of a polluted reservoir. *International Journal of Limnology*, 40(3): 237-248. <https://doi.org/10.1051/limn/2004020>

## Références bibliographiques

---

- Bellion, Y. (1976). Etude géologique et hydrologique de la terminaison occidentale des Monts du Belezma (Algérie). Thèse 3<sup>ème</sup> cycle, Paris VI, 221p.
- Belloula, R., & Benaïcha, L. (2019). Base de données et valorisation de la biodiversité des vertébrés du Parc National de Belezma. Mémoire Master, Biologie de la conservation, Université Batna 2. 48p.
- Benmessaoud, H., Kalla, M., & Driddi, H. (2009). Évolution de l'occupation des sols et désertification dans le sud des Aurès (Algérie). *M@ ppemonde*, 94, 1–11.
- Ben Moussa, A., Chahlaoui, A., Rour, E., & Chahboune M. (2014). Diversité taxonomique et structure du macrofaune benthique des eaux superficielles de l'oued Koumane. Moulay idriss Zerhoun, Maroc. *Journal of Materials and Environmental Science*, 5(1): 183-198.
- Bennoui, D., & Bensaid, M. (2019). Base de données et valorisation de la faune invertébrée du Parc National de Belezma (Batna). Mémoire Master, Biologie de la conservation, Université Batna 2. 28p.
- Benzina, I., & Si Bachir, A. (2018). Diversity of benthic macroinvertebrates and streams quality in the National Park of Belezma (Northern-East, Algeria). *LIFE: International Journal of Health and Life-Sciences*, 4, 1–18. <https://doi.org/10.20319/ijhls.2018.41.0118>
- Benzina, I., Si Bachir, A., Santoul, F., & Céréghino, R. (2021). Macroinvertebrate functional trait responses to environmental gradients and anthropogenic disturbance in arid-land streams of North Africa. *Journal of Arid Environments*, 195. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104626>
- Benzina, I., Si Bachir, A., Saheb, M., Santoul, F. & Céréghino, R. (2018). Macroinvertebrate communities respond to anthropogenic pressure in arid-land streams of North East Algeria. *Vie et Milieu*, 68(4):271-280. <https://www.researchgate.net/publication/332845092>
- 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. <https://doi.org/10.2478/s11756-019-00326-8>
- Berrahou, A., Cellot, B., & Richoux, P. (2001). Longitudinal distribution of benthic macroinvertebrates in the Moulouya River (Morocco). *Annales de Limnologie*, 37(3), 223–235. <https://doi.org/10.1051/limn/2001020>
- Bigot, L., & Bidot, P. (1973). Contribution à l'étude biocénotique de la garrigue à *Quecus coccifera* – II. Composition biotique du peuplement des invertébrés. *Vie et Milieu*, 23(2):229–249.
- Blondel, J. (1979). Biologie et écologie. Edition Masson, Paris, 173p.
- Bode, R.W., Novak, M.A., & Abele Lawrence, E. (1996). Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State, Albany (New York). Stream Monitoring Unit, Bureau of Monitoring and Assessment, Division of Water.
- Borrego, A.F., & Romero, P. (1982). Study of the microbiological pollution of a Malaga littoral area II. Relationship between fecal coliforms and fecal streptococci. VIe journée étude. Pollutions, Cannes, France, 561-569.

## Références bibliographiques

---

Boukerker, H., Si bachir, A., (2016). Biodiversity of xylophagous insects and their role in the *Cedrus atlantica* forests decline in the national park of Belezma–Batna-(Algeria). *Courrier du Savoir* 20: 79–90.

Boulton, A. J., & Lake, P. S. (1992). The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. II. Comparisons of faunal composition between habitats, rivers and years. *Freshwater Biology*, 27(1), 99–121. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1992.tb00527.x>

Boulton, A.J., Boyero, L., Covich, A.P., Dobson, M., Lake, S., & Pearson, R. (2008). Are tropical streams ecologically different from temperate streams? *Tropical Stream Ecology*, 257–284. <https://doi.org/10.1016/B978-012088449-0.50011-X>

Boumaiza, M. (1994). Recherches sur les eaux courantes de Tunisie. Faunistique, Écologie et Biogéographie. Thèse de doctorat d'état es. Sciences Biologiques. Faculté Sciences Tunis, Tunisie, 429 pp.

Bourassa, A.L., Fraser, L., & Beisner, B.E. (2017). Benthic macroinvertebrate and fish metacommunity structure in temperate urban streams. *Journal of Urban Ecology*, 3(1),1–14 <https://doi.org/10.1093/jue/jux012>

Bousslama, Z., Dalia, L., & Zihad, B. (2014). Caractérisation des macro invertébrés et les amphibiens dans différents plans d'eau de l'extrême Nord-est Algérien. *European Journal of Scientific Research*, 123(1). <http://www.europeanjournalofscientificresearch.com>

Bridgewater, L. (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association, 22<sup>nd</sup> Edition.

Buffagni, A. (2021). The lentic and lotic characteristics of habitats determine the distribution of benthic macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Freshwater Biology*, 66(1), 13–34. <https://doi.org/10.1111/fwb.13596>

Buss, D. F., Carlisle, D. M., Chon, T. S., Culp, J., Harding, J. S., Keizer-Vlek, H. E., Robinson, W. A., Strachan, S., Thirion, C., & Hughes, R. M. (2015). Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(1). <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4132-8>

## C

Caissie, D. (2006). The thermal regime of rivers: A review. *Freshwater Biology*, 51(8), 1389–1406. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x>

Callisto, M., Moreno, P., & Barbosa, F. A. R. (2001). Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra Do Cipó, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61(2).

Camara, I. A., Kra, M. K., Kouadio, N. K., Konan, M. K., Edia, E. O., Doumbia, L., Ouattara, A., & Diomande, D. (2020). Composition, structure and functional feeding of aquatic entomofauna in Kodjobou ; Lake: Water quality assessment. *Open Journal of Ecology*, 10(04), 160–176. <https://doi.org/10.4236/oje.2020.104011>

Camargo, J. A. (2019). Positive responses of benthic macroinvertebrates to spatial and temporal reductions in water pollution downstream from a trout farm outlet. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 420. <https://doi.org/10.1051/kmae/2019010>

## Références bibliographiques

---

- Céréghino, R., Cugny, P., & Lavandier, P. (2002). Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *Hydrobiology*, 87(1), 47–60.
- Cheng, Y., He, H., Cheng, N., & He, W. (2016). The effects of climate and anthropogenic activity on hydrologic features in Yanhe River, *Advances in Meteorology*, 5297158. <https://doi.org/10.1155/2016/5297158>
- Chergui, H., Chavanon, G., Berrahou, A., & Melhaoui, M. (1990). À propos des Plécoptères du Maroc oriental. *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, 14 : 51–53.
- Compin, A., & Céréghino, R. (2003). Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system (France). *Ecological Indicators*, 3(2), 135–142. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(03\)00016-5](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(03)00016-5)
- Cornet, A. (1951). Le problème géologique du chott Ech chergui. 70<sup>ème</sup> congrès A.F.A.S, Tunis, fasc1, 115-131.
- Cortés-Guzmán, D., Alcocer, J., & Cummins, K. W. (2021). Benthic macroinvertebrates of tropical streams: functional and trophic diversity of the Lacantún River, Mexico. *Limnology*, 22(3), 313–328. <https://doi.org/10.1007/s10201-021-00658-y>
- Côte, M. (1974). Les régions bioclimatiques de l'Est algérien (Curer), Université de Constantine.
- Côte, M. (2003). Société d'étude et de recherche sur l'Aurès antique, revue annuelle n°1, Paris. 100p.
- Couceiro, L., Maneiro, I., Ruiz, J. M., & Barreiro, R. (2011). Multiscale genetic structure of an endangered seaweed *ahnfeltiopsis pusilla* (rhodophyta): Implications for its conservation. *Journal of Phycology*, 47(2), 259–268. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2011.00959.x>
- Creteur, X. (1998). Pollution microbienne des eaux : origine et mécanismes. Mémoire D.U., Eau et Environnement, D.E.P, Université de Picardie Jules Verne, Amiens, France, 60p.
- Cummins, K. W. (2016a). Combining taxonomy and function in the study of stream macroinvertebrates. *Journal of Limnology*, 75(1S), 235–241. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1373>
- Cummins, K. W. (2016b). Functional Analysis of Stream Macroinvertebrates. [www.intechopen.com](http://www.intechopen.com)
- Cummins, K. W. (2019). Functional analysis of stream macroinvertebrates. *Limnology - Some New Aspects of Inland Water Ecology*. Intech Open. <https://doi.org/10.5772/intechopen.79913>
- Cummins, K. W., Merritt, R. W., & Andrade, P. C. N. (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. <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>
- Cummins, K. W., Wilzbach, M. A., Gates, D. M., Perry, J. B., & Taliaferro, W. B. (1989). Shredders and Riparian Vegetation. *BioScience*, 39(1), 24–30. <https://doi.org/10.2307/1310804>

### D

- Dajoz, R. (2003). Précis d'écologie. Edition Dunod, Paris. 615–619.
- Dakki, M. (1986). Recherches hydrobiologiques sur le Haut Sebou (Moyen-Atlas). Une contribution à la connaissance faunistique, écologique et historique des eaux courantes sudméditerranéennes. Thèse d'État, Université. Mohamed V, Fac. Rabat, 214 p.
- Da Silva Pereira, T., Gomes Pio, J.F., Calor, A.R., & Copatti, C.E. (2017). Can the substrate influence the distribution and composition of benthic macroinvertebrates in streams in northeastern Brazil? *Limnologica*, 63, 27–30. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.12.003>.
- Däll, P., & Zhang, J. (2010). Impact of climate change on freshwater ecosystems: A global-scale analysis of ecologically relevant river flow alterations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(5), 783–799. <https://doi.org/10.5194/hess-14-783-2010>
- De Castro Vasconcelos, M., & Melo, A. S. (2008). An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia*, 610(1), 321–329. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9447-4>
- Decamps, H. (1971). La vie dans les cours d'eau. Edition Presses universitaires de France.
- Dedieu, N., Rhone, M., Vigouroux, R., & Céréghino, R. (2015). Assessing the impact of gold mining in headwater streams of Eastern Amazonia using Ephemeroptera assemblages and biological traits. *Ecological Indicators*, 52, 332–340. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.012>
- De lartigue, M. (1904). Monographie de l'Aurès. Constantine, 491p.
- Dos Santos, D.A., Molineri, C., Reynaga, M.C., & Basualdo, C. (2011). Which index is the best to assess stream health? *Ecological Indicators*, 11, 582–589. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.08.004>
- Drover, D. R., Schoenholtz, S. H., Soucek, D. J., & Zipper, C. E. (2020). Multiple stressors influence benthic macroinvertebrate communities in central Appalachian coalfield streams. *Hydrobiologia*, 847(1), 191–205. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04081-4>
- Dufour, S., Rodríguez-González, P. M., & Laslier, M. (2019). Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. *Science of the Total Environment*, 653, 1168–1185. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.383>
- Durance, I., & Ormerod, S. J. (2007). Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology*, 13(5), 942–957. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01340.x>

### E

- Edegbene, A. O., Jazuli, A., Ayuba, I. M., Edegbene Ovie, T. T., & Akumabor, E. C. (2023). Assessing the ecological health of River Ringim, Northwestern, Nigeria using macroinvertebrate-based Chanchaga Multimetric Index. *Water Science*, 37(1), 71–79. <https://doi.org/10.1080/23570008.2023.2215571>

## Références bibliographiques

---

Emberger, L. (1971). Travaux de botanique de l'écologie. Ed. Masson et Cie, France. 520p.

El Husseiny, I. M., Mona, M. H., Seif, A. I., & Yassin, M. T. (2015). Aquatic insects as bio indicators for pollution in some Egyptian streams. <http://www.sci-africpublishers.org>

El Yaagoubi, S., El Alami, M., Harrak, R., Azmizem, A., Ikssi, M., & Mansour, M. R. A. (2023). Assessment of functional feeding groups (FFG) structure of aquatic insects in North-western Rif - Morocco. *Biodiversity Data Journal*, 11. <https://doi.org/10.3897/BDJ.11.E104218>

### F

Fenoglio, M. S., Rossetti, M. R., & Videla, M. (2020). Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 29(8), 1412–1429. <https://doi.org/10.1111/geb.13107>

Ferreira, W.R., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Oliveira, L.G., & Callisto, M. (2014). Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *Freshwater Science*, 33(3), 860–871. <https://doi.org/10.1086/676951>

Fidelis, L., Nessimian, L. J., & Hamada, N. (2008). Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central Spatial distribution of aquatic insects communities in small streams in Central Amazonia, *Acta Amazonica*, 38(1).

Fierro, P., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, C., Cerna, C., & Vargas-Chacoff, L. (2017). Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of the Total Environment*, 609, 724–734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>

Fu, L., Jiang, Y., Ding, J., Liu, Q., Peng, Q. Z., & Kang, M. Y. (2016). Impacts of land use and environmental factors on macroinvertebrate functional feeding groups in the Dongjiang River basin, southeast China. *Journal of Freshwater Ecology*, 31(1), 21–35. <https://doi.org/10.1080/02705060.2015.1017847>

### 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, Evolution, and Systematics*, 30:51–81. [www.annualreviews.org](http://www.annualreviews.org)

Geldreich, E. E., & Litsky, W. (1976). Fecal coliform and fecal streptococcus density relationships in waste discharges and receiving waters. *Critical Reviews in Environmental Control*, 6(4), 349–369. <https://doi.org/10.1080/10643387609381645>

Ghougali, F., Si Bachir, A., Chaabane, N., Brik, I., Medjber, R. A., & Rouabah, A. (2019). Diversity and distribution patterns of benthic insects in streams of the Aurès arid region (NE Algeria). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 48(1), 31–42. <https://doi.org/10.2478/ohs-2019-0004>

## Références bibliographiques

---

- Gieswein, A., Hering, D., & Lorenz, A. W. (2019). Development and validation of a macroinvertebrate-based biomonitoring tool to assess fine sediment impact in small mountain streams. *Science of the Total Environment*, 652, 1290–1301. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.180>
- Giudicelli, J., Dakki, M. (1984). Les sources du Moyen Atlas et du Rif (Maroc) : faunistique (description de deux espèces nouvelles de trichoptères), écologie, intérêt biogéographique. *Bijdr Dierk*, 54, 83–100.
- Giudicelli, J., Dakki, M., & Dia A. (1985). Caractéristiques abiotiques et hydrobiologiques des eaux courantes méditerranéennes. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 22(4): 2094–2101.
- Gleick, P.H. (1996). Basic Water Requirements for Human Activities: Meeting Basic Needs. *Water International*, 21, 83–92. <https://doi.org/10.1080/02508069608686494>
- Gonçalves, F. B., & Santos De Menezes, M. (2011). A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. *Biota Neotropica*, 11(4). <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n4/en/abstract?article+bn00411042011> <http://www.biotaneotropica.org.br>
- Gonçalves, J. F., França, J. S., Medeiros, A. O., Rosa, C. A., & Callisto, M. (2006). Leaf breakdown in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology*, 91(2), 164–177. <https://doi.org/10.1002/iroh.200510826>
- Gouat, P., & Gouat, J. (1983). L’habitat du goundi (*Ctenodactylus gundi*) dans le massif de l’Aurès (Algérie). *Mammalia*, 47(4), 507–518.
- Grubaugh, J. W., Wallace, J. B., & Houston, E. S. (1996). Longitudinal changes of macroinvertebrate communities along an Appalachian stream continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(4), 896–909.
- Gupta, M., & Paliwal, A. (2010). Role of aquatic insects of water quality in related to physico-chemical parameters in Yamuna River at district Firozabad (U.P.). *Advanced in Bioresarch*, 1, 70–73.

## H

- Hamid, S. A., Rawi, M., & Salmah, C. (2014). Seasonal abundance and diversity of aquatic insects in rivers in Gunung Jerai forest reserve, Malaysia. *Sains Malaysiana*, 43(5), 667–674. <https://www.researchgate.net/publication/286327772>
- Haouchine, S. (2011). Recherche sur la faunistique et l’écologie des macro-invertébrés des cours d’eau de Kabylie. Université Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou, Algérie. 116p.
- Hawkins, C. P., & Norris, R. H. (2000). "Effects of taxonomic resolution and use of subsets of the fauna on the performance of RIVPACS-type models. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(3), 352–361.

## Références bibliographiques

---

Hecker, N., Costa, L.T., Farinha, J.C., & Thomas Vives P. (1996). Inventaire des zones humides méditerranéennes : collecte des données. Publication MedWet/wetlands International/ Instituto da Conservação da Natureza, Volume III Lisbonne, 99p.

Henriques-Oliveira, A. L., & Nessimian, J. L. (2010). Aquatic macroinvertebrate diversity and composition in streams along an altitudinal gradient in Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 10(3).

<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n3/en/abstract?article+bn02010032010><http://www.biotaneotropica.org.br/v10n3/en/abstract?article+bn02010032010>

Hepp, L. U., Landeiro, V. L., & Melo, A. S. (2012). Experimental assessment of the effects of environmental factors and longitudinal position on alpha and beta diversities of aquatic insects in a Neotropical stream. *International Review of Hydrobiology*, 97(2). <https://doi.org/10.1002/iroh.201111405>

Holomuzki, J. R., & Biggs, B. J. F. (1999). Nordic society Oikos distributional responses to flow disturbance by a stream-dwelling snail. *Oikos*, 87(1).

Hounslow Arthur. (1995). Water quality data: Analysis and interpretation (CRC Press, 1<sup>st</sup> Edition).

### J

Jinggut, T., Yule, C. M., & Boyero, L. (2012). Stream ecosystem integrity is impaired by logging and shifting agriculture in a global megadiversity center (Sarawak, Borneo). *Science of The Total Environment*, 437, 83–90. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2012.07.062>

Jones, J. I., Murphy, J. F., Collins, A. L., Sear, D. A., Naden, P. S., & Armitage, P. D. (2012). The impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Research and Applications*, 28(8). <https://doi.org/10.1002/rra.1516>

Jun, Y. C., Kim, N. Y., Kwon, S. J., Han, S. C., Hwang, I. C., Park, J. H., Won, D. H., Byun, M. S., Kong, H. Y., Lee, J. E., & Hwang, S. J. (2011). Effects of land use on benthic macroinvertebrate communities: Comparison of two mountain streams in Korea. *Annales de Limnologie*, 47, S35–S49. <https://doi.org/10.1051/limn/2011018>

### K

Kaboré, I., Moog, O., Alp, M., Guenda, W., Koblinger, T., Mano, K., Ouéda, A., Ouédraogo, R., Trauner, D., & Melcher, A. H. (2016). Using macroinvertebrates for ecosystem health assessment in semi-arid streams of Burkina Faso. *Hydrobiologia*, 766(1), 57–74. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2443-6>

Knighton, D. (1998). Fluvial Forms and Processes: A New Perspective. 2<sup>nd</sup> Edition, Taylor & Francis group, 400p. <https://doi.org/10.4324/9780203784662>

Knouft, J. H., & Ficklin, D. L. (2017). The potential impacts of climate change on biodiversity in flowing freshwater systems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 111–133 <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316>

## Références bibliographiques

---

Korbaa, M., Bejaoui, M., & Boumaiza, M. (2009). Spatio-temporal variation of the structure of the ephemeroptero fauna in Sejenane stream (Ichkeul, northern Tunisia). *Revue Des Sciences de l'Eau*, 22(3), 373–381. <https://doi.org/10.7202/037776ar>

### L

Lafitte, R. (1939). Structure et relief de l'Aurès. *Bulletin de l'Association de Géographes Français*, 119, 34–40.

Lamine, S., Lounaci, A., & Bennis, Nard. (2019). Biodiversity and chorology of aquatic beetles (Coleoptera: Elmidae and Hydraenidae) in Kabylia (central-north Algeria). New records and updates. *Zootaxa*, 4700(1): <https://doi.org/102-116>. [10.11646/zootaxa.4700.1.5](https://doi.org/10.11646/zootaxa.4700.1.5)

Larned, S. T., & Datry, T. (2013). Flow variability and longitudinal patterns in ephemeral rivers. *Journal of Hydrology*, 479, 135–147.

Leslie, A. W., & Lamp, W. O. (2017). Taxonomic and functional group composition of macroinvertebrate assemblages in agricultural drainage ditches. *Hydrobiologia*, 787(1), 99–110. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2947-8>

Li, F., Cai, Q., Fu, X., & Liu, J. (2009). Construction of habitat suitability models (HSMs) for benthic macroinvertebrate and their applications to instream environmental flows: A case study in Xiangxi River of three gorges reservoir region, China. *Progress in Natural Science*, 19(3), 359–367. <https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2008.07.011>

Lock, M. A., Wallace, R. R., Costerton, J. W., Ventullo, R. M. & Charlton, S. E. (1984). River epilithon: toward a structural-functional model. *Oikos*, 42,10–22.

Lounaci, A. (2005). Recherche sur la faunistique, l'écologie et biogéographie des macroinvertébrées des cours d'eau de Kabylie. Thèse doctorat d'état. U.M.M.T.O: 209 p.

Lounaci, A., Brosse, S., Thomas, A., & Lek, S. (2000). Abundance, diversity and community structure of macroinvertebrates in an Algerian stream: The Sebaou wadi. *Annales de Limnologie*, 36(2), 123–133. <https://doi.org/10.1051/limn/2000008>

### M

Mackintosh, T.J., Davis, J.A., Thompson, R.M. (2015). The influence of urbanisation on macroinvertebrate biodiversity in constructed stormwater wetlands. *Science of Total Environment*, 536, 527–537.

Madigan, M. T., Bender, K. S., Buckley, D. H., Sattley, W. M., & Stahl, D. A. (2018). Brock Biology of Microorganisms (15<sup>th</sup> Edition). Pearson. 1058p.

Madomguia, D., Togouet, S. H. Z., & Fomena, A. (2016). Macroinvertebrates functional feeding groups, Hilsenhoff Biotic Index, Percentage of tolerant taxa and intolerant taxa as major indices of biological assessment in ephemeral stream in Sudano-Sahelian zone (Far-North, Cameroon). *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 5(10), 792–806. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2016.510.086>

## Références bibliographiques

---

- Magurran, A. E. (2021). Measuring biological diversity. *Current Biology*, 31(19), R1174–R1177. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.07.049>
- Mangadze, T., Dalu, T., & William Froneman, P. (2019). Biological monitoring in southern Africa: A review of the current status, challenges and future prospects. *Science of the Total Environment*, 648, 1492–1499. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.252>
- Margalef, R. (1960). Valeur indicatrice de la composition des pigments du phytoplancton sur la productivité, composition taxonomique et propriétés dynamiques des populations. *Rapp. Comm. Int. Medit*, 15: 277–281.
- Maseke, F. O., Raburu, P. O., & Muchiri, M. (2009). A preliminary benthic macroinvertebrate index of biotic integrity (B-IBI) for monitoring the Moiben River, Lake Victoria basin, Kenya. *African Journal of Aquatic Science*, 34(1), 1–14. <https://doi.org/10.2989/AJAS.2009.34.1.1.726>
- McCaffrey, C.M. (2021). The use of mayflies, stoneflies and caddisflies as indicators of fine sediment pollution in Salmon-bearing streams of the Pacific Northwest, Portland State University. <https://doi.org/10.15760/etd.7542>
- Meharzi, M. K. (1994). Le rôle de l'orographie dans la répartition spatiale des précipitations dans le massif de l'Aurès. *Méditerranée*, 80(3), 73–78. <https://doi.org/10.3406/medit.1994.2861>
- Meradi, K., Bounar, R., Benzina, I., Meradi, S., Si Bachir, A., & Céréghino, R. (2024). How do substrate types affect the seasonal richness and functional feeding groups variation of benthic insects in an arid region (northeastern Algeria)? *Biologia*, 79:1749–1759 <https://doi.org/10.1007/s11756-024-01657-x>
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2008). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (4<sup>th</sup> Edition.). Kendall Hunt.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2017). Trophic relationships of macroinvertebrates. *Methods in Stream Ecology*, 3<sup>rd</sup> Edition, 1, 413–433. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-416558-8.00020-2>
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., Berg, M. B., Novak, J. A., Higgins, M. J., Wessell, K. J., & Lessard, J. L. (2002). Development and application of a macroinvertebrate functional-group approach in the bioassessment of remnant river oxbows in southwest Florida. *Journal of The North American Benthological Society*, 21(2).
- Minshall, G. W. (1988). Stream ecosystem theory: a global perspective. *Journal of The North American Benthological Society*, 7(4).
- Miserendino, M. L., & Masi, C. I. (2010). The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecological Indicators*, 10(2), 311–319. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.06.008>
- Morisawa, M. (1985). *Rivers: Forms and Process*. Longman, 7.

## Références bibliographiques

---

Moyo, S., & Richoux, N. B. (2017). Macroinvertebrate functional organisation along the longitudinal gradient of an Austral temperate river. *African Zoology*, 52(3), 125–136. <https://doi.org/10.1080/15627020.2017.1354721>

### N

Nahli, A., Oubraim, S. & Chlaida, M. (2022). Application of the biotic indices for water quality and resilience assessment of a disturbed stream (Casablanca, Morocco). *Biologia*, 77, 2887–2904. <https://doi.org/10.1007/s11756-022-01193-6>

Nahli, A., Oubraim, S., & Chlaida, M. (2023). Monitoring structural and functional responses of the macroinvertebrate community in a resilient stream after its depollution (Casablanca, Morocco). *Environmental Monitoring Assessment*, 195, 210. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10812-3>

Naorem, A., Jayaraman, S., Dang, Y. P., Dalal, R. C., Sinha, N. K., Rao, C. S., & Patra, A. K. (2023). Soil constraints in an arid environment, Challenges, Prospects, and Implications. *Agronomy*, 13(1). <https://doi.org/10.3390/agronomy13010220>

Novack, M., Romano, L., Nascimento, L. Do, Canterle, E., & Barboza, C. N. (2021). Benthic invertebrates associated with the aquatic macrophytes in a Brazilian subtropical reservoir. *Engenharia Sanitariae Ambiental*, 26(4). <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190377>

Nurul Huda, A., & Che Salmah, M. R. (2019). Functional feeding group (FFG) of aquatic macroinvertebrate in middle reach of Kerian River basin of north Malaysia Peninsula. *Tropical Life Sciences Research*, 30(2), 1–12. <https://doi.org/10.21315/tlsr2019.30.2.1>

### O

Oliveira, A. L. H. de, & Nessimian, J. L. (2010). Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(4), 424–441. <https://doi.org/10.4322/actalb.2011.007>

Ono, E. R., Manoel, P. S., Melo, A. L. U., & Uieda, V. S. (2020). Effects of riparian vegetation removal on the functional feeding group structure of benthic macroinvertebrate assemblages. *Community Ecology*, 21(2), 145–157. <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00014-7>

### P

Paunovic, M., Jakovcev-Todorovic, D., Simic, V., Stojanovic, B., & Petrovic, A. (2006). Trophic relations between macroinvertebrates in the Vlasina river (Serbia). *Archives of Biological Sciences*, 58(2), 105–114. <https://doi.org/10.2298/abs0602105p>

Pereira, L., Asrar, G. R., Bhargava, R., Fisher, L. H., Hsu, A., Jabbour, J., Nel, J., Selomane, O., Sitas, N., Trisos, C., Ward, J., van den Ende, M., Vervoort, J., & Weinfurter, A. (2021). Grounding global environmental assessments through bottom-up futures based on local practices and perspectives. *Sustainability Science*, 16(6), 1907–1922. <https://doi.org/10.1007/s11625-021-01013-x>

## Références bibliographiques

---

- Peters, N. E. (2009). Effects of urbanization on stream water quality in the city of Atlanta, Georgia, USA. *Hydrological Processes*, 23(20), 2860–2878. <https://doi.org/10.1002/hyp.7373>
- Pimentel, D. (1995). Amounts of pesticides reaching target pests: Environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 8(1), 17–29. <https://doi.org/10.1007/BF02286399>
- Pires, A.M., Cowx, I.G., & Coelho, M.M. (2000). Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia*, 435: 167-175. <https://doi.org/10.1023/A:1004003726283>
- Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K.D., & Hughes, R.M. (1989). Rapid Bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency. Assessment and Watershed protection Division.
- PNB, (2015). Plan de gestion du Parc National de Belezma (PNB, Batna - Algeria). Document interne PNB Partie 'A' : Approche descriptive et analytique, 124p.

### Q

- Quezel, P., & Barbero, M. (1990). Les forêts méditerranéennes, problèmes posés par leur signification historique, écologique et leur conservation, *Acta Botanica Malacitana*, 15.

### R

- Ramírez, A., Gutiérrez-Fonseca, P. E., Rio, R., Juan, S., & Rico, P. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *International Journal of Tropical Biology and Conservation*, 62.
- Ramos, H., Gurriana, L., Postolache, O., Pereira, M., & Girão, P. (2005). Development and characterization of a conductivity cell for water quality monitoring. In Third IEEE International Conference on Systems, Signals & Devices (SSD'2005), Sousse, Tunisia.
- Rawer-Jost, C., Böhmer, J., Blank, J., & Rahmann, H. (2000). Assessing the ecological integrity of running waters. *Hydrobiologia*, 422.
- Rejsek, F. (2002). Analyses des eaux : aspects réglementaires et techniques. *Sciences et techniques de l'environnement*. CRDP Aquitaine.
- Ries, K.G., & Crouse, M.Y. (2002). The National Flood Frequency Program, Version 3: A computer program for estimation magnitude and frequency of floods for ungaged sites. Water-Resources Investigations Report 02-4168.
- Riley, A. J., & Dodds, W. K. (2013). Whole-stream metabolism: Strategies for measuring and modeling diel trends of dissolved oxygen. *Freshwater Science*, 32(1), 56–69. <https://doi.org/10.1899/12-058.1>
- Rivers-Moore, N. A., Dallas, H. F., & Morris, C. (2013). Towards setting environmental water temperature guidelines: A South African example. *Journal of Environmental Management*, 128, 380–392.
- Rodier, J. (1994). L'analyse de l'eau (8<sup>ème</sup> Edition). Edition Dunod, Paris.

## Références bibliographiques

---

Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall Editions. 488p.

### S

Saab, H. B., Nassif, N., El Samrani, A. G., Daoud, R., Medawar, S., & Ouaini, N. (2007). Survey of bacteriological surface water quality (Nahr Ibrahim River, Lebanon). *Revue Des Sciences de l'Eau*, 20(4), 341–352. <https://doi.org/10.7202/016909ar>

Santhosh, S. K., & Ashadevi, R. (2015). Biomonitoring as a strategy for ecosystem health-a case study at the upper reaches of Vamanapuram river, Kerala. *International Journal of Science and Research*, 6(11), 750–754. [www.ijsr.net](http://www.ijsr.net)

Savić, A., Dmitrović, D., & Pešić, V. (2017). Ephemeroptera, plecoptera, and trichoptera assemblages of karst springs in relation to some environmental factors: A case study in central Bosnia and Herzegovina. *Turkish Journal of Zoology*, 41(1), 119–129. <https://doi.org/10.3906/zoo-1512-31>

Schriever, T. A., Bogan, M. T., Boersma, K. S., Cañedo-Argüelles, M., Jaeger, K. L., Olden, J. D., & Lytle, D. A. (2015). Hydrology shapes taxonomic and functional structure of desert stream invertebrate communities. *Freshwater Science*, 34(2). <https://doi.org/10.1086/680518>

Sellam, N., Zougaghe, F., & Moulai, R. (2017). Taxa richness and community structure of macroinvertebrates in rivers of different bioclimatic regions of Algeria. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 8(5). <http://www.jmaterenvirosci.com>

Simberloff, D., & Dayan, T. (1991). *The guild concept and the structure of ecological communities*. [www.annualreviews.org](http://www.annualreviews.org)

Sitati, A., Raburu, P. O., Yegon, M. J., & Masese, F. O. (2021). Land-use influence on the functional organization of Afrotropical macroinvertebrate assemblages. *Limnologia*, 88. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2021.125875>

Stewart, Ph. (1969). Quotient pluviométrique et dégradation biosphérique. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle d'Afrique du Nord*, Alger, 59(4) : 23–36.

Suhaila, A.H., Che salmah, M.R., & Nurul huda, A. (2014). Seasonal abundance and diversity of aquatic insects in Riversin Gunung Jerai Forest Reserve, Malaysia. *Sains Malaysiana*, 43(5): 667–674.

### T

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie. CNRS.

Taybi, A. F., Mabrouki, Y., Dakki, M., Berrahou, A., & Millán, A. (2020). Longitudinal distribution of macroinvertebrate in a very wet North African Basin: Oued Melloulou (Morocco). *Annales de Limnologie*, 56. <https://doi.org/10.1051/limn/2020016>

Theodoropoulos, C., Vourka, A., Skoulikidis, N., Rutschmann, P., & Stamou, A. (2018). Evaluating the performance of habitat models for predicting the environmental flow

## Références bibliographiques

---

requirements of benthic macroinvertebrates. *Journal of Ecohydraulics*, 3(1), 30–44. <https://doi.org/10.1080/24705357.2018.1440360>

Thomas, R., & Thomas, K. R. (2022). The influence of habitat structure and physico-chemical variables on entomofaunal diversity in a headwater stream of Pamba river, Kerala. *New Visions in Biological Science*, 9. <https://doi.org/10.9734/bpi/nvbs/v9/1871b>

Todd, D., & Mays, L. (2005). *Groundwater hydrology*. 3<sup>rd</sup> Edition, John Wiley and Sons, Inc., Hoboken, 652 p.

Tooth, S. (2000). Process, form and change in dryland rivers: a review of recent research. *Earth-Science Reviews*, 51. [www.elsevier.com/locate/earscirev](http://www.elsevier.com/locate/earscirev)

Torres-Ruiz, M., Wehr, J. D., & Perrone, A. A. (2007). Trophic relations in a stream food web: Importance of fatty acids for macroinvertebrate consumers. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 509–522. <https://doi.org/10.1899/06-070.1>

Touma, B. R., Encalada, A. C., & Fornells, N. P. (2009). Leaf litter dynamics and its use by invertebrates in a high-altitude tropical Andean stream. *International Review of Hydrobiology*, 94(4), 357–371. <https://doi.org/10.1002/iroh.200811161>

Touron-Poncet, H., Bernadet, C., Compin, A., Bargier, N., & Cereghino, R. (2014). Implementing the Water Framework Directive in overseas Europe: A multimetric macroinvertebrate index for river bioassessment in Caribbean islands. *Limnologica*, 47: 34–43.

### V

Vagenas, G., Theodoropoulos, C., Moutaouakil, S., Benaissa, H., Fendane, Y., Stambouli, M. T., Dimitriou, E., Ghamazi, M., & Stamo, A. (2022). Habitat suitability curves of macro invertebrates from a large north African river (Oum Errabia, Morocco). *Marine and Inland Waters Research Symposium*.

Van der Meer, T. V., Van der Lee, G. H., Verdonschot, R. C. M., & Verdonschot, P. F. M. (2021). Macroinvertebrate interactions stimulate decomposition in WWTP effluent-impacted aquatic ecosystems. *Aquatic Sciences*, 83(4). <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00821-8>

Vannote, R. L., & Sweeney, B. W. (1980). Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities, 115(5). <http://www.journals.uchicago.edu/t-and-c>

Vilenica, M., Kerovec, M., Pozojević, I., & Mihaljević, Z. (2020). Mayfly response to different stress types in small and mid-sized lowland rivers. *ZooKeys*, 980, 57–77. <https://doi.org/10.3897/zookeys.980.54805>

### W

Walakira, P., & Okot-Okumu, J. (2011). Impact of industrial effluents on water quality of streams in Nakawa-Ntinda, Uganda. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 15(2), 289–296. [www.bioline.org.br/ja](http://www.bioline.org.br/ja)

Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41. [www.annualreviews.org](http://www.annualreviews.org)

## Références bibliographiques

---

Ward, J.V. & Stanford, J.A. (1983). The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. - In: Fontajne, T.D. & Bariett, S.M. (eds): Dynamics of lotic ecosystems, Ann Arbor, Michigan, 347–356.

Waters, N. M. C., & San Giovanni, C. R. (2002). Distribution and diversity of benthic macroinvertebrates associated with aquatic macrophytes. *Journal of Freshwater Ecology*, 17(2). <https://doi.org/10.1080/02705060.2002.9663890>

Wetzel, R. G. (2001). Limnology: Lake and River Ecosystems. Elsevier Academic Press. Gulf Professional Publishing, 1006p.

Williams, W. D. (1999). Salinisation: A major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 4(3-4), 85–91.

Woodcock, T.S., & Huryn, A.D. (2007). The Response of Macroinvertebrates Production to a Pollution Gradient in a Headwater Stream. *Freshwater Biology*, 52, 177–196.

Wotton, R. S., Malmqvist, B., Muotka, T., & Lursson, K. (1998). Fecal pellets from a dense aggregation of suspension-feeders in a stream: An example of ecosystem engineering. *Limnology and Oceanography*, 43(4), 719–725. <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.4.0719>

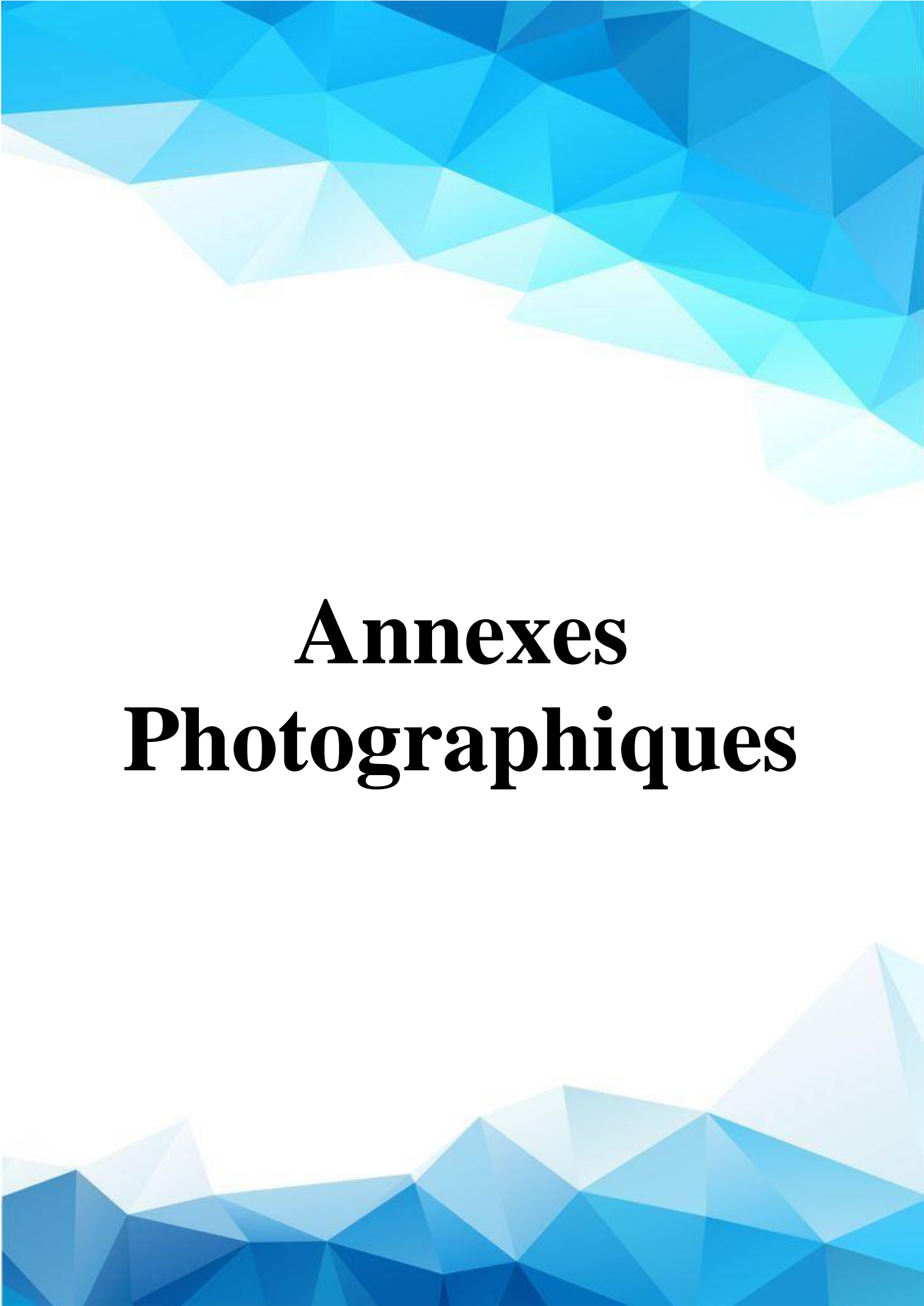
### Y

Yahi, N., Vela, E., Benhouhou, S., De Belair, G., & Gharzouli, R. (2012). Identifying important plants areas (Key biodiversity areas for plants) in northern Algeria. *Journal of Threatened Taxa*, 4(8). [www.threatenedtaxa.org](http://www.threatenedtaxa.org)

### 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). *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)*, 64(4), 305–321. <https://doi.org/10.3406/revec.2009.1494>

Zuedzang Abessolo, J. R., Yacoubi Khebiza, M., & Messouli, M. (2021). Response of benthic macroinvertebrates (ephemeroptera, plecoptera, trichoptera) to anthropogenic pressures in a context of climate change in the Ourika watershed (High Atlas of Morocco). *Hydroecologie Appliquee*, 21, 115–155. <https://doi.org/10.1051/hydro/2021001>



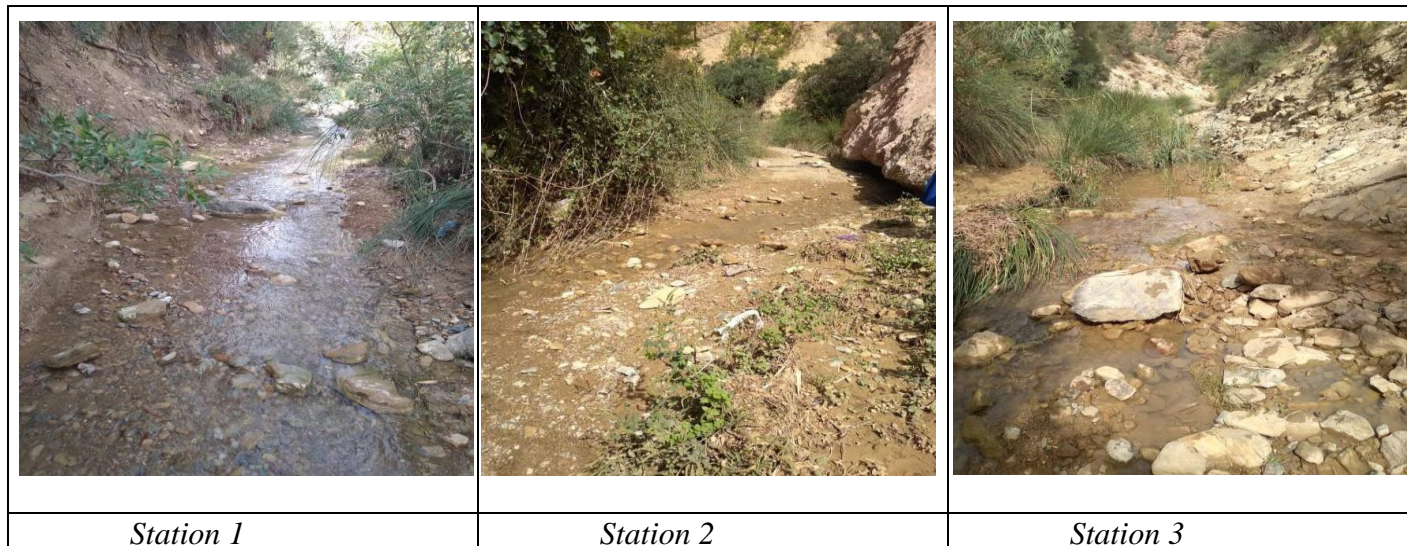
# **Annexes**

# **Photographiques**

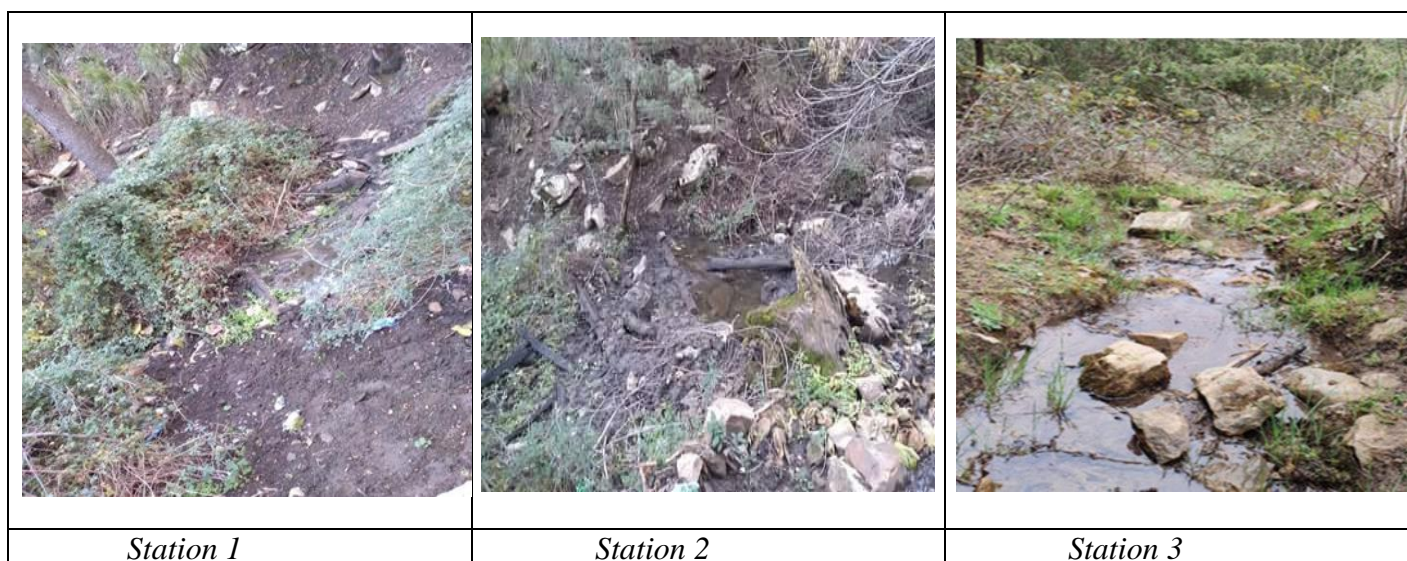
## Annexes photographiques

**Annexe 1 :** Vues générales des 12 stations explorées dans les oueds étudiés dans la région des Aurès (photos personnelles).

### Oued Bouilef



### Oued El-Ma



### Oued El-Gourzi



*Station 1*

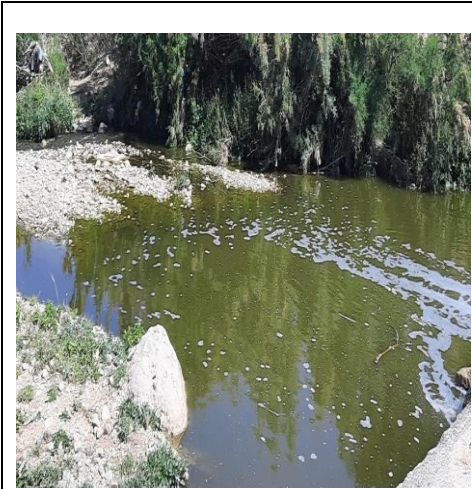


*Station 2*



*Station 3*

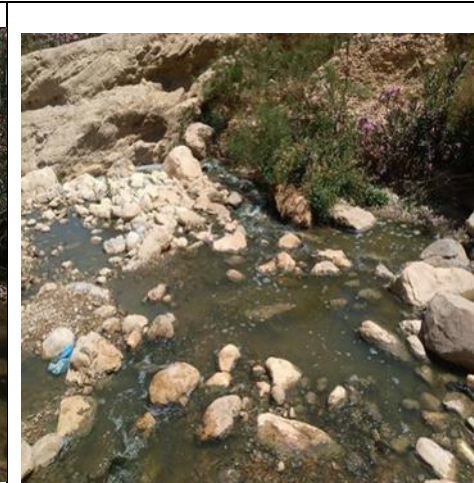
### Oued El-Hai



*Station 1*



*Station 2*



*Station 3*

**Annexe 2 :** Photos illustrant quelques familles de macroinvertébrés benthiques identifiés dans les quatre oueds étudiés dans la région des Aurès (photos personnelles). (x : Grossissement)



Lumbriculidae (x2)



Hirudidae (x0,8)



Viviparidae (x4)



Bithyniidae (x4)



Gammaridae (x0,8)



Caenidae (x4)



Hydrophilidae (x2)



Elmidae (x2)



Nepidae (x0,8)





Culicidae (x4 photo à gauche ; x6 photo à droite)



Chironomidae (x5)



Simuliidae (x5)



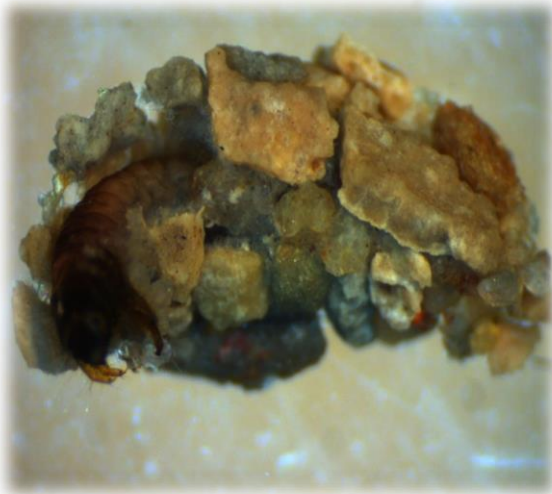
Tupilidae (x1)



Psychodidae (x4)



Syrphidae (x2)



Glossosomatidae ( x3 photo à gauche ; x6 photo à droite)



Hydropsychidae (x2)

## Résumé

Cette étude vise à examiner la diversité et la structure des communautés de macro-invertébrés benthiques dans certains oueds situés dans les étages bioclimatiques semi-aride et aride de la région de l'Aurès (Nord-Est de l'Algérie), en utilisant une approche taxonomique et fonctionnelle basée sur les groupes fonctionnels d'alimentation (FFG). Nous avons analysé la richesse et l'abondance des communautés en fonction de divers facteurs, tels que la période d'échantillonnage, les conditions environnementales, les paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau, et l'impact de la pollution anthropique. L'étude a été réalisée de septembre 2021 à août 2022, avec des échantillons saisonniers de quatre oueds : deux altérés (O. El-Gourzi et O. El-Hai) et deux non altérés (O. Bouilef et O. El-Ma). Au total, 12 stations ont été échantillonnées chaque saison. L'inventaire taxonomique global de ce travail comprend 22 068 individus répartis en quatre embranchements, correspondant à 78 genres/taxons répartis sur 7 classes, 16 ordres et 54 familles distinctes. La composition faunistique est similaire à celle d'autres régions semi-arides d'Afrique du Nord, bien que la diversité observée soit inférieure à celle des régions humides d'Algérie et des écosystèmes tempérés et tropicaux dans le monde. Les insectes représentent la classe la plus riche, comptent 8 ordres, 42 familles et 64 genres, tandis que les Clitellates suivent avec 3 ordres, 7 familles et 8 genres. Les Coléoptères et les Diptères sont les plus diversifiés, et les collecteurs-cueilleurs dominent en abondance (64,71 %). Les conditions environnementales varient considérablement, et les oueds altérés présentent des caractéristiques physico-chimiques dégradées, affectant la richesse des communautés. L'indice EPT indique une bonne qualité de l'eau dans les oueds non altérés, avec une abondance d'Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères, alors que les oueds altérés affichent des valeurs très faibles, suggérant une dégradation sévère. L'analyse des FFG révèle une abondance élevée des collecteurs-cueilleurs dans les oueds altérés et non altérés, mais une réduction marquée des racleurs et déchetiers dans les oueds altérés. L'analyse des ratios des groupes fonctionnels d'insectes benthiques révèle des différences marquées entre les oueds altérés et non altérés. Tous les oueds sont classés comme hétérotrophes, indiquant que la matière organique prédominante est allochtone, qu'elle provienne de la végétation riveraine ou des eaux usées. Les indices de déchetage montrent une diminution significative dans les oueds altérés, probablement en raison de l'élimination de la végétation riveraine et des modifications causées par les activités humaines. Les indices des collecteurs-filtreurs indiquent une abondance élevée dans les oueds non altérés, attribuable à une charge élevée de FPOM en suspension de bonne qualité. L'indice de stabilité de l'habitat montre que les substrats stables sont plus abondants dans les oueds non altérés, favorisant ainsi le développement des racleurs et des filtreurs-cueilleurs. En revanche, la réduction des substrats stables dans les oueds altérés entraîne une mauvaise fixation des insectes. L'indice de contrôle de prédation révèle une très faible abondance des prédateurs dans tous les oueds, indiquant un déséquilibre des relations prédateurs-proies. L'exploration mensuelle des différents substrats de l'oued Bouilef démontre que le type de substrat et les conditions hydrologiques influencent la biodiversité. Pendant la saison humide, la disponibilité des ressources alimentaires et la stabilité des substrats augmentent l'abondance des macro-invertébrés, alors que la saison sèche entraîne une érosion qui réduit cette diversité. Ces résultats confirment les préférences d'habitat des insectes benthiques pour les substrats stables comme les galets et les rochers. Enfin, ce travail met en évidence l'importance de l'approche fonctionnelle en tant qu'approche complémentaire à l'approche taxonomique pour évaluer l'état des écosystèmes aquatiques, ainsi que la nécessité de stratégies de gestion intégrée pour préserver la qualité écologique des cours d'eau.

**Mots clés :** Macro-invertébrés benthiques, Biodiversité, Qualité de l'eau, Approche taxonomique, Groupe fonctionnel d'alimentation (FFG), Oued, Aurès, Région aride, Région semi-aride, Préservation.

## Abstract

This study aims to examine the diversity and structure of benthic macro-invertebrate communities of some wadis located in the semi-arid and arid bioclimatic zones of the Aurès region (Northeast of Algeria) using a taxonomic and functional approach based on functional feeding groups (FFG). We analyzed the richness and abundance of communities based on various factors, such as sampling period, environmental conditions, and the physicochemical and microbiological parameters of the water, particularly the impact of anthropogenic pollution. The study was conducted from September 2021 to August 2022, with seasonal samples collected from four wadis: two altered (O. El-Gourzi and O. El-Hai) and two unaltered (O. Bouilef and O. El-Ma). In total, 12 stations were sampled each season. The overall taxonomic inventory of this work includes 22 068 individuals distributed across four phyla, corresponding to 78 genera/taxa across 7 classes, 16 orders, and 54 distinct families. The faunal composition is similar to that of other semi-arid regions in North Africa, although the observed diversity is lower than that of humid regions in Algeria and temperate and tropical ecosystems worldwide. Insects, representing the richest class, comprise 8 orders, 42 families, and 64 genera, while Clitellates follow with 3 orders, 7 families, and 8 genera. Coleoptera and Diptera are the most diverse, with gathering collectors dominating in abundance (64.71%). Environmental conditions vary significantly, and the altered wadis exhibit altered physicochemical characteristics, affecting community richness. The EPT index indicates good water quality in the unaltered wadis, with an abundance of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera, whereas the altered wadis show very low values, suggesting severe degradation. The analysis of FFG reveals a high abundance of gathering collectors in both altered and unaltered wadis, but a marked reduction in scrapers and shredders in the altered wadis. The analysis of the ratios of functional groups of benthic insects reveals marked differences between altered and unaltered wadis. All wadis are classified as heterotrophic, indicating that the predominant organic matter is allochthonous, whether from riparian vegetation or wastewater. Shredding indices show a significant decrease in the altered wadis, likely due to the removal of riparian vegetation and modifications caused by human activities. Filtering collectors indices indicate high abundance in the unaltered wadis, attributable to a high load of high-quality suspended FPOM. The habitat stability index shows that stable substrates are more abundant in the unaltered wadis, thus promoting the development of scrapers and gathering collectors. In contrast, the reduction of stable substrates in the altered wadis leads to poor insect fixation. The predation control index reveals very low abundance of predators in all wadis, indicating an imbalance in predator-prey relationships. Monthly exploration of the different substrates of the Bouilef wadi demonstrates that substrate type and hydrological conditions significantly influence biodiversity. During the rainy season, the availability of food resources and substrate stability increase the abundance of macro-invertebrates, while the dry season leads to erosion that reduces this diversity. These results confirm the habitat preferences of benthic insects for stable substrates such as pebbles and rocks. Finally, this work highlights the importance of the functional approach as a complementary method to the taxonomic approach for assessing the state of aquatic ecosystems, as well as the need for integrated management strategies to preserve the ecological quality of wadis.

**Key words:** Benthic macroinvertebrates, Biodiversity, Water quality, Taxonomic approach, Functional approach, Functional Feeding Group (FFG), Wadi, Aurès, Arid region, Semi-arid region, Preservation.

## ملخص

تهدف هذه الدراسة إلى فحص التنوع وبنية مجتمعات اللافقاريات الكبيرة القاعية في بعض الأودية الواقعة في المناطق المناخية شبه الجافة والجافة من منطقة الأوراس (شمال شرق الجزائر)، باستخدام نهج تصنيفي ووظيفي يعتمد على المجموعات الوظيفية الغذائية (FFG). تم تحليل ثراء وكثرة هذه المجتمعات بناءً على التغير في عوامل مختلفة مثل فترة أخذ العينات، الظروف البيئية، بالإضافة إلى المعايير الفيزيائية، الكيميائية والمكروبيولوجية للمياه، بما في ذلك تأثير التلوث الناتج عن الأنشطة البشرية. أجريت

الدراسة من سبتمبر 2021 إلى أوت 2022 مع أخذ عينات موسمية من أربعة أودية: اثنان ملوثان (وادي الجورزي ووادي الحي) واثنان غير ملوثين (وادي بويلف ووادي الماء). في المجموع، تم أخذ عينات من 12 محطة كل موسم. يشمل الجرد التصنيفي العام لهذا العمل 22,068 فردًا موزعين على أربعة شعب، تتوافق مع 78 جنسًا/نوعًا موزعة على 7 فئات و16 رتبة و54 عائلة متميزة. التركيبة الحيوانية مشابهة لتلك الموجودة في مناطق أخرى شبه الجافة في شمال أفريقيا، على الرغم من أن التنوع المرصود أقل من ذلك في المناطق الرطبة في الجزائر والأنظمة البيئية المعتدلة والاستوائية في العالم. تمثل الحشرات الطبقة الأكثر غنى، حيث تتكون

من 8 رتب و42 عائلة و64 جنسًا، بينما تأتي الحلقيات بعد ذلك مع 3 رتب و7 عائلات و8 أجناس. تعتبر غمديات الأجنحة وثنائيات الأجنحة الأكثر تنوعًا، حيث تهيمن جامعي المواد في الكثافة (64.71%). تختلف الظروف البيئية بشكل كبير وتظهر الأودية الملوثة خصائص فيزيائية وكيميائية متغيرة، تؤثر على غنى المجتمعات. يشير مؤشر EPT إلى جودة جيدة للمياه في الأودية غير الملوثة، مع وفرة من زائلات الجناح، مطويات الأجنحة وشعرية الأجنحة، بينما تظهر الأودية الملوثة قيمًا منخفضة جدًا، مما يشير إلى تدهور شديد. تكشف تحليل FFG عن وفرة عالية من "جامعي المواد الغذائية" في الأودية الملوثة وغير الملوثة، ولكن هناك انخفاض ملحوظ في "الكاشطين" و"المفككين" في الأودية الملوثة. تكشف تحليل النسب لمجموعات الحشرات القاعية عن اختلافات ملحوظة بين الأودية الملوثة وغير الملوثة. جميع الأودية مصنفة غير ذاتية التغذية، مما يدل على أن المادة العضوية السائدة هي خارجية، سواء كانت من الغطاء النباتي المجاور أو من مياه الصرف الصحي. تُظهر مؤشرات التفكيك انخفاضًا كبيرًا في الأودية الملوثة، ربما بسبب إزالة الغطاء النباتي المجاور والتغيرات الناتجة عن الأنشطة البشرية. تشير مؤشرات "جامعي المواد من خلال الترشيح" إلى وفرة عالية في الأودية غير الملوثة، ناتجة عن تحميل عالي من FPOM المعلق عالي الجودة. يظهر مؤشر استقرار الموائل أن الركائز المستقرة أكثر وفرة في الأودية غير الملوثة، مما يعزز تكاثر "الكاشطين" و"جامعي المواد من خلال الترشيح". بالمقابل، تؤدي تقليل الركائز المستقرة في الأودية الملوثة إلى ضعف تثبيت الحشرات. يكشف مؤشر التحكم في المفترسات عن وفرة منخفضة جدًا من المفترسات في جميع الأودية، مما يدل على عدم التوازن في علاقات المفترسات والفرائس. يظهر الاستكشاف الشهري للركائز المختلفة لوادي بويلف أن نوع الركيزة والظروف الهيدرولوجية تؤثر بشكل كبير على التنوع البيولوجي. خلال الموسم الرطب، تزيد وفرة الموارد الغذائية واستقرار الركائز من كثافة اللافقاريات القاعية، بينما يؤدي الموسم الجاف إلى نقص هذا التنوع. تؤكد هذه النتائج تفضيلات الموطن للحشرات القاعية لركائز مستقرة مثل الحصى والصخور. أخيرًا،

يبرز هذا العمل أهمية النهج الوظيفي كنهج مكمل للنهج التصنيفي لتقييم حالة النظم البيئية المائية، بالإضافة إلى الحاجة إلى استراتيجيات متكاملة للحفاظ على الجودة البيئية للأودية.

## الكلمات المفتاحية:

اللافقاريات الكبيرة القاعية، التنوع البيولوجي، جودة المياه، النهج التصنيفي، النهج الوظيفي، مجموعات التغذية الوظيفية، الوادي، الأوراس، المنطقة القاحلة، المنطقة شبه القاحلة، المحافظة.