

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية DEMOCRATIC AND POPULAR ALGERIAN REPUBLIC

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي MINISTRY OF HIGHER EDUCATION AND SCIENTIFIC RESEARCH

CHADLI BENDJEDID EL TARF UNIVERSITY

جامعة الشاذلي بن جديد - الطارف

كلية علوم الطبيعة والحياة FACULTY OF NATURE AND LIFE SCIENCES

قسم DEPARTMENT OF Biology



THÈSE

Présentée pour l'obtention du diplôme de :

DOCTORAT **LMD**

Filière : Ecologie et Environnement

Spécialité : Parasitologie et Interaction Négative

Par :

AISSA Widad

Thème

Réponse des populations de poisson : (Cyprinus carpio) au stress chimique et pathologique (parasites) dans le Barrage de Mechraa Sfa dans la région de Tiaret

Soutenue publiquement le **01 Juillet 2026** devant le jury composé de :

Nom et prénom	Grade	Etablissement	Qualité
M ^{me} . LAZLI Amel	Prof.	Université ChadliBendjedid-El-Tarf	Président
M ^{me} . GASMI Yousria	Prof	Université ChadliBendjedid-El-Tarf	Rapporteur
Mr. SAFA Omar	MCA	Université Ibn Khaldoun -Tiaret-	Co-rapporteur
M ^{me} . KHATI Wyllia	Prof	Université ChadliBendjedid-El-Tarf	Examineur
Mr. DJEMLI Samir	Prof	Université Badji Mokhtar- Annaba-	Examineur
Mr. BOUHAYENE Salah	MCA	Université 20 Aout 1955- Skikda-	Examineur

Année universitaire : 2025/2026

Remerciements

Louange et Gloire à Dieu, Le tout puissant qui nous a permis de mener à bien ce modeste travail

*J'exprime mes sincères remerciements à ^{Mme} **GASMI Yousria** pour avoir accepté d'encadrer mon travail, pour ses encouragements, ses compétences, ses précieux conseils, sa disponibilité et sa gentillesse.*

*Je remercie monCo-promoteur **Mr. SAFA Omar**, pour son aide et soutien à la réalisation de ce travail.*

Je tiens à adresser mes sincères remerciements aux membres du jury pour l'honneur qu'ils m'ont accordé en acceptant d'évaluer ce travail. Je leur suis reconnaissante pour le temps consacré à sa lecture, leurs remarques pertinentes, leurs conseils précieux et leur contribution, qui ont permis d'enrichir et d'améliorer la qualité de ce travail.

*Je présente aussi mes profondes gratitudes et mes respectueuses connaissances à **Mr. Nasri Hicham** le directeur de laboratoire de Biodiversité et de Pollution des Ecosystèmes de l'Université Chadli Ben Jdid -ElTaref-, et **Mr. BOUACHA Mohamed Islem** le directeur de laboratoire d'Agrobiotechnologie et de nutrition dans les zones semi-arides et arides de l'Université Ibn Khaldoun -Tiarret-*

*UN autre très grand merci pour **Prof. Ali AYDOGDU** et **Dr. Nurten AYDOGDU** de l'université d'Uludag Bursa -Turquie- il était vraiment une source inépuisable de conseils éclairés, et la pertinence de ses suggestions a été d'une importance déterminante.*

*Je souhaite également exprimer ma profonde reconnaissance à **Dr. Mohammed Saleh Albreiki** et **Dr. Hassan Ishaq** qui font partie d'Abu Dhabi Agriculture and food safety Authority qui m'ont apporté leur aide et partagé leurs précieuses connaissances dans le domaine vétérinaire. Leurs conseils, leur disponibilité et leur expérience pratique ont grandement contribué à enrichir mes recherches et à approfondir ma compréhension.*

Je remercie aussi

*Je remercie tous les enseignants de l'UNIVERSITE IBN KHALDOUN pour leurs conseils avisés et leur contribution précieuse à la réalisation de ce travail surtout **Mr. Ait Hammou Mohamed** et **Mr. SARMOUM Mohamed**..., et **Mr. KHELEF Yahia** de l'UNIVERSITE de HAMMA LAKHDAR- ELOUED-*

A l'ensemble des membres du département de Biologie de L'Université Chadli Ben Jdid.

*A l'ensemble des membres des laboratoires de la faculté SNV de Tiarret et de la raffinerie d'Arzew qui ont contribué par leur bonne humeur à créer un cadre de travail agréable surtout **Mr. MAAROUF Benchaib**....*

Que tous ceux qui de près ou de loin, ont contribué directement ou indirectement à la réalisation de ce travail

Dédicaces

Avec l'aide de Dieu, j'ai pu faire ce modeste travail

À mon très cher père

Tu as toujours été à mes côtés pour me soutenir et m'encourager que ce travail traduit ma gratitude et mon affection

À ma chère mère

Quoi que je fasse ou je dise je ne saurai point te remercier comme il se doit. Ton affection me couvre, ta bienveillance me guide et ta présence à mes côtés a toujours été ma source de force pour affronter les différents obstacles.

À mes très chers frères Mohamed et Bilel, pour leur soutien constant, leurs encouragements et leur présence précieuse tout au long de ce parcours.

À mes très chères sœurs

À ma douce nièce Hanaa, petite étoile rayonnante

À mes neveux adorés : Abd el-Bassir et Abd el-Kayoum

A mes amies

Aux enfants de l'Association de l'Incapacité Motrice Cérébrale de Tiaret, à sa directrice Mme Bendounane Khalida et à son adjoint Amellal Fawzi.

Résumé :

Ce travail représente la première étude multidisciplinaire concernant *Cyprinus carpio* (Carpe commune) dans le barrage de MechraaSfa (Tiaret, Algérie), une région assez préservée des activités industrielles.

L'examen physicochimique de l'eau indique une qualité généralement satisfaisante, bien que marquée par des conditions saisonnières défavorables comme l'augmentation de la température et la diminution de l'oxygène dissous pendant la saison sèche, associées à une contamination microbiologique (coliformes totaux). Les informations biométriques révèlent une croissance allométrique négative, sans impact significatif du genre, en dépit d'une disproportion dans le rapport sexe ratio. Les indices IGS, IHS, K et IP fluctuent en fonction des saisons, reflétant un comportement physiologique cyclique.

L'analyse écotoxicologique révèle de faibles concentrations en métaux lourds (Pb, Zn, Fe), qui ne constituent pas une menace pour la santé humaine mais qui laissent entrevoir une bioaccumulation graduelle à long terme. Cette hypothèse est soutenue par les niveaux bas de métallothionéines (MT). En termes de parasitologie, *Ergasilus briani* et *Dactylogyrus extensus* ont été reconnus comme les parasites prédominants, influençant les réactions biologiques de l'hôte. Les biomarqueurs de stress oxydatif (CAT, GST, GSH, MDA) ont révélé des variations saisonnières de l'activité enzymatique, suggérant une régulation adaptative en réponse aux conditions environnementales et aux infestations parasitaires. Ces observations valident l'utilité d'employer les biomarqueurs et les parasites comme instruments précis pour juger la qualité écologique des environnements aquatiques.

Mots clés : *Cyprinus carpio*, Barrage de MechraaSfa, Croissance allométrique, Infestation parasitaire, Écotoxicologie.

Abstract:

This study represents the first multidisciplinary investigation of *Cyprinus carpio* (Common carp) in the MechraaSfa dam (Tiaret, Algeria), a relatively pristine environment with limited industrial activity. Physicochemical analyses of the water revealed generally acceptable quality, although seasonal factors such as elevated temperatures, reduced dissolved oxygen during dry periods, and microbiological contamination (total coliforms) caused environmental stress. Biometric data showed negative allometric growth, with no significant effect of sex, despite an unbalanced sex ratio. Seasonal variation was observed in GSI, HIS, K and IP indices, indicating cyclical physiological activity. Ecotoxicological assessments revealed low concentrations of heavy metals (Pb, Zn, Fe), suggesting no immediate risk to human health, though potential long-term bioaccumulation remains a concern. This is supported by the relatively low levels of metallothioneins detected. Parasitological analysis identified *Ergasilusbriani* and *Dactylogyrusextensus* as dominant ectoparasites, influencing host stress responses. Oxidative stress biomarkers (CAT, GST, GSH, MDA) showed seasonal variation in enzyme activity, reflecting adaptive regulation to environmental conditions and parasitic burden. These findings underscore the relevance of using both biomarkers and parasitic indices as sensitive tools for aquatic ecosystem health assessment.

Keywords: *Cyprinus carpio*, MechraaSfa Dam, Allometric growth, Parasitic infestation, Ecotoxicology.

ملخص:

تمثل هذه الدراسة أول تحقيق متعدد التخصصات لسبكة الشبوط الشائعة (*Cyprinus carpio*) في سد مشرع الصفا (تيارت، الجزائر)، وهو بيئة نسبياً نقية ذات نشاط صناعي محدود. كشفت التحاليل الفيزيائية-الكيميائية للمياه عن جودة مقبولة بشكل عام، على الرغم من أن العوامل الموسمية مثل ارتفاع درجات الحرارة، وانخفاض الأكسجين المذاب خلال الفترات الجافة، والتلوث الميكروبيولوجي (الكوليفورم الكلي) تسببت في إجهاد بيئي. أظهرت البيانات البيومترية نمواً ألوامترياً سلبياً، دون تأثير معنوي للجنس، رغم وجود نسبة جنسية غير متوازنة. لوحظ تباين موسمي في مؤشرات GSI و HIS و IP، مما يشير إلى نشاط فيزيولوجي دوري. كشفت التقييمات الإيكوتوكسيكولوجية عن تراكيز منخفضة للمعادن الثقيلة (Fe، Zn، Pb)، مما يوحي بعدم وجود خطر فوري على صحة الإنسان، على الرغم من أن التراكم الحيوي المحتمل على المدى الطويل يظل مصدر قلق. يدعم ذلك المستويات المنخفضة نسبياً للميتالوثيونينات المكتشفة. حدد التحليل الطفيلي أنواع *Ergasilus biani* و *Dactylogyrus extensus* كطفيليات خارجية مهيمنة، تؤثر على استجابات الإجهاد لدى العائل. أظهرت مؤشرات الإجهاد التأكسدي (CAT، GSH، GST، MDA) تبايناً موسمياً في نشاط الإنزيمات، مما يعكس تنظيمًا تكيفياً للظروف البيئية وحمل الطفيليات. تؤكد هذه النتائج أهمية استخدام كل من المؤشرات الحيوية ومؤشرات الطفيليات كأدوات حساسة لتقييم صحة النظم البيئية المائية.

الكلمات المفتاحية:

Cyprinus carpio، سد مشرع الصفا، النمو الألوامتري، الإصابة الطفيلية، الإيكوتوكسيكولوجيا

Liste des figures

Figure 1: Morphologie externe de la Carpe Commune	9
Figure 2 : Morphologie interne de la Carpe Commune	9
Figure 3 : La répartition géographique de la Carpe Commune	10
Figure 4 : Développement morphologique des prélarves, des postlarves et des juvéniles de la carpe commune	11
Figure 5 : Source des données brutes de l'indice des prix du poisson	13
Figure 6 : Mécanismes des dommages cellulaires induits par le stress oxydatif	17
Figure 7 : Le schéma illustre le processus de la bioaccumulation	23
Figure 8: A, B. Monogenea – Thylacicleidus serendipitus from Dichotomyctere nigroviridis; arrow indicates position of the haptor;	26
Figure 9: I. Branchiura– Dolopsranarum ; J. Isopoda – Mothocyarenardi from Strongyluraleiura; K. Copepoda – Ergasilus sp. on the gills of C. carpio.	27
Figure 10 : Parties sclérotisées de Dactylogyrus extensus Organe copulateur mâle, Observe de la vue ventrale.	28
Figure 11 : Observation au microscope électronique de la vue dorsale de la femelle Ergasilus brianii	29
Figure 12 : Ergasilus brianii Markewitsch, Femelle, A : Vue dorsale de l'habitus ; B : Urosome, vue dorsale ; C : Antennule ; D : Antenne ; E : Labrum ; F : Mandibule ; G : Maxillule ; H : Maxille ; I : Patte 1 ; J : Patte 2 ; K : Patte 4	30
Figure 13 : Représentation géographique du Barrage Bekhadda Tiaret	33
Figure 14 : Vue satellitaire du barrage Bekhadda, Tiaret	33
Figure 15 : Nombre total de jours avec pluie.	34
Figure 16 : Température maximale annuelle moyenne	35
Figure 17 : La technique de pêche utilisée (Filet maillant)	35
Figure 18 : Un foie prélevé de Cyprinus carpio	37
Figure 19 : Préparation du Cyprinus carpio suite à son éviscération	37
Figure 20 : Morphologie interne du Cyprinus carpio	38
Figure 21 : Détermination du sexe a- Male, b- Femelle	39
Figure 22 : Le point de prélèvement des écailles	40
Figure 23 : Estimation de l'âge chez la Carpe commune.	40
Figure 24 : Protocole d'analyse des métaux lourds dans les tissus musculaires chez Cyprinus carpio	46
Figure 25 : Dosage biochimique des biomarqueurs chez Cyprinus carpio	54
Figure 26: Méthode d'identification et de quantification des ectoparasites chez Cyprinus carpio	56
Figure 27 : Variation de la température d'eau au cours de l'année d'étude	59
Figure 28 : Variation de l'oxygène dissous au cours de l'année d'étude	60
Figure 29 : Variation de la turbidité au cours de l'année d'étude	60
Figure 30 : Variation du pH au cours de l'année d'étude	61
Figure 31 : Variation de la conductivité au cours de l'année d'étude	61
Figure 32 : Variation de la matière organique au cours de l'année d'étude	62
Figure 33 : Variation du Fer total au cours de l'année d'étude	63
Figure 34 : Variation du Plomb au cours de l'année d'étude	63
Figure 35 : Variation du Zinc au cours de l'année d'étude	64
Figure 36 : Variation des coliformes totaux au cours de l'année d'étude	64

Figure 37 : Variation des Entérocoques au cours de l'année d'étude.....	65
Figure 38 : Variation des Entérocoques au cours de l'année d'étude.....	65
Figure 39 : Bi-plot illustre la relation des paramètres physicochimique et bactériologique de l'eau via les mois d'échantillonnage.....	66
Figure 40 : Dendrogramme hiérarchique de classification des mois d'échantillonnage fondé sur leurs profils physicochimiques et microbiologiques.....	67
Figure 41 : Variation saisonnière du K de Fulton en fonction des saisons chez <i>Cyprinus carpio</i>	70
Figure 42 : Variation saisonnière de l'indice hépatosomatique chez <i>Cyprinus carpio</i>	70
Figure 43 : Variation saisonnière de l'indice gonadosomatique chez <i>Cyprinus carpio</i>	71
Figure 44 : Variation saisonnière de l'indice de profil chez <i>Cyprinus carpio</i>	72
Figure 45 : Matrice de corrélation entre les indices biologiques et les paramètres environnementaux.....	73
Figure 46 : Ajustement du taux de croissance de <i>Cyprinus carpio</i> en fonction des groupes d'âge exprimés par chaque modèle	74
Figure 47 : Diagramme de Ford-Walford utilisé pour les longueurs moyennes selon l'âge afin d'estimer les paramètres de croissance.....	76
Figure 48 : Progression du taux de croissance dl/dt (variation de la longueur en fonction de l'âge) pour différents modèles mathématiques de croissance utilisés.....	77
Figure 49 : Modélisation de la répartition des données selon une loi log-normale.	77
Figure 50 : Variation des teneurs en Fer (Fe) dans le foie et le muscle de <i>Cyprinus carpio</i> ...	79
Figure 51 : Les différentes concentrations de Fer chez le foie de <i>Cyprinus carpio</i>	79
Figure 52 : Les différentes concentrations de Fer chez le muscle de <i>Cyprinus carpio</i>	80
Figure 53 : Variation des teneurs en Zinc (Zn) dans le foie et le muscle de <i>Cyprinus carpio</i> .	81
Figure 54 : Les différentes concentrations de Zinc chez le foie de <i>Cyprinus carpio</i>	82
Figure 55 : Les différentes concentrations de Zinc chez le muscle de <i>Cyprinus carpio</i>	82
Figure 56 : Variation des teneurs en Plomb (Pb) dans le foie et le muscle de <i>Cyprinus carpio</i>	83
Figure 57 : Les différentes concentrations de Plomb (Pb) chez le foie de <i>Cyprinus carpio</i>	83
Figure 58 : Les différentes concentrations de Plomb (Pb) chez le muscle de <i>Cyprinus carpio</i>	83
Figure 59 : ACP-Biplot des concentrations de Fe, Pb et Zn dans les échantillons de tissu hépatique et musculaire.....	84
Figure 60 : Variation de l'indice de bioaccumulation des métaux lourds dans le foie et le muscle chez <i>Cyprinus carpio</i>	86
Figure 61 : ACP des bioaccumulations tissulaires chez <i>Cyprinus carpio</i>	87
Figure 62 : Régression linéaire entre les indices de bioaccumulation hépatique et musculaire chez <i>Cyprinus carpio</i>	88
Figure 63 : Évaluation du THQ des métaux lourds (Fe, Zn, Pb) chez <i>Cyprinus carpio</i>	89
Figure 64 : Régression linéaire entre les indices de quotient de danger cible (THQ) hépatique et musculaire chez <i>Cyprinus carpio</i>	90
Figure 65 : Comparaison de l'indice de danger (HI) dans le foie et le muscle chez <i>Cyprinus carpio</i>	91
Figure 66 : Activité de l'enzyme catalase en fonction des saisons.	94
Figure 67 : Activité de l'enzyme GSH en fonction des saisons.	94
Figure 68 : Activité de l'enzyme GST en fonction des saisons.	95

Figure 69 : Activité de l'enzyme MDA en fonction des saisons.....	96
Figure 70 : Activité de Métallothionéine en fonction des saisons.	96
Figure 71 : Représentation des corrélations saisonnières et variables via l'Analyse en Composantes Principales (ACP).....	98
Figure 72 : Distribution des biomarqueurs selon les catégories de poids chez <i>Cyprinus carpio</i>	99
Figure 73 : Profils Oxydatifs selon les catégories de taille par ACP.....	100
Figure 74 : Morphologie de l'ectoparasite <i>Ergasilus brian</i> i chez <i>Cyprinus carpio</i> observée au microscope optique (×40)	101
Figure 75 : Observation de l'ectoparasite <i>Ergasilus brian</i> i chez <i>Cyprinus carpio</i> à la loupe binoculaire.....	101
Figure 76 : Morphologie de l'ectoparasite <i>Dactylogerus extensus</i> chez <i>Cyprinus carpio</i> observée au microscope optique (×40)	101
Figure 77 : Variation saisonnière de la prévalence de <i>D. extensus</i> et <i>E. brian</i> i chez <i>Cyprinus carpio</i>	104
Figure 78 : Comparaison des abondances moyennes de <i>D. extensus</i> et <i>E. brian</i> i selon les saisons chez <i>Cyprinus carpio</i>	105
Figure 79 : Comparaison de l'intensité moyenne de <i>D. extensus</i> et <i>E. brian</i> i selon les saisons chez <i>Cyprinus carpio</i>	106
Figure 80 : L'influence de la variation saisonnière sur la relation de <i>Dactylogeru sextensus</i> - <i>Ergasilus brian</i> i chez <i>Cyprinus carpio</i>	107
Figure 81 : Variation des prévalences de <i>Dactylogyrus extensus</i> et <i>Ergasilus brian</i> i selon le sexe de l'hôte.....	108
Figure 82 : Comparaison des abondances moyennes de <i>D. extensus</i> et <i>E. brian</i> i selon le sexe de l'hôte.	109
Figure 83 : Comparaison de l'intensité moyenne de <i>D. extensus</i> et <i>E. brian</i> i selon le sexe de l'hôte.....	110
Figure 84 : L'effet du sexe sur la relation de <i>Dactylogerus extensus</i> - <i>Ergasilus brian</i> i chez <i>Cyprinus carpio</i>	111
Figure 85 : Comparaison des prévalences de <i>D. extensus</i> et <i>E. brian</i> i selon les classes de taille de l'hôte.	113
Figure 86 : Comparaison des abondances moyennes de <i>D. extensus</i> et <i>E. brian</i> i selon les classes de taille de l'hôte.	114
Figure 87 : Comparaison de l'intensité moyenne de <i>D. extensus</i> et <i>E. brian</i> i selon les classes de taille de l'hôte.	115
Figure 88 : L'effet du poids sur la relation de <i>Dactylogerus extensus</i> - <i>Ergasilus brian</i> i chez <i>Cyprinus carpio</i>	116
Figure 89 : Corrélation de Pearson entre les biomarqueurs et l'infestation parasitaire.....	117
Figure 90 : Sources de pollution par les ML et leur transfert dans l'environnement et l'eau.	132
Figure 91 : Mécanismes de stress oxydatif chez les poissons exposés aux métaux.	133
Figure 92 : Effets des oligo-éléments métalliques sur la physiologie et la biochimie des poissons.....	140
Figure 93 : Impact de la température sur le stress oxydatif chez les poissons (milieu d'eau douce ou salée).....	142
Figure 94 : Aperçu du stress oxydatif et des réponses antioxydantes.....	143

Liste des tableaux :

Tableau 01 : Position systématique de la Carpe commune <i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758).	8
Tableau 02 : Variables morphométriques étudiées.....	36
Tableau 03 : Mesures menées sur les poissons pour l'étude biologique	36
Tableau 04 : Les modèles de croissance utilisés	41
Tableau 05 : Critères d'évaluation et indicateurs statistiques des modèles, accompagnés de leurs formules.....	42
Tableau 06 : Les différentes analyses physico-chimiques obtenues par l'ADE de Tiaret	57
Tableau 07 : Les différentes mesures des paramètres morphométriques chez <i>Cyprinus carpio</i>	68
Tableau 08 : Régression linéaire entre les paramètres biométriques Poids poids-poids, longueur-longueur, poids-longueur.....	69
Tableau 09 : Les huit modèles de croissance comparés pour l'ajustement en utilisant R ² , RMSE, AIC et BIC	75
Tableau 10 : Les différentes concentrations des métaux lourds observés dans les organes étudiés	78
Tableau 11 : Coefficient de bioaccumulation (BAF) des métaux Fe, Zn et Pb dans le foie et les muscles des poissons capturés.....	85
Tableau 12 : Quotient de danger cible (THQ)des métaux Fe, Zn et Pb dans le foie et les muscles des poissons capturés	88
Tableau 13 : L'indice de danger (HI) des métaux Fe, Zn et Pb dans le foie et les muscles des poissons capturés	90
Tableau 14 : Analyse de corrélation de Pearson entre les biomarqueurs étudiés.....	92
Tableau 15 : Matrice de corrélation des données biologiques en fonction des saisons.....	93
Tableau 16 : Quantification des parasites observés chez <i>Cyprinus carpio</i>	102
Tableau 17 : Fluctuations saisonnières des indices parasitaires de <i>Dactylogyrus extensus</i> et <i>Ergasilus briani</i>	103
Tableau 18 : Impact du sexe de <i>Cyprinus carpio</i> sur les indices des parasites	108
Tableau 19 : L'influence du poids de <i>Cyprinus carpio</i> sur les indices parasitologiques	118
Tableau 20 : Rapport entre la minéralisation et la conductivité électrique	122

Liste des abréviations :

°C : Degré Celsius

μS : Micro siemens

ACP : Analyse en Composantes Principales

ADE : Algerienne Des Eaux

ADN : Acide DésoxyriboNucléique

AIC : Critère d'Information d'Akaike

ANBT : Agence Nationale des Barrages et des Transfères

ANOVA: Analysis of Variance

ATP: Adénosine TriPhosphate

BAF : Indice de bioaccumulation

BHT : ButylHydroxyToluène

BIC : Critère d'Information Bayésien

CAT : Catalase

Cd : Cadmium

CDNB : 1-chloro 2,4 dinitrobenzène

CHA : Classification Hiérarchique Ascendante

Co : Cobalt

Cr : Chrome

Cu : Cuivre

Do : Densité Optique

DTNB : Acide 5,5' Dithiobis 2-nitrobenzoïque

EDTA : EthyleneDiamineTetraAcetic Acid (acide éthylènediaminetétraacétique)

EPA : Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis

Exp : Exponentielle

FAC : Composés Aromatiques Fluorescents

FAO : Food and Agriculture Organisation

Fe : Fer

G6PDH : Glucose-6-phosphate déshydrogénase

GPx : Glutathion Peroxydase

GSH : Glutathion

GSSG : Glutathione disulfide (glutathion oxydé)
GST : Glutathion S-transférases
HCl : HydroChloroLic acid
Hg : mercure
Hmax : Hauteur maximale
IGS : Indice Gonadosomatique
IHS : Indice Hépatosomatique
INGA: International Network on Genetics in Aquaculture
IP : Indice de Profil
KCl : Chlorure de potassium
KHV : Koi HerpesVirus
Lf : Longueur a la fourche
LPx : Oxydation des lipides
Ls : Longueur standard
Lt : Longueur totale
MDA : Malondialdéhyde
ML : Métaux lourds
Mn : Manganèse
Mo : molybdène
MSE : Le carré moyen des résidus
MT : Métallothionéine
NaCl : Chlorure de sodium
NADPH : Nicotinamide Adenine Dinucleotide Phosphate (réduit)
Ni : Nickel
NTU : Nephelometric Turbidity Unit
OS : Stress oxydatif
Pb : plomb
PC : Carbonylation des protéines
PCB : Polychlorobiphényles
pH : Potentiel d'Hydrogène

ppm : Part per million (partie par million)

p-value : Probability value (valeur de probabilité)

R² : Coefficient de détermination

RMSE : Erreur quadratique moyenne

ROS: Reactive Oxygen Species

SAA: Spectrophotomètre d’Absorption Atomique

SAD : Succinate semi-Aldéhyde Déshydrogénase

Se : Sélénium

SOD: SuperOxyde Dismutase

SR: Sex ratio

SSE: Sum of Squares Error

SST: Total Sum of Squares

TBA: Acide thiobarbiturique

TBARS : Thiobarbituric Acid Reactive Substance

TCA : Acide trichloroacétique

THQ : Quotient de danger cible

TNB : Acide thionitrobenzoïque

USEPA : Agence Américaine de protection de l'Environnement

V : Vanadium

VBGM: Von Bertalanffy Growth Model

Vtg: Vitellogénine

Wevc : Poids éviscéré

Wf : Poids du foie

Wg: Poids des gonades

Wt: Poids total

Zn: zinc

Table des matières

<i>Remerciements</i>	
<i>Dédicaces</i>	
<i>Résumé</i>	
<i>Liste des figures</i>	
<i>Liste des tableaux</i>	
<i>Liste des abréviations</i>	
<i>Table des matières</i>	
<i>Introduction</i>	1
<i>Partie bibliographique</i>	13
<i>Chapitre I: Biométrie, biologie de la reproduction et de la croissance</i>	14
1. Généralités sur la Carpe commune (Cyprinus carpio)	8
1.1 Description de l'espèce « <i>Cyprinus carpio</i> »	8
1.2 Classification taxonomique	8
1.3 Caractéristiques morphologiques	8
1.4 Distribution géographique	9
1.5 Biologie de la Carpe commune	10
1.5.1 La reproduction	10
1.6 Habitat et écologie	11
1.7 Régime alimentaire	12
1.8 Enjeu économique de la Carpe commune	12
1.9 État actuel et évolutions	13
<i>Chapitre II :Les biomarqueurs de stress oxydatif et évaluation d'activité antioxydante.</i>	13
1. Définition des biomarqueurs	15
2. Classification des biomarqueurs	15
2.1 Les biomarqueurs d'exposition	15
2.2 Les biomarqueurs d'effets	15
2.3 Les biomarqueurs de sensibilité	15
3. Le stress oxydatif	16
3.1 Le système antioxydant enzymatique	17
3.1.1 La catalase	17
3.1.2 Glutathion S-transférases (GST)	18
3.2 Le système anti-oxydant non-enzymatique	18
3.2.1 Glutathion (GSH)	18
3.2.2 Malondialdéhyde (MDA)	19

3.2.3 Méthallothionéine (MT).....	19
<i>Chapitre III : Vue perspective globale sur les métaux lourds.</i>	13
1. Les métaux lourds.....	21
1.1 Définition des métaux lourds	21
1.2 Classification des métaux lourds.....	21
1.3 D'où viennent les métaux lourds.....	22
1.4 Effets nuisibles des métaux lourds sur les milieux aquatiques	22
1.5 La bioaccumulation	23
1.6 Impact toxicologique des métaux lourds.....	24
<i>Chapitre IV : L'éctoparasitose chez Cyprinus carpio : diversité et impacts</i>	13
1. Les ectoparasites des poissons d'eau douce.....	26
2. Principales familles et groupes d'ectoparasites	26
2.1 Les monogènes.....	27
2.2 Les copépodes	28
3. Impact des parasites dans les écosystèmes aquatiques.....	30
4. Détérioration de la santé des poissons	30
5. Transmission des pathogènes.....	30
6. Impacts indirects sur les écosystèmes aquatiques.....	31
<i>Materiel Et Methodes.....</i>	32
1. Présentation de la zone d'étude	33
2. Echantillonnage et traitement des échantillons	35
3. Biométrie	36
3.1 Biologie et Reproduction	36
3.1.1 Les indices biologiques	36
3.2 Age et croissance	39
3.2.1 Détermination de l'âge	39
4. Les paramètres physicochimiques et bactériologique de l'eau	43
5. Analyses Eco-toxicologiques	43
5.1 Dosage des métaux lourds	43
5.1.1 Le principe	43
5.1.2 La préparation des échantillons	44
5.1.3 Le mode opératoire	44
5.2 Calcul des indices de contamination	47
5.2.1 Indice de bioaccumulation (BAF)	47
5.2.2 Quotient de danger cible (THQ)	47

5.2.3 L'indice de danger (HI)	48
6. Dosage des biomarqueurs	48
6.1 Préparation de la fraction cytosolique S9 (surnageant)	48
6.2 Dosage de l'activité Catalase (CAT)	48
6.3 Dosage du Glutathion (GSH)	49
6.4 Dosage de glutathion S-transférase (GST)	50
6.5 Dosage du malondialdéhyde(MDA)	51
6.7 Dosage de Méthionine.....	52
7. Les Analyses Parasitologiques	55
7.1 Récolte et identification des ectoparasites	55
7.2 Les indices parasitaires.....	55
Résultats.....	13
et discussion.....	13
Résultats.....	14
Les paramètres physico-chimiques et bactériologiques de l'eau	56
1. Les paramètres physico-chimiques et bactériologiques de l'eau	57
1.1 Variation de la température de l'eau	58
1.1.1 Variation de l'oxygène dissous.....	59
1.1.2 Variation de la turbidité	60
1.1.3 Variation du pH mm remarque	60
1.1.4 Variation de conductivité.....	61
1.1.5 Variation de la matière organique.....	62
1.1.6 Variation du fer total.....	62
1.1.7 Variation du plomb	63
1.1.8 Variation du zinc (Zn).....	63
1.2 Les paramètres bactériologiques	64
1.2.1 Variation des coliformes totaux	64
1.2.2 Variation des Entérocoques n/100ml	64
1.2.3 Variation des bactéries sulfite-réductrices n/20ml	65
1.3 L'étude à travers des Analyses en Composantes Principales des paramètres physicochimiques et bactériologique de l'eau.	65
1.4 Hiérarchisation des mois d'échantillonnage en fonction des paramètres de qualité de l'eau	66
2. Etude de la croissance	68
2.1 Distribution des caractéristiques morphométriques en termes de fréquence.	68

2.2 La Relation entre les paramètres de croissance Lt, Lf, Wt, Wev :.....	69
2.3 Identification du genre et sex-ratio.....	69
2.4 Variation des indices biologiques selon le sexe et la saison	69
2.2 Modèles de croissance adaptés	73
3. Etude des métaux lourds	78
3.1 Concentration des métaux lourds dans les organes du poisson.....	78
3.2 Teneurs en Fer (Fe)	78
3.3 Teneurs en Zinc (Zn).....	80
3.4 Teneurs en Plomb (Pb).....	82
3.5 Variabilité des mesures de concentration de Zn, Pb et Fe entre le foie et le muscle.	84
3.6 Evaluation des indices de contamination	85
4. Etude des biomarqueurs :	92
4.1. Analyse des biomarqueurs : variations saisonnières et influence de la taille.....	92
4.1.1. Analyse bivariée des indicateurs d'oxydation	92
4.1.2. Variation saisonnière	93
4.2 Variation des biomarqueurs oxydatifs en fonction de la taille des individus.....	98
5. Etude des infestations parasitaires	101
5.1 Distribution de la charge parasitaire chez <i>Cyprinus carpio</i>	102
5.2 Variations des indices épidémiologiques des espèces parasites « <i>Dactylogerus extensus</i> » et « <i>Ergasilus briani</i> » en fonction de saison	102
5.2 Variations des indices épidémiologiques des espèces parasites <i>Dactylogerus extensus</i> et <i>Ergasilus briani</i> en fonction de sexe.....	107
5.3 Variations des indices épidémiologiques des espèces parasites <i>Dactylogerus extensus</i> et <i>Ergasilus briani</i> en fonction du poids	111
5.5 Relation entre les indices des infestations parasitaires et les biomarqueurs de stress oxydatif.....	116
1. État physico-chimique de l'environnement aquatique	118
2. Croissance et santé des poissons.....	127
3. Bioaccumulation des métaux lourds chez <i>Cyprinus carpio</i>.....	130
4. Évaluation du danger que représentent les métaux lourds pour la santé des consommateurs de <i>Cyprinus carpio</i>.....	137
5. Activation des biomarqueurs de détoxification par le stress oxydatif induit par.....	138
5.1 Biomarqueurs de la capacité antioxydante CAT, GSH et GST	145
5.2 Biomarqueur du stress oxydatif MDA	148
5.3 Biomarqueur d'exposition aux métaux MT	150
6. Evaluation parasitologique : Infestation externe chez <i>Cyprinus carpio</i>	151

<i>Conclusion générale</i>	<i>159</i>
<i>Les références bibliographiques.....</i>	<i>165</i>

Introduction

L'aquaculture et la pêche jouent un rôle essentiel dans la sécurité alimentaire mondiale, contribuant à plus de 20 % de la production mondiale de protéines animales en 2018 (**Eilert, 2020**). Avec l'augmentation constante de la population mondiale, la demande de poisson augmente, mais l'offre reste limitée. Au début des années 2020, les projections suggèrent que l'aquaculture ne pourra répondre qu'à 40 % de la demande mondiale de poisson (**FAO, 2016 ; 2018**).

En Algérie, plus de la moitié des espèces de poissons d'eau douce sont introduites, principalement à des fins d'aquaculture (**Kara, 2012**). Parmi ces espèces, la Carpe commune (*Cyprinus carpio*) a été l'une des espèces les plus largement introduites, en particulier entre 1858 et 1931 (**Dieuzeide et Roland, 1951**). Malgré les initiatives gouvernementales, la consommation de poisson en Algérie reste faible, principalement en raison des coûts élevés, de l'offre limitée et du manque de sensibilisation aux avantages nutritionnels du poisson (**Alliouche et al., 2024**).

L'âge est un paramètre essentiel en démographie des poissons, car il constitue le fondement pour calculer les taux de croissance, de mortalité et la productivité de la population. (**Campana 2001**).

Dans la recherche en biologie halieutique, les relations longueur-poids sont cruciales pour prévoir la reproduction, l'état d'alimentation, l'adiposité et l'adaptabilité environnementale, ainsi que pour différencier clairement le poids des groupes connus de celui des groupes attendus (**Saha, 2009**).

Basé sur la longueur et le poids de l'espèce, le facteur de condition de Fulton (K) offre une mesure quantitative qui décrit le facteur de condition du poisson, montrant son habitat, car il représente des indices essentiels, y compris la condition physiologique et le comportement alimentaire dans une certaine niche (**Esenowo et al., 2016**).

La modélisation de la croissance des poissons est un sous-produit essentiel de la recherche visant à déchiffrer les profils d'âge des stocks à partir de leurs structures calculées. Il est donc souvent intéressant de comparer les taux de croissance de populations de poissons provenant de différents lieux géographiques, ou de mâles et de femelles au sein d'un même stock, ou de décrire la fluctuation de la croissance d'une année à l'autre en réaction à des variables abiotiques et biotiques changeantes (**Weatherley et Gill, 1987**).

Afin d'aider les chercheurs et les gestionnaires à évaluer les populations de poissons, divers modèles mathématiques ont été créés pour relier la longueur des poissons à leur âge. En

particulier, le modèle de croissance de Von Bertalanffy (VBGM) est fréquemment utilisé en raison de sa fiabilité lorsqu'il s'agit de comparer la croissance des populations (**Quinn et Deriso, 1999**).

Un ensemble de données a été créé à partir des résultats de plusieurs études afin d'examiner les tendances en matière d'adéquation et de sélection des modèles de croissance. Pour chaque enquête, le nombre d'ensembles de données pour lesquels les paramètres du modèle de croissance ont été évalués a été déterminé et appelé « groupes ». Ces groupes étaient soit des espèces ou des populations différentes incluses dans la même étude, soit des sexes séparés en raison du dimorphisme sexuel. La taille de l'échantillon, la longueur maximale du corps, les modèles candidats (comme VBGF et Gompertz), le modèle le mieux ajusté et le processus de sélection du modèle ont tous été enregistrés pour chaque groupe (**Smart, 2016**).

L'eau contaminée peut renfermer des substances chimiques nocives, des éléments toxiques et des infections capables d'éradiquer les poissons, d'entraver leur développement et de causer diverses maladies. La diminution de la qualité de l'eau diminue l'oxygène dissous nécessaire à la survie des poissons. Ainsi, la pollution de l'eau peut avoir un impact sur le développement des poissons, les productions et les dépenses liées à l'industrie. Une pollution sévère de l'eau peut détruire les populations de poissons, ce qui est préjudiciable pour l'industrie halieutique. La gestion des eaux usées, les techniques agricoles optimales et la diminution des déchets plastiques contribuent à accroître les avantages de l'industrie halieutique en minimisant le risque sanitaire (**Austin, 1998**).

En tant qu'organisme aquatique, les poissons subissent diverses altérations cellulaires en réponse à diverses agressions environnementales telles que les variations du pH, de la salinité, de la température, de la turbidité, de l'oxygène dissous, ainsi que la pollution et l'exposition à des substances chimiques et des pressions d'origine humaine (**Menon et al., 2023**).

Les poissons représentent un élément essentiel de l'alimentation humaine et de multiples recherches ont été effectuées concernant la contamination par les métaux dans diverses espèces de poissons comestibles (**Karadede et Ünlü, 2000 ; Erdorul et Ates, 2006**).

L'absorption facile des métaux lourds dans la chaîne alimentaire et les processus de bioaccumulation sont exacerbés par l'ajout de polluants industriels, d'eaux de ruissellement agricoles, d'émissions de transport, de combustibles fossiles brûlés et de déchets domestiques aux masses d'eau existantes. L'examen des effets toxiques des métaux lourds, y compris la bioaccumulation, a été entrepris (**Ashraf et al., 2012**).

L'existence de ML dans les milieux aquatiques expose les poissons et d'autres organismes à un stress oxydatif du fait de leur aptitude à passer par des cycles d'oxydoréduction. Ces ML peuvent entrer en interaction avec des éléments biologiques contenant du soufre, de l'azote, de l'oxygène et divers autres composants. Ces interactions influencent ou altèrent les structures et les fonctions des enzymes, protéines, hormones et d'autres substances, ce qui conduit finalement à la dégradation des tissus et organes des poissons **(Shahjahan et al., 2022)**.

Des éléments tels que le cuivre (Cu), le fer (Fe), le cobalt (Co), le zinc (Zn), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le manganèse (Mn), le vanadium (V) et le sélénium (Se) sont essentiels pour les processus biologiques. Toutefois, une accumulation importante de ces métaux peut se révéler toxique et détériorer les cellules des êtres vivants **(Munir et al., 2021 ; Ahmed et al., 2022)**.

Par contre, divers autres ML comme le cadmium (Cd), l'arsenic (As), le plomb (Pb), le mercure (Hg) et le chrome (Cr) ne sont pas indispensables aux systèmes biologiques et sont toxiques même à des niveaux de concentration faibles, principalement à cause de leur caractère non biodégradable **(Mitra et al., 2022)**.

Les défenses antioxydantes d'une cellule saine typique détoxifient les ROS et les composés pro-oxydants **(Livingstone, 2003)**.

Des métaux redox-actifs ou redox-inactifs peuvent stimuler la génération d'espèces réactives de l'oxygène (ROS), y compris le peroxyde d'hydrogène, les radicaux superoxydes et les radicaux hydroxyles. Le « stress oxydatif » se produit lorsque la génération de ROS excède les mécanismes de défense antioxydante des cellules. Étant donné que les ROS nuisent aux lipides, protéines et ADN, les cellules exposées à un stress oxydant montrent différentes anomalies **(Ercal, 2001)**.

Les biomarqueurs du stress oxydatif peuvent servir d'indicateurs des manifestations d'une exposition précoce à des xénobiotiques actifs sur le plan redox, comme les variations de l'activité des enzymes antioxydantes ou le niveau d'accumulation de molécules endommagées. Le stress oxydatif, incluant aussi bien les mécanismes de défense antioxydante que les lésions oxydatives, est un phénomène fréquemment observé chez les êtres vivants exposés aux xénobiotiques présents dans leur milieu environnant. Le système de défense antioxydant est constitué de diverses enzymes, notamment la catalase (CAT), la superoxyde dismutase (SOD), la glutathion peroxydase (GPx), la glutathion S-transférase (GST), la succinate semi-aldéhyde déshydrogénase (SAD) et d'autres molécules piègeuses de petite taille telles que le glutathion (GSH) **(Roberts et Oris, 2004)**.

Les métaux lourds jouent un rôle important dans l'induction de ce stress, notamment chez les organismes aquatiques. Ils provoquent une augmentation de l'activité des enzymes antioxydantes comme la SOD, CAT, GST, GSH-Px, GR, ainsi que du glutathion (GSH) et des métallothionéines (MT). Les poissons, sensibles à ces variations, sont donc utilisés comme bioindicateurs du stress oxydatif induit par la pollution. Cependant, les mécanismes précis et les effets à long terme de cette pollution nécessitent encore des recherches approfondies (**Kovacik, 2017**).

Les ectoparasites constituent l'une des infections les plus importantes qui menacent la santé et la productivité des poissons. Parce que les poissons d'eau douce sont une source majeure de nourriture et de revenus, et parce qu'il y a un manque d'informations facilement disponibles sur les agents infectieux graves, en particulier les ectoparasites, qui affectent les poissons, la Commission européenne a décidé de mettre en place un programme de lutte contre les maladies infectieuses et les parasites (**Ebrahimi et al., 2018**).

Les Monogenea sont des ectoparasites spécifiques des branchies et nageoires des poissons, particulièrement fréquents chez les Cyprinoïdes. Ils montrent une grande diversité morphologique et une forte spécialisation selon l'hôte et le microhabitat branchial. Leur adaptation comprend des structures spécialisées (haptor) facilitant l'attachement et l'accouplement. Sur le plan évolutif, la spéciation des Monogenea est influencée par des changements d'hôtes, des spéciations intra-hôte, et parfois des Co-spéciations. Ces parasites peuvent aussi refléter les liens historiques ou géographiques entre populations de poissons d'eau douce. Enfin, leur forte coadaptation génétique limite leur présence chez les poissons hybrides (**Šimková, 2024**).

La majorité des plus de 2000 espèces de copépodes qui parasitent les poissons d'eau douce et de mer sont ectoparasites, c'est-à-dire qu'ils vivent sur la surface extérieure du corps de l'hôte ainsi que dans des micro habitats plus protégés qui sont toujours en contact direct avec le monde extérieur, tels que les yeux, les narines externes, les cavités buccales et branchiales, et actuellement 23 genres de la famille des Ergasilidae trouvent refuge chez les poissons, des ectoparasites se trouvent dans les voies nasales, les branchies ainsi que sur les surfaces du corps de leurs hôtes (**Boxshall et Halsey, 2004**).

Les copépodes jouent divers rôles vitaux dans les exploitations aquacoles d'eau douce, dont certains sont avantageux et d'autres extrêmement négatifs et susceptibles d'entraîner des pertes totales de productivité, certaines fonctions des copépodes sont évidentes, comme celles des copépodes qui parasitent les poissons ou qui servent de nourriture aux petits poissons. D'autres, comme le rôle des copépodes en tant qu'hôtes intermédiaires des parasites des

poissons, micro-prédateurs des poissons, hôtes et porteurs de maladies humaines, sont moins souvent pris en compte. Même si nos connaissances sur la biologie des copépodes en aquaculture se sont améliorées, il reste encore plusieurs sujets à approfondir, notamment la taxonomie des différentes espèces de copépodes (**Piasecki *et al.*, 2004**).

Notre étude constitue la première investigation menée dans le barrage de Mechraa Sfa, situé dans la région de Tiaret. Le choix de la Carpe commune s'explique par sa prédominance dans cet écosystème.

L'objectif de ce travail est de :

- ✓ Etudier la relation entre les facteurs de croissance (longueur, le poids et l'âge) et la condition physiologique du poisson, en se basant sur des indicateurs biologiques (IGS, IHS, IP et facteur de condition).
- ✓ Déterminer les concentrations en métaux lourds dans les organes pour évaluer leur bioaccumulation.
- ✓ Évaluer la réaction cellulaire aux polluants en mesurant les biomarqueurs de stress oxydatif tels que CAT, GSH, GST, MDA et MT.
- ✓ Évaluer la qualité de l'eau via les paramètres physico-chimiques (pH, conductivité, oxygène dissous...).
- ✓ Identifier et quantifier les ectoparasites présents chez les poissons afin de déterminer leur influence sur l'état de santé et les conditions environnementales.
- ✓ Établir des liens entre la pollution, le stress oxydatif, l'infestation parasitaire et les indicateurs biologiques chez la Carpe commune.

***Partie
bibliographique***

***Chapitre I: Biométrie, Biologie de
la reproduction et de la croissance***

1. Généralités sur la Carpe commune « *Cyprinus carpio* »

1.1 Description de l'espèce « *Cyprinus carpio* »

La Carpe commune est originaire à la fois d'Asie de l'Est et de la région du Danube en Europe centrale. On distingue deux grandes lignées principales : la lignée asiatique, qui correspond à la forme sauvage provenant surtout des rivières Amour et Yangtsé (situées en Chine et en Sibérie), et la lignée européenne, également sauvage, issue du bassin du Danube et connue sous le nom de *Cyprinus carpio* (Balon, 1995).

La Carpe a été domestiquée en Chine depuis plus de 2000 ans, les Romains ont importé cette espèce en Europe aux alentours du I^{er} siècle, et l'ont élevée dans des étangs dédiés, depuis le Moyen Âge, cet aliment est privilégié dans les monastères européens, notamment du fait de la simplicité de son élevage et de sa consommation permise durant le carême (Kirpichnikov, 1981).

1.2 Classification taxonomique

Le tableau ci-dessous (Tab. 01) présente la systématique du poisson *Cyprinus carpio*

Tableau 01 : Position systématique de la Carpe commune *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758).

Règne	Animal
Embranchement	Vertèbres
Classe	Ostéichtyens
Sous classe	Actinoptérygiens
Super ordre	Téléostéens
Ordre	Cypriniformes
Famille	Cyprinidés
Genre	<i>Cyprinus</i>
Espèce	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)

1.3 Caractéristiques morphologiques

Cyprinus carpio se caractérise par un corps volumineux, étiré et large, entièrement recouvert de grandes écailles cycloïdes solidement ancrées qui enveloppent tout le corps à l'exception de la tête (Fig.1). Il possède une bouche terminale protractile dotée de quatre barbillons sensoriels (un long à chaque coin labial et deux plus courts au niveau de la lèvre supérieure), sans dents buccales, mais avec des dents pharyngiennes (Keith et Allardi, 2001).

(Farag *et al.*, 2014) ont décrit la structure interne de la carpe commune basée sur un échantillon de dix poissons pesants entre 1,5 et 3,5 kg :

- Le terminal présente une bouche dépourvue de dents, mais est compensé par un pad pharyngien développé et des dents pharyngiennes.
- Sans estomac ; le tractus digestif débute par une poche intestinale qui présente trois anses en forme de U.
- Le foie de grande taille est subdivisé et entouré d'autres organes ; la vésicule biliaire se trouve à droite.
- Cinq paires d'arcs branchiaux, avec la dernière paire qui est fusionnée en os pharyngien.
- Vessie natatoire physostome divisée en deux sections.
- Reins segmentés en parties céphalique et tronc.
- Gonades : ovaires de grande taille en forme d'ovale, testicules à lobes multiples (5-6 lobes).

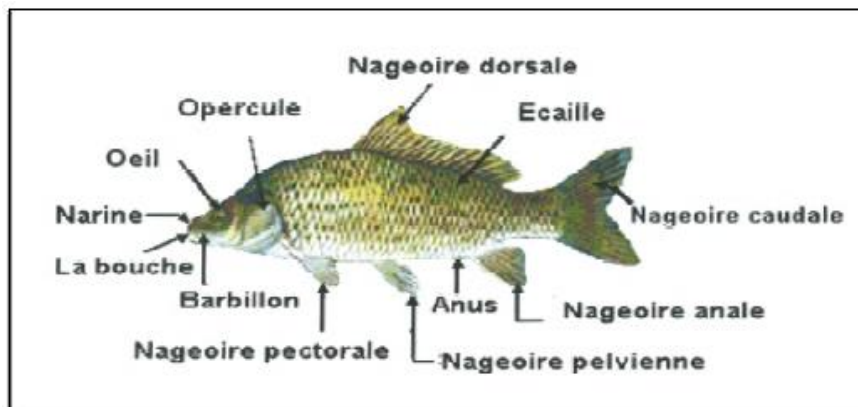


Figure 1. Morphologie externe de la Carpe Commune (Billard, 1997).

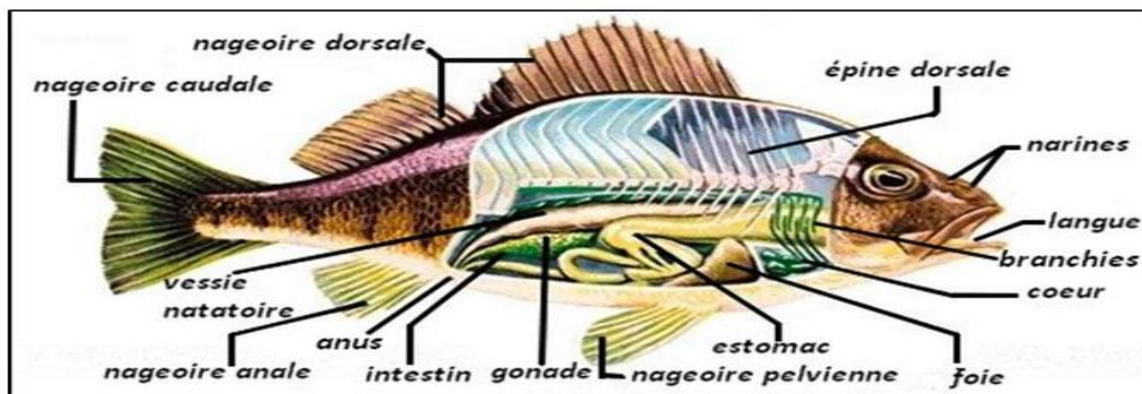


Figure 2. Morphologie interne de la Carpe Commune (Khawla *et al.*, 2021)

1.4 Distribution géographique

Selon la (FAO, 1997), Les premières initiatives pour introduire la Carpe en Algérie remontent à 1985 lorsqu'une importation d'alevins en provenance de Hongrie a été effectuée.

En 1991, l'Agence Nationale des Barrages a lancé une initiative de repeuplement visant à valoriser l'infrastructure hydraulique par la pisciculture : un programme d'empoissonnement avec des alevins de Carpes.

La (**Fig. 3**) présente les différentes introductions de la Carpe ainsi que sa distribution géographique.

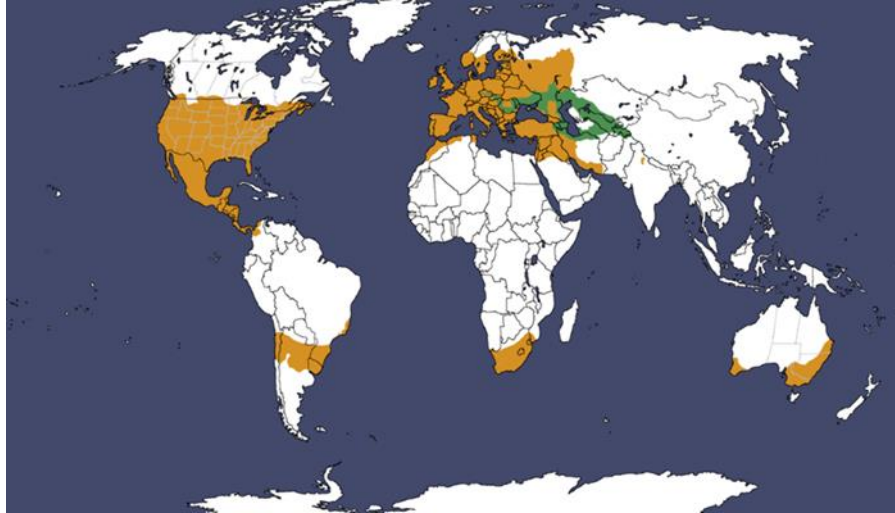


Figure 3. La répartition géographique de la Carpe Commune (FAO, 2006).

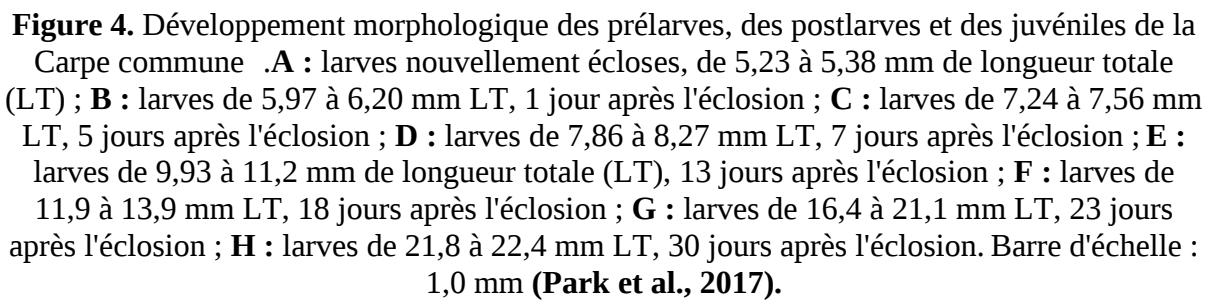
1.5 Biologie de la Carpe commune

1.5.1 La reproduction

D'après (**Balon, 1958**), la Carpe commune suit un développement indirect, comprenant une étape larvaire qui se situe entre les phases embryonnaire et juvénile mentionnées ci-dessous :

- Les œufs fertilisés, d'une nuance jaune clair, ont un diamètre de 1,5 à 1,8 mm et contiennent un vitellus de 1,2 mm
- Leur coque extérieure possède une propriété adhésive qui leur permet de se maintenir sur les brins d'herbe, évitant ainsi de chuter dans des régions anoxiques.
- L'éclosion se produit environ trois jours après, lorsque la température est de 20 à 23 °C.
- Dès les premières étapes, des vaisseaux respiratoires embryonnaires robustes garantissent l'apport en oxygène, même dans des conditions restreintes.

Selon (**Park et al., 2017**), après l'éclosion, les prélarves de carpe commune (*Cyprinus carpio*) se nourrissent des réserves contenues dans leur sac vitellin pour soutenir leur développement. Au cours de son processus de résorption, les principaux organes et nageoires de la larve se développent, ce qui lui permet de se nourrir de manière autonome. Elles passent ensuite à la phase postlarvaire puis juvénile, phases durant lesquelles les écailles commencent à se former et les caractéristiques morphologiques de l'adulte commencent à se manifester. La (**Fig. 04**) ci-après présente les différentes phases de développement.



Selon la (FAO, 2009), la Carpe commune sauvage (*Cyprinus carpio*) occupe principalement les cours d'eau moyens et inférieurs, les zones inondées ainsi que les plans d'eau peu profonds tels que les lacs, les bras morts de rivières (ou lacs en méandre) et les réservoirs. Espèce à tendance benthique, elle évolue majoritairement près du fond, mais peut également rechercher sa nourriture dans les couches moyennes et supérieures de la colonne d'eau, en Europe, les habitats de prédilection de la carpe sont des étangs peu profonds, eutrophes, à fond vaseux et riches en végétation aquatique, notamment le long des digues. Concernant les conditions physico-chimiques, la carpe affiche une grande tolérance écologique. Sa température de croissance optimale se situe entre 23 et 30 °C. Elle est capable de survivre à des hivers rigoureux, ainsi qu'à de très faibles concentrations en oxygène dissous, pouvant descendre jusqu'à 0,3–0,5 mg/L. Elle tolère également une salinité modérée, jusqu'à 5 ‰, et évolue idéalement dans des eaux dont le pH varie entre 6,5 et 9,0.

1.7 Régime alimentaire

D'après les études du contenu de l'estomac de la carpe commune, on constate que son alimentation est largement composée de débris organiques, retrouvés dans 97 % des estomacs analysés et qui correspondent à près de 40 % du volume global de sa nourriture. On trouve des insectes aquatiques dans 85,2 % des sujets étudiés, et ils représentent environ 36,4 % du volume consommé. D'autre part, les macrophytes (plantes aquatiques supérieures) sont présents dans plus de la moitié des estomacs examinés (53,3 %), avec un volume moyen de 12,4 %. L'alimentation varie aussi en fonction du stade de développement : les carpes juvéniles consomment essentiellement du zooplancton, tandis que les adultes préfèrent les substances végétales et les résidus organiques en décomposition. Ce changement illustre une adaptation graduelle à un régime alimentaire plus varié et benthique au fur et à mesure de la croissance. (Dadebo *et al.*, 2015).

1.8 Enjeu économique de la Carpe commune

D'après la (FAO, 2023) la Carpe commune (*Cyprinus carpio*) occupe une place économique significative dans l'aquaculture à l'échelle mondiale, en particulier en Europe, Asie et Afrique. Elle est une espèce robuste, omnivore et aisée à élever, capable de s'acclimater à divers environnements (étangs, lacs, réservoirs) tout en supportant des conditions environnementales changeantes, ce qui diminue les frais de production. Son aptitude à se nourrir d'aliments à bas prix (débris végétaux, céréales, zooplancton) fait de lui une espèce économiquement bénéfique, surtout en cette période de montée des coûts des poissons marins et de diminution de la disponibilité de la farine de poisson. La carpe demeure une source de protéines accessible, appropriée pour la sécurité alimentaire et l'aquaculture durable, en particulier dans les pays en développement, même en temps d'inflation et de bouleversements climatiques (tels que El Niño).

La (Fig. 5) explique la variation de la production mondiale de pêche et d'aquaculture dans l'année 2023, alors que les facteurs économiques continuent de peser sur la demande des consommateurs.

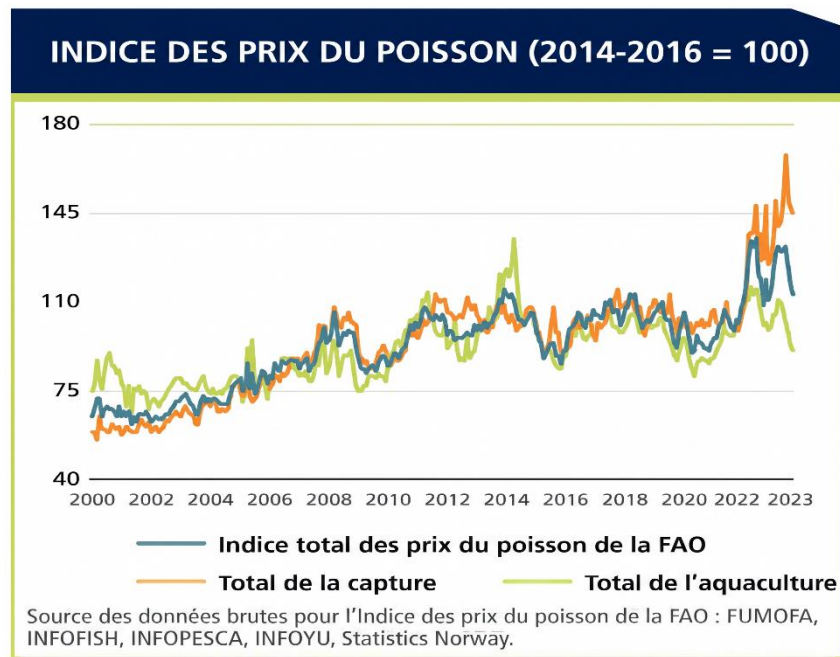


Figure 5. Source des données brutes de l'indice des prix du poisson (FAO, 2023).

1.9 État actuel et évolutions

L'élevage de la Carpe commune évolue grâce à l'introduction de technologies adaptées aux conditions locales (climat, environnement, socio-économie), et à l'usage croissant de systèmes polyculturels durables. La rotation agriculture-aquaculture aide à limiter les effets de l'agriculture intensive et à désaliniser les sols. Sur le plan génétique, le maintien de lignées stables adaptées aux régions et la création d'hybrides résistants aux maladies sont encouragés, notamment via le réseau INGA. Face à l'augmentation des maladies (virales, bactériennes, parasitaires), la recherche se concentre sur les vaccins (contre la virémie printanière, le KHV, etc.), les immunostimulants et le développement d'outils de diagnostic rapide. Une meilleure compréhension des facteurs environnementaux qui affaiblissent les poissons est également cruciale pour prévenir les épidémies (FAO, 2006).

***Chapitre II : Les biomarqueurs de
stress oxydatif et évaluation
d'activité antioxydante.***

1. Définition des biomarqueurs

On désigne par biomarqueur l'ensemble des éléments biochimiques, cellulaires, physiologiques ou comportementaux que l'on peut quantifier au sein des tissus ou liquides d'un organisme, voire sur le corps tout entier, afin de souligner l'exposition à un ou plusieurs polluants et leurs impacts. À l'inverse du secteur de la santé humaine qui utilise également des biomarqueurs, nous ne prendrons pas en compte les analyses dans les tissus des polluants chimiques ou de leurs métabolites (**Garric et al., 2010**).

Ce sont des instruments contemporains qui permettent d'évaluer les impacts de l'exposition à un ou plusieurs polluants sur les populations dans leurs environnements. Ils offrent des renseignements complémentaires captivants concernant les conditions environnementales adverses (**Zuykov et al., 2013**).

2. Classification des biomarqueurs

Les biomarqueurs ont été catégorisés en fonction de leur capacité à illustrer l'exposition à des éléments de stress environnementaux ou les impacts négatifs sur la santé résultant d'expositions à des polluants (**Taylor et Maher, 2010**).

2.1 Les biomarqueurs d'exposition

Les biomarqueurs de l'exposition à des polluants uniques ou multiples ayant des mécanismes d'action comparables peuvent démontrer une réaction précoce face aux polluants et sont généralement spécifiques à un certain groupe de polluants, comme les composés aromatiques fluorescents biliaires (FAC) en ce qui concerne l'exposition au pétrole, ou l'activation de la protéine précurseur du jaune de vitellogénine (vtg) en lien avec les œstrogènes environnementaux (**Hook et al., 2014**).

2.2 Les biomarqueurs d'effets

Il s'agit d'un biomarqueur qui, en fonction de son ampleur, peut être identifié comme étant lié aux modifications biochimiques, physiologiques ou à toute autre modification des tissus ou des liquides corporels qui peuvent être reliées à une détérioration de la santé de l'organisme (**Santonen et al., 2015**).

2.3 Les biomarqueurs de sensibilité

Cela inclut les aptitudes innées ou acquises qui habilitent un organisme à s'acclimater et à réagir à une exposition particulière à un contaminant ; comprenant les éléments génétiques et moléculaires qui modifient la vulnérabilité d'un organisme face à la pollution (**Lagadik et al., 1997**).

3. Le stress oxydatif

Le stress oxydatif, également connu sous le nom de stress oxydant, fait référence à un déséquilibre entre la production de substances génératrices d'oxygène et les mécanismes de défense antioxydants présents au sein d'un organisme. Ce déséquilibre cause des dommages aux biomolécules, notamment les lipides, les protéines et les acides nucléiques **(Su et al., 2019)**.

C'est ce qui se produit quand il y a un déséquilibre entre la quantité de ROS générée et accumulée et la capacité du poisson à s'en débarrasser par le biais d'antioxydants ou à réparer les torts causés, l'analyse du stress oxydatif chez les poissons revêt une grande importance, car elle peut offrir des pistes sur les origines et les conséquences du stress oxydatif dans les milieux aquatiques, ainsi que sur la façon dont les poissons se sont acclimatés à ces conditions. Le stress oxydatif peut affecter le fonctionnement des enzymes respiratoires et diminuer la production d'énergie. Le stress oxydatif a la capacité de modifier les gènes liés au métabolisme du glucose, ce qui peut nuire à la production et à l'accumulation d'énergie. L'expression des gènes chez les poissons est modifiée par le stress oxydatif, notamment ceux liés au métabolisme énergétique, à la maturation, à la reproduction, aux enzymes immunologiques et antioxydantes ainsi qu'à d'autres protéines de défense cellulaire **(Jomova et al., 2023)**.

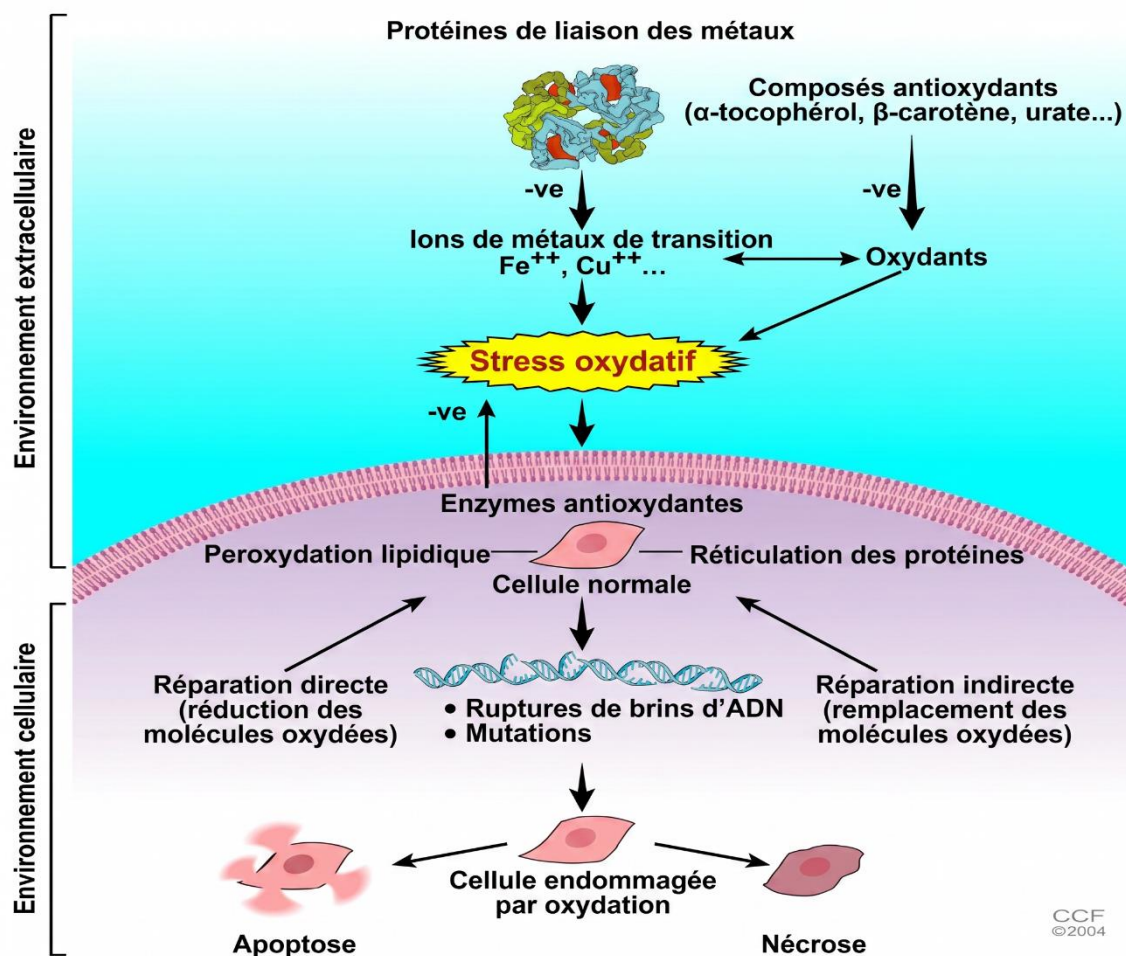


Figure 6. Mécanismes des dommages cellulaires induits par le stress oxydatif
(Agarwal *et al.*, 2005)

1 Le système antioxydant enzymatique

L'antioxydant enzymatique comprend la superoxyde dismutase (SOD), qui neutralise l'ion superoxyde, la catalase et le système de peroxydase GSH, les peroxy-oxydrates, qui rendent inactif le peroxyde d'hydrogène (H₂O₂), ainsi que la glutathion peroxydase, qui sert à détoxifier les peroxydes au sein des cellules. En outre, la céruléoplasmine et la ferritine contribuent à l'élimination des métaux tels que le fer, qui favorisent les réactions d'oxydation (Halliwell et Gutteridge, 2015).

3.1.1 La catalase

On trouve majoritairement la catalase dans les peroxysomes. Elle catalyse une réaction entre deux molécules de H₂O₂, ce qui aboutit à la production d'eau et d'O₂ (Vinagre *et al.*, 2012)

Il se présente sous la forme d'un tétramère constitué de quatre monomères identiques, chaque monomère comportant un groupe hémique au site actif. Coordonnée à l'eau et le composé I (fer complexé avec un atome d'oxygène). La catalase se lie aussi au NADPH, qui agit comme un agent réducteur, afin d'éviter l'inactivation oxydative de La décomposition du H₂O₂ se produit par la transformation entre deux états de catalase-ferricatalase (fer l'enzyme (création du composé II) par le biais de H₂O₂ lors de sa réduction en eau (**Atli et al., 2006**).

3.1.2 Glutathion S-transférases (GST)

Les glutathion S-transférases, éléments intégrants de la détoxification métabolique de phase II Au sein des processus de détoxification, les enzymes de phase II jouent un rôle crucial en liant un groupe hydrophile à un xénobiotique déjà métabolisé ou pas par les enzymes de phase I, dans le but d'augmenter son hydrosolubilité et donc sa facilité d'élimination par l'organisme. Les GSTs favorisent la conjugaison d'un tripeptide. On les a généralement mises en évidence chez la majorité des organismes vivants (**Birben et al., 2012**).

3.2 Le système anti-oxydant non-enzymatique

À l'inverse des antioxydants enzymatiques, la majorité de ces composés n'est pas synthétisée par le corps et peut être d'origine alimentaire. Ces composés englobent de petites molécules comme les vitamines, les caroténoïdes, les polyphénols, le MDA, le glutathion et l'ubiquinone. Les antioxydants non enzymatiques se distinguent par leur faible masse moléculaire et leur aptitude à prévenir et/ou diminuer les dégâts causés par le stress oxydatif (**Jena et al., 2009**)

3.2.1 Glutathion (GSH)

Le glutathion est l'un des composés de faible poids moléculaire prédominants à l'intérieur des cellules, qui est fabriqué presque dans toutes les cellules eucaryotes. Du fait de sa structure et de sa concentration intracytoplasmique élevée, le GSH joue un rôle antioxydant et participe également au maintien du statut redox cellulaire, à la fonction de désintoxication, à la synthèse des eicosanoïdes, ainsi qu'à la régulation de divers mécanismes de signalisation cellulaire comme le contrôle du cycle cellulaire, l'expression des gènes et l'apoptose. Dans la cellule, le glutathion est majoritairement présent sous sa forme réduite, tandis que la proportion de GSSG ne représente pas plus de 1 % de sa quantité globale au sein de la cellule. Près de 85 à 90 % du GSH se situe dans le cytoplasme, cependant une portion du GSH, après sa synthèse dans le cytoplasme, est présente dans les mitochondries, le noyau, les peroxysomes et le réticulum endoplasmique (**Bakiu et al., 2024**)

3.2.2 Malondialdéhyde (MDA)

Une attaque radicale sur les lipides entraîne la production de peroxydes lipidiques, susceptibles de se décomposer en alcanes, cétones et aldéhydes. On se concentre principalement sur le 4-hydroxy-2-nonenal, le 4-hydroxy-2-hexenal et le malondialdéhyde (MDA) dans l'étude des aldéhydes (**Zielinski et Portner, 2000**).

La quantification des divers produits de peroxydation, en particulier du MDA, est désormais exploitée comme biomarqueur du stress oxydatif. Cette quantification a permis la détection précoce du stress dans les organismes exposés avant que des effets létaux ou pathologiques ne soient observés (**Otitoloju et Olagoke, 2011**).

3.2.3 Métallothionéine (MT)

Les métallothionéines (MT) sont de petites protéines cytosoliques riches en cystéines, capables de se lier aux métaux lourds (comme le zinc, le cuivre, le cadmium ou le mercure) grâce à leurs groupes thiol (-SH). Elles jouent un rôle essentiel dans la détoxification des métaux, la régulation du métabolisme des métaux essentiels (Zn, Cu) et la protection contre le stress oxydatif (**Roesijadi, 1992**).

***Chapitre III : Vue perspective
globale sur les métaux lourds.***

1. Les métaux lourds

Des activités industrielles, agricoles et anthropiques entraînent l'introduction de métaux lourds tels que le Cd, le Zn, le Hg, le Cr et le Cu dans les écosystèmes aquatiques. En conséquence, une quantité significative de ces polluants est exposée aux organismes aquatiques **(Heath, 2018)**. Les métaux lourds sont susceptibles d'accroître les lésions oxydatives en amplifiant directement la concentration de ROS au sein des cellules et en diminuant leur capacité antioxydante **(Pinto et al., 2003)**.

1.1 Définition des métaux lourds

On peut définir les métaux lourds comme un ensemble de quarante éléments naturels qui possèdent un poids atomique élevé et une densité au moins cinq fois plus grande que celle de l'eau. On les qualifie de dangereux du fait de leur toxicité, même à des concentrations faibles. Les polluants métalliques les plus fréquents comprennent le mercure (Hg), l'arsenic, le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le chrome (Cr), le zinc (Zn) et le cuivre (Cu). De plus, ils ne sont pas biodégradables, ce qui signifie qu'ils persistent dans l'environnement et les systèmes biologiques **(Huët et Puchooa, 2017)**.

1.2 Classification des métaux lourds

La définition classique des métaux lourds est basée exclusivement sur des critères physico-chimiques comme la densité ou la masse atomique, est remise en question par **(Hopkin, 1989)**, qui est met en évidence le fait que ces critères sont arbitraires et généralement inadéquats pour refléter la toxicité véritable des substances dans une situation biologique. Plutôt que cela, il suggère une classification plus appropriée basée sur la fonction physiologique des métaux chez les êtres vivants et leur comportement en écotoxicologie. Il fait donc la distinction entre les métaux indispensables, comme le zinc, le cuivre ou le fer, qui sont nécessaires au métabolisme en petites quantités mais peuvent s'avérer toxiques lorsqu'ils sont en excès, et les métaux non indispensables, tels que le cadmium, le plomb ou le mercure, qui n'ont pas de fonction biologique identifiable et ont tendance à s'accumuler sans contrôle dans les organismes. Il souligne aussi l'importance de la spéciation chimique, de la biodisponibilité et des processus de régulation ou de décontamination, tels que les métallothionéines, lors de l'évaluation de la toxicité des métaux. Cette méthode écophysiologique et fonctionnelle favorise une compréhension approfondie des impacts des métaux sur les invertébrés terrestres, mettant en évidence le besoin de dépasser les classifications simplistes.

1.3 D'où viennent les métaux lourds

D'après (**Jović et Stanković, 2014**), les sources de métaux lourds dans l'environnement sont à la fois naturelles et d'origine humaine (anthropique). Les sources naturelles telles que l'érosion des roches, les éruptions volcaniques et certaines actions biologiques contribuent généralement de manière limitée comparativement aux apports issus de l'activité humaine. Selon les auteurs, l'exploitation minière, la métallurgie, la combustion de combustibles fossiles, les rejets industriels et les effluents urbains sont aujourd'hui les principales sources de pollution métallique liées aux activités humaines. Parmi d'autres sources notables, on trouve l'emploi de pesticides et d'engrais dans le domaine agricole, la gestion déficiente des déchets, ainsi que le trafic routier qui émet des métaux tels que le plomb, le zinc et le cuivre. Ces opérations favorisent l'augmentation de la concentration des métaux lourds dans le sol, l'eau et l'air, fréquemment au-delà des limites écologiquement acceptables.

1.4 Effets nuisibles des métaux lourds sur les milieux aquatiques

Les éléments naturels appelés métaux lourds possèdent un poids atomique élevé et une densité au moins cinq fois supérieure à celle de l'eau. Leur vaste utilisation dans les secteurs industriel, domestique, agricole, médical et technologique a favorisé leur dissémination dans l'environnement, éveillant des préoccupations concernant leurs impacts potentiels sur la santé humaine et environnementale. La toxicité de ces substances est influencée par divers éléments, y compris la quantité, le mode d'exposition et les composés chimiques, mais aussi l'âge, le genre, la constitution génétique et le statut nutritionnel des individus exposés. Du fait de leur toxicité élevée, l'arsenic, le cadmium, le chrome, le plomb et le mercure sont classés parmi les métaux prioritaires d'une importance capitale pour la santé publique. On considère ces métaux comme des toxiques systématiques, capables de causer des dommages à divers organes, même en cas d'exposition à de faibles niveaux. L'Agence américaine de protection de l'environnement et le Centre international de recherche sur le cancer les désignent aussi comme cancérogènes pour l'homme (sûrs ou potentiels). Cette recherche offre une évaluation de leur présence environnementale, de leur production et utilisation, de leur potentiel d'exposition aux humains et des processus moléculaires liés à la toxicité, la génotoxicité et la cancérogénicité (**Tchounwou et al., 2012**).

Les environnements aquatiques sont particulièrement réceptifs aux métaux traces grâce à la combinaison des processus de bioaccumulation et de bioamplification (**Tabinda et al., 2010**).

L'empoisonnement par les métaux lourds engendre divers symptômes toxiques dans les plantes supérieures ainsi que dans les algues. Ils sont à l'origine des retards de croissance, de la chlorose (arrêt de la synthèse de chlorophylle) et d'une baisse du rendement agricole qui peut être associée à une diminution de l'absorption d'eau et des nutriments. Ils provoquent également des perturbations dans le métabolisme et la respiration des plantes, la détérioration des principaux organites cellulaires, l'activation et la suppression des enzymes, ainsi que le développement du stress oxydatif (Clijsters *et al.*, 1985).

1.5 La bioaccumulation

La bioaccumulation est le résultat de deux processus combinés : la bioconcentration et la bioamplification. La bioconcentration se réfère à l'absorption directe d'une substance par un être vivant à partir de son environnement (l'eau) via la peau, les branchies ou les poumons, alors que la bioamplification découle de l'ingestion de nourriture. Les poissons qui filtrent de grandes quantités d'eau à travers leurs branchies sont exposés à une bioconcentration bien plus importante. De plus, la bioamplification se produit au sein des organismes qui sont en position de prédateur. Le prédateur reçoit les métaux lourds présents dans sa proie (Wiener et Spry, 1996). La (Fig. 07) résume le phénomène de la bioaccumulation

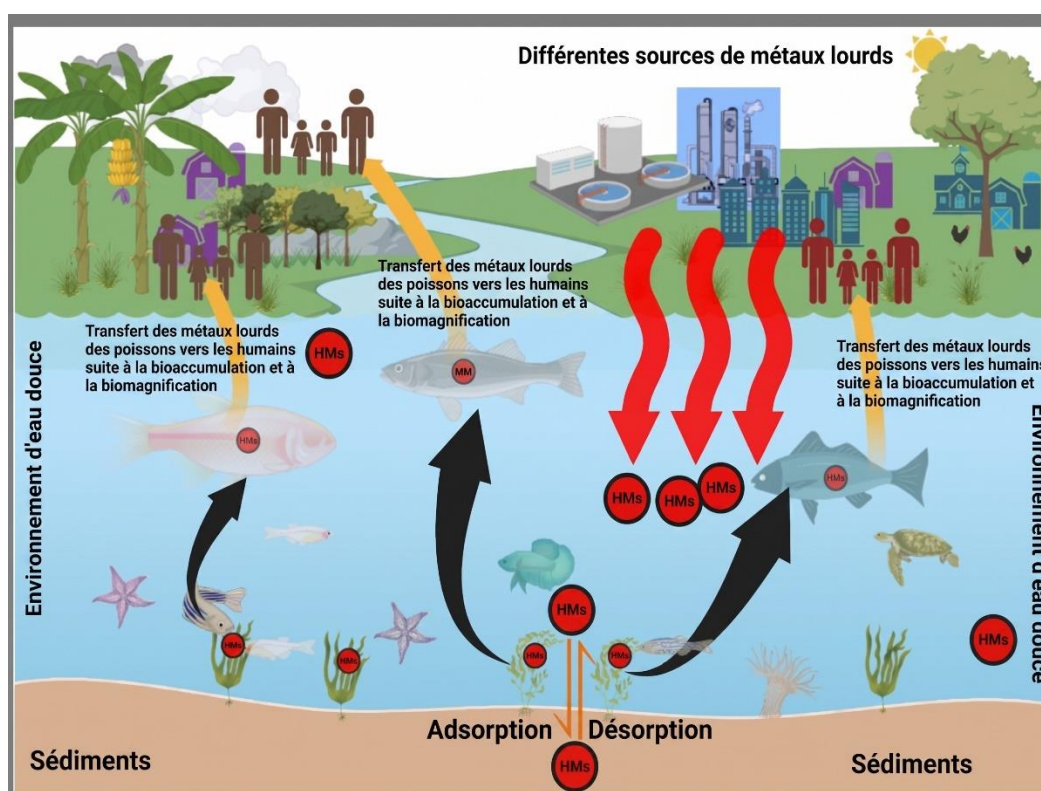


Figure 7. Le schéma illustre le processus de la bioaccumulation (Rakib *et al.*, 2024).

1.6 Impact toxicologique des métaux lourds

Les métaux lourds tels que l'arsenic, le cadmium, le chrome, le plomb et le mercure se trouvent naturellement. Cependant, les actions humaines contribuent de façon importante à la pollution de l'environnement. Ces métaux sont des toxiques systémiques reconnus pour provoquer des conséquences néfastes sur la santé humaine, telles que les maladies cardiovasculaires, les anomalies de développement, les troubles neurologiques et neurocomportementaux, le diabète, les pertes auditives, les troubles du sang et du système immunitaire ainsi que diverses formes de cancer. Les principales voies d'exposition comprennent la consommation, l'inhalation et le contact avec la peau. La sévérité des impacts négatifs sur la santé est associée à la nature du métal lourd et à sa configuration chimique, tout en étant aussi dépendante de la durée et de la quantité administrée. La spéciation, qui est déterminée par divers facteurs, joue un rôle essentiel dans la toxicocinétique et la toxicodynamique des métaux. Elle est fortement influencée par des éléments tels que l'état de valence, la taille des particules, la capacité de dissolution, la biotransformation et la forme chimique. De nombreuses recherches ont démontré que l'exposition aux métaux toxiques provoque des problèmes de santé durables parmi les populations humaines. Bien que certains métaux soient connus pour leurs effets immédiats et à long terme, l'influence des combinaisons d'éléments toxiques sur la santé demeure mal comprise. Des études récentes ont mis en évidence que ces substances nocives peuvent perturber le métabolisme de métaux nutritifs essentiels tels que le fer, le calcium, le cuivre et le zinc (**Alonso *et al.*, 2004 ; Abdulla et Chmielnicka, 1989**).

A decorative border resembling a scroll, with a vertical strip on the left and rounded corners on the right, framing the chapter title.

***Chapitre IV : L'éctoparasitose chez
Cyprinus carpio : diversité et impacts***

1. Les ectoparasites des poissons d'eau douce

Les ectoparasites des poissons sont des organismes parasites externes qui habitent sur la peau, les branchies ou les nageoires de leur hôte, se nourrissant de sang, de mucus ou de cellules épidermiques. Ces parasites comprennent principalement des protozoaires (tels que *Ichthyophthirius multifiliis*), des monogènes (par exemple *Dactylogyrus*), des crustacés (comme *Argulus* ou *Lernaea*) et occasionnellement des annélides. Ils peuvent entraîner des dommages aux tissus, une production excessive de mucus, des difficultés respiratoires, et même la mort en cas d'infestation à grande échelle (Woo, 2006).

2. Principales familles et groupes d'ectoparasites

Les organismes microscopiques, majoritairement unicellulaires, peuvent former des kystes contenant des spores invisibles à l'œil nu. Ces kystes peuvent parfois être macroscopiques. Ces organismes appartiennent aux Protistes et aux Myxozoaires. Les organismes visibles à l'œil nu, bien que parfois très petits et avec des larves microscopiques, sont généralement pluricellulaires, pouvant ou non être regroupés en colonies. Si le corps est presque entièrement recouvert d'une carapace et possède quatre pattes natatoires, l'organisme appartient aux Branchiures. Si le corps n'est pas recouvert d'une carapace, qu'il présente deux yeux composés, est aplati dorso-ventralement, segmenté et doté de plus de quatre pattes, il s'agit d'un Isopode. Si l'organisme possède un seul œil composé et que la forme du corps est variable, il s'agit d'un Copépode. Si les organes d'attachement antérieurs et postérieurs sont de type ventouse et dépourvus d'armatures, il faut poursuivre l'identification. En revanche, si l'organe d'attachement postérieur (le haptor) est formé de structures sclérifiées comme des crochets, des pinces ou des squamodisques, l'organisme appartient aux Monogènes (Scholz *et al.*, 2018).

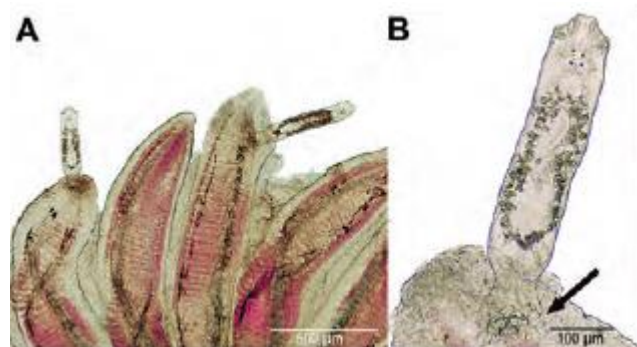


Figure 8. A, B. Monogenea – *Thylacicleidus serendipitus* (Wheeler et Klassen, 1988) from *Dichotomyctere nigroviridis*; arrow indicates position of the haptor



Figure 9. I. Branchiura– Dolopsranarum (Stuhlmann, 1892); **J.** Isopoda – Mothocyarenardi (Bleeker, 1857) from Strongyluraleiura; **K.** Copepoda – Ergasilus sp. on the gills of *C. carpio* (Scholz et al., 2018).

2.1 Les Monogènes

Les Monogènes infectent généralement les hôtes poissons à travers leurs branchies, nageoires et/ou peau. Cependant, leur présence dans l'estomac, la vessie, l'intestin, la bouche ou le nez, les yeux et le cœur est très rare. Du fait de leur cycle biologique à un seul hôte et de leur lien étroit avec l'espèce hôte concernée, une grande majorité des monogènes sont spécialisés, n'infestant qu'une seule espèce hôte (spécificité oioxène), alors que d'autres agissent comme des généralistes, infestant deux espèces hôtes ou plus (spécificité sténoxène) (Euzet et Combes, 1998).

Les parasites Dactylogyrus chez les cyprinidés, et leur diversité spécifique impressionnante est probablement associée à la diversification et à la phylogéographie de leurs poissons hôtes. Chaque espèce de cyprinidé pourrait potentiellement être l'hôte d'au moins une espèce spécialisée de Dactylogyrus. Cela se distingue particulièrement dans les régions riches en biodiversité ou dans les zones caractérisées par un haut niveau d'endémisme local. Toutefois, les espèces hôtes à large distribution abritent la plus grande diversité de Dactylogyrus. Les poissons cyprinoïdes accueillent également un autre type de parasite très varié, le vivipare Gyrodactylus, dont les différentes espèces peuvent être trouvées sur les nageoires, la peau et les branchies de leurs hôtes (Benovicset al., 2024).

Selon (Nitta, 2023), trois paires d'organes situés dans la région céphalique. Deux ensembles d'ocelles avec quelques yeux séparés. Le pharynx mesure 118,9µm en longueur et 117,2 µm en largeur. Organe reproducteur mâle constitué d'un pénis en forme de tube et d'un élément accessoire, mesurant 77,1 µm unités de longueur. Pénis fin, fortement courbé à la base, mesure 85,5 µm en longueur. Accessoire sclérotisé en forme de tige avec une extrémité tuftée, d'une longueur de 60 µm. Deux hamulus dorsaux mesurant 74,9 µm en longueur ; la longueur jusqu'à l'encoche est de 65,7µm ; la racine extérieure mesure 25,5 µm et la racine intérieure 14,3 µm ; la pointe a une longueur de 17,9 µm. La barre dorsale mesure en tout 20,3 µm de long, avec une longueur médiane de 18,7 µm et une largeur totale de 48,7 µm. Absence de barre

ventrale. Crochets périphériques 7 couples ; longueurs des crochets : couple I 32,3 μm ; couple II 34,5 μm ; couple III 36,2 μm ; couple IV 33,2 μm ; couple V 31,1 μm . Crochets périphériques 7 ensembles ; dimensions des crochets : ensemble I 32,3 μm ; ensemble II 34,5 μm ; ensemble III 36,2 μm ; ensemble IV 33,2 μm ; ensemble V 31,1 μm ; ensemble VI 33,8 ; ensemble VII 34,1 μm . Deux aiguilles positionnées près du bout des cinquièmes crochets marginaux, mesurant 8,6 μm de longueur (**Fig. 10**).

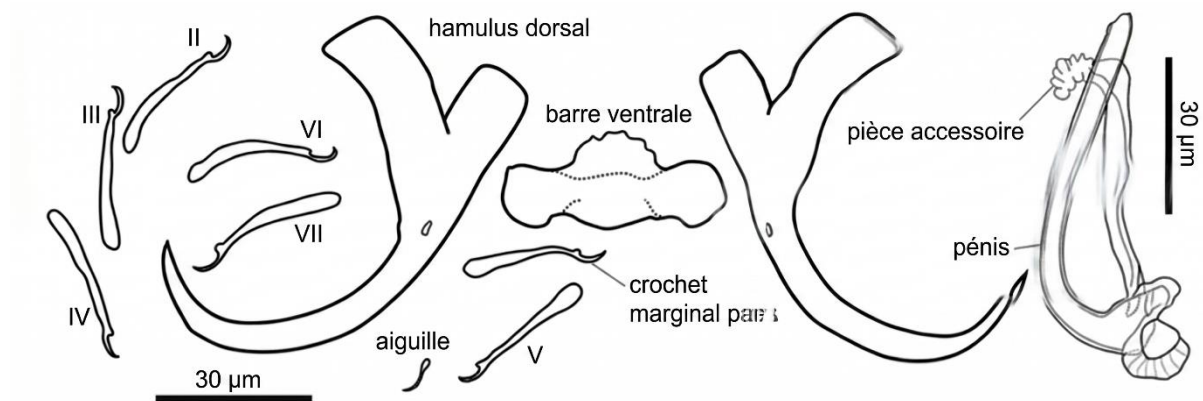


Figure 10. Parties sclérotisées de *Dactylogyrus extensus* (Van Cleave et Mueller, 1932)
Organe copulateur mâle, Observé de la vue ventrale.

2.2 Les Copépodes

Les copépodes sont des éléments courants dans tous les types de regroupements de poissons, présents dans une variété d'environnements et d'écosystèmes. On les considère comme le groupe de crustacés le plus vaste et le plus diversifié, et aussi le plus abondant parmi les groupes d'organismes multicellulaires. La famille Ergasilidae (von Nordmann, 1832) représente une des plus vastes familles au sein de l'ordre Cyclopoida (Burmeister, 1835), avec une majorité d'espèces qui résident sur les poissons d'eau douce. Uniquement les femelles adultes de l'ergasilidés parasitent les branchies, les nageoires, le contenu des fosses nasales, les tissus de l'hôte ou la vessie urinaire chez les poissons à nageoires rayonnées (**Morey et al., 2017**).

Selon (**Blazhekovikj-Dimovska et Tavaanovski, 2022**), Les copépodes possèdent un corps d'arthropode segmenté en plusieurs parties. Ces segments sont divisés en trois sections : la tête, le thorax et l'abdomen. Chaque segment, sauf le dernier, contient une paire de membres. La tête est dotée de divers accessoires : des antennes, un maxillaire et une mandibule. La poitrine est dotée d'un maxillaire et de quatre à cinq paires de ciseaux thoraciques. Le segment thoracique final possède une ouverture génitale, et chez les femelles, c'est à cet endroit que se forment les deux sacs ovariens. Plus de 1 500 espèces de copépodes parasitent les poissons. Les genres Ergasilus, lorsqu'ils sont en grande nombre comme parasites branchiaux, peuvent

infliger des dommages considérables aux populations de poissons dans les bassins d'élevage et les cages. Les copépodes causent des dommages et la décomposition des tissus en se nourrissant de l'épithélium et du sang des poissons, entraînant des blessures et une compression organique (peau, branchies, muscles, yeux, reins, foie, intestins, squelette, et ainsi de suite). Ainsi, le fonctionnement normal des organes est altéré, ce qui provoque anémie, fatigue et diminution de poids. Les jeunes poissons subissent des dommages considérables, notamment à cause des copépodes.

Selon (Alston *et al.*, 1993), *Ergasilus briani* Markewitsch, 1933 (Fig. 11, Fig. 12) est l'un des trois uniques types d'*Ergasilus* découverts sur les poissons des eaux douces au Royaume-Uni. *E. sieboldi* von Nordmann et *E. gibbus* von Nordmann, qui se fixent à l'extérieur des filaments branchiaux et sont donc bien visibles, tandis qu'*E. briani* se trouve à l'intérieur des filaments, dissimulée entre les hémibranches de chaque branchie. L'*E. briani* est couramment présent en Eurasie. On a constaté sa présence en Angleterre, en Allemagne, en Hongrie, en Tchécoslovaquie, en Pologne, en Finlande, dans les régions de la mer Baltique, de la mer Noire et de la mer Caspienne, s'étendant à travers la Sibérie jusqu'à la Mongolie intérieure et le nord-est de la Chine.

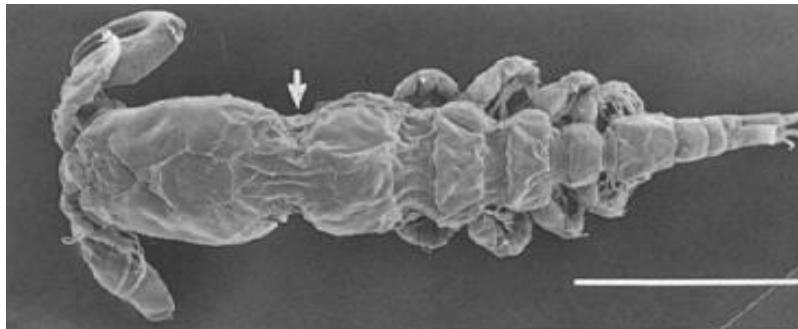


Figure 11. Observation au microscope électronique de la vue dorsale de la femelle *Ergasilus briani* (Alston *et al.*, 1993).

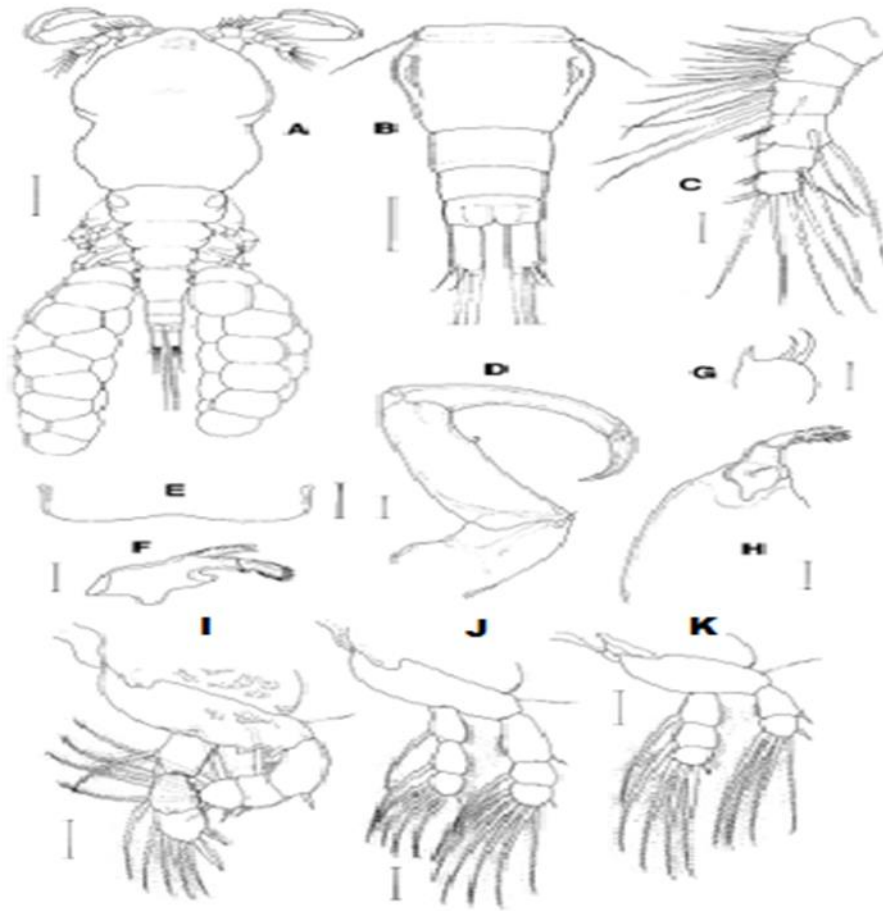


Figure 12. *Ergasilus briani* Markewitsch, Femelle, **A** : Vue dorsale de l'habitus ; **B** : Urosome, vue dorsale ; **C** : Antennule ; **D** : Antenne ; **E** : Labrum ; **F** : Mandibule ; **G** : Maxillule ; **H** : Maxille ; **I** : Patte 1 ; **J** : Patte 2 ; **K** : Patte 4 (Kim et Choi, 2003).

3. Impact des parasites dans les écosystèmes aquatiques

Les parasites aquatiques peuvent exercer une influence négative significative sur le bien-être des poissons et la stabilité des écosystèmes.

4. Détérioration de la santé des poissons

Les ectoparasites se fixent sur la peau, les branchies ou les nageoires, entraînant des blessures, des saignements, du stress, des surinfections bactériennes ou mycologiques et une augmentation du taux de mortalité. C'est un sujet de préoccupation majeur en aquaculture, où une forte densité de poissons facilite leur propagation (Woo, 2006).

5. Transmission des pathogènes

Des ectoparasites tels qu'*Argulus* ou *Lernaea* peuvent aussi agir comme transporteurs de virus ou de bactéries nuisibles, intensifiant ainsi les impacts sur les poissons (Bandilla et al., 2006)

6. Impacts indirects sur les écosystèmes aquatiques.

Les parasites peuvent altérer les relations entre proies et prédateurs en affaiblissant certaines espèces de poissons, préférant ainsi favoriser certaines espèces au détriment d'autres et restructurer par conséquent les réseaux trophiques (**Lafferty *et al.*, 2008**).

Materiel Et Méthodes

1. Présentation de la zone d'étude

Le barrage de Bekhadda (**Fig. 13, Fig. 14**), situé à 40 kilomètres à l'ouest de Tiaret, dans la commune algérienne de Mechraa Sfa, à une altitude de 665 mètres, est essentiel à la gestion de l'eau dans la région. Sa fonction principale est d'alimenter en eau potable Tiaret et les villes voisines de Rahouia, Mechraa Sfa, Djillali Ben Ammar, Kharouba, Guertoufa et Temda. Le barrage capte l'eau de la rivière Mina, qui se jette dans la rivière Chellif, et contribue à l'irrigation de 500 hectares de terres agricoles. Construit avec un enrochement de 45 mètres de haut et une face amont étanche en béton armé souple, le barrage a été surélevé en 1960, augmentant sa capacité de 14 millions de mètres cubes, passant de 37 à 51 millions de mètres cubes, à faible coût. Cette amélioration a considérablement renforcé sa contribution à la durabilité des ressources en eau, lui permettant de répondre efficacement aux besoins agricoles, en eau potable et environnementaux de la région (**ANBT, 2021**).

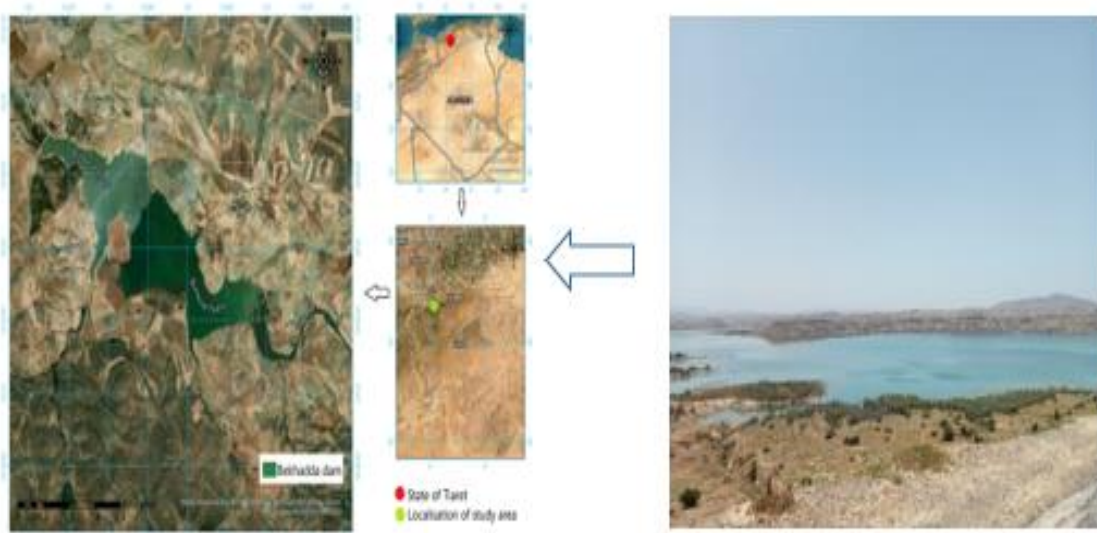


Figure 13. Représentation géographique du Barrage Bekhadda Tiaret (**Original map, 2024**)



Figure 14. Vue satellitaire du barrage Bekhadda, Tiaret (**Google map, 2025**)

Le graphique ci-dessus (**Fig. 15**) présente la progression du total annuel de jours pluvieux de 1983 à 2023. Les informations indiquent une tendance globale à la baisse du nombre de jours de pluie au cours des quarante dernières années. On note particulièrement une importante variabilité d'année en année, avec des phases plus humides qui sont suivies de périodes plus sèches. Pour l'année 2022, on a enregistré seulement 59 jours de précipitation, ce qui constitue l'un des taux les plus bas de la série historique. Ces données ont servi à étudier les variations du régime des précipitations dans la zone analysée.

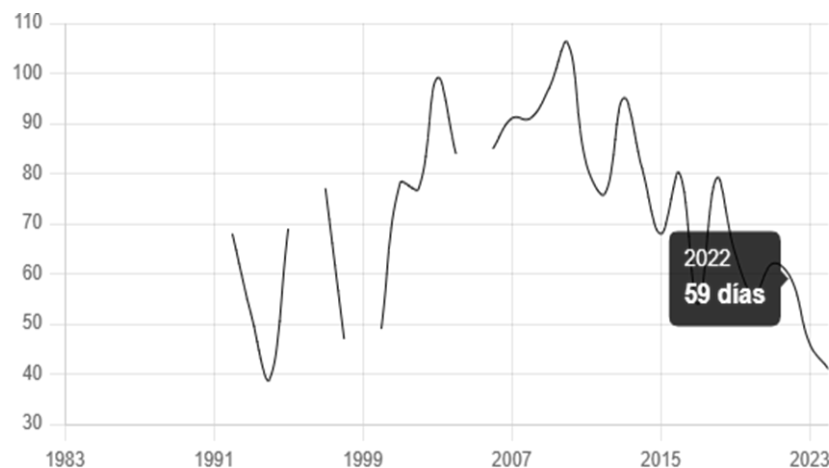


Figure 15. Nombre total de jours avec pluie (Tutiempo Network, 2025).

Le graphique (**Fig. 16**) illustre la progression de la température moyenne maximale annuelle de 1992 à 2022. Durant cette période, on note une tendance générale à la hausse des températures maximales qui reflète un réchauffement graduel du climat local. Il existe encore des fluctuations significatives d'une année à l'autre, mais une tendance ascendante est observable, surtout depuis le début des années 2000. Au cours de l'année 2022, la température moyenne maximale annuelle s'est élevée à 23,8 °C, ce qui en fait l'une des valeurs les plus hautes de l'historique. Conformément à l'approche méthodologique, ces informations sur la température ont été examinées en vue d'identifier les tendances de long terme et d'apprécier leur relation avec les fluctuations des précipitations constatées durant la même période.

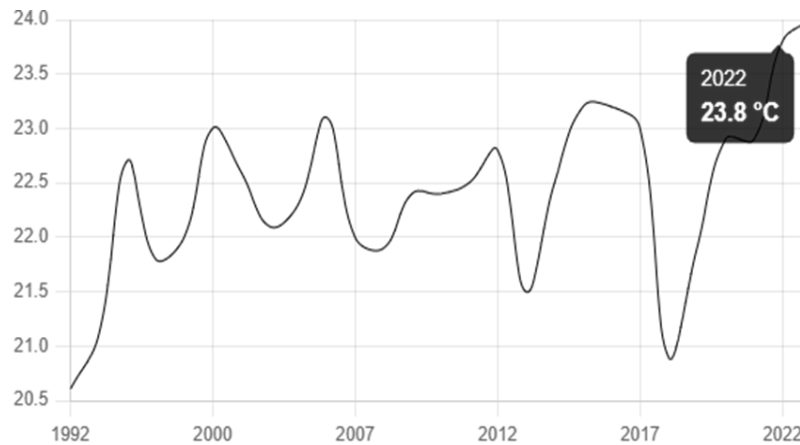


Figure 16. Température maximale annuelle moyenne (Tutiempo Network, 2025).

2. Echantillonnage et traitement des échantillons

Tout au long de l'année 2022, un échantillonnage mensuel de Carpes communes (*Cyprinus carpio*) a été réalisé dans le Barrage de Mechraa Sfa Tiaret, donnant 120 poissons capturés au filet maillant (**Fig. 17**), puis transportés au laboratoire de l'université (Université Ibn Khaldoun, Tiaret), le traitement des échantillons était comme suit :

- 1-Des pesées individuelles en grammes et des mesures en centimètres ont été effectuées sur chaque individu.
- 2-Prélèvement du Foie, Gonades et Chair afin de calculer les indices biologiques (IHS, IGS, IP, K)
- 3-Les écailles ont été prélevées, nettoyées et conservées dans le réfrigérateur pour la détermination de l'âge de chaque individu.
- 4- Analyse des paramètres physicochimiques et bactériologiques de l'eau.
- 5- Analyse des métaux lourds (Fe, Zn et Pb) dans le foie et la chair des poissons
- 6- Evaluation des biomarqueurs du stress oxydatif (CAT, GST, GSH, MDA, MT et Protéines)
- 7- Prélèvement des branchies pour isoler et identifier les parasites) .



Figure 17. La technique de pêche utilisée (Filet maillant) (Cliché Original de Aissa, 2022)

3. Biométrie

Un échantillon de 30 individus par saison est pris en considération, une série de 06 mesures morphométriques sont effectuées sur chaque poisson (**Tab. 02**)

Tableau 02 : Variables morphométriques étudiées

Variable	Description
01	Longueur totale (Lt)
02	Longueur a la fourche (Lf)
03	Longueur standard (Ls)
04	Hauteur maximum (Hmax)
05	Poids total (Wt)
06	Poids éviscéré (Wevc)

3.1 Biologie et Reproduction

L'étude biologique implique l'examen des paramètres qui nous aident à comprendre la biologie de notre espèce.

Notre recherche s'appuie sur l'examen des deux facteurs clés qui sont la reproduction et la croissance (**Tab. 03**).

Une série de 07 mesures a été effectuée sur chaque poisson, pour l'étude de sa biologie.

Tableau 03 : Mesures menées sur les poissons pour l'étude biologique.

Variable	Description
01	Poids total (Wt)
02	Longueur totale (Lt)
03	Poids éviscéré (Wevc)
04	Poids du foie (Wf)
05	Poids des gonades (Wg)
06	Longueur standard (Ls)
07	Hauteur maximale du corps (Hmax)

3.1.1 Les indices biologiques

Quatre indicateurs biologiques de la croissance et d'écologie sont calculés et utilisés pour catégoriser les individus ainsi que pour évaluer l'environnement écologique de l'espèce. Ils concernent principalement :

3.1.1.1 Le facteur de condition de Fulton K

Selon (le Cren, 1951), ce paramètre fait référence à l'état physiologique et physique d'un poisson, ainsi que les modifications provoquées par les interactions entre les conditions d'alimentation et d'autres variables, cet indice est calculé comme suit

$$C = (Wt \times 100) / Lt^3 \text{ (Fulton, 1904).}$$

3.1.1.2 L'indice Hépatosomatique (IHS)

D'après (Bougis, 1952), le foie de certaines espèces de poissons joue un rôle crucial dans les processus physiologiques régissant la formation des produits sexuels, et l'environnement autour de la reproduction influence considérablement les variations de son poids, il est défini comme étant le produit du poids du foie multiplié par 100 et divisé par le poids total du corps.

$$IHS = (\text{Poids du foie} \times 100) / \text{Poids éviscéré}$$

Une fois la cavité abdominale ouverte (Fig. 18), le foie est minutieusement séparé des autres organes internes en utilisant des instruments stérilisés (Fig. 19). On procède ensuite à l'élimination de tout résidu de tissu ou de sang, avant une pesée précise réalisée avec une balance électronique.



Figure 19. Préparation du *Cyprinus carpio* suite à son éviscération (Cliché Original de Aissa, 2022)



Figure 18. Un foie prélevé de *Cyprinus carpio* (Cliché Original de Aissa, 2022)

3.1.1.3 L'indice Gonadosomatique (IGS)

D'après (Parmeswaran et al., 1974), L'indice gonadosomatique (IGS) est utilisé pour déterminer les périodes de reproduction du cycle sexuel de la Carpe commune. Cet indice est déterminé de la méthode suivante

$$IGS = \text{Poids des gonades} \times 100 / \text{Poids total}$$

L'éviscération et la pesée des gonades ont été effectuées pour évaluer le degré de maturité sexuelle des poissons (**Fig. 20**). Une fois capturé, chaque spécimen est méticuleusement ouvert au niveau de l'abdomen pour retirer les organes internes, notamment les gonades (ovaires et testicules).

Après avoir isolé les gonades, tout tissu collant est soigneusement éliminé et leur poids est mesuré avec précision à l'aide d'une balance électronique. Ces informations facilitent le calcul de l'indice gonadosomatique (IGS).



Figure 20. Morphologie interne du *Cyprinus carpio* (Cliché Original de Aissa, 2022)

3.1.1.4 L'indice de Profil (IP)

D'après (**Charpy, 1943**), cet indice définit le niveau de sélection du poisson basé sur son apparence extérieure, il est déterminé à l'aide de la formule ci-après :

$IP = \text{Longueur standard} / \text{Hauteur maximale du corps}$
--

3.1.1.5 Identification du sexe et Sexe ratio :

Après la dissection et l'ouverture de la cavité abdominale le sexe a été identifié macroscopiquement (**Fig. 21**). L'équation recommandée par (**Kartas et Quignard, 1984**), qui définit la proportion numérique des sexes à travers le rapport entre le nombre de femelles et celui des mâles (Sex ratio ; SR). $SR = F/M$, où F : représente le total des femelles et M : l'ensemble des mâles.

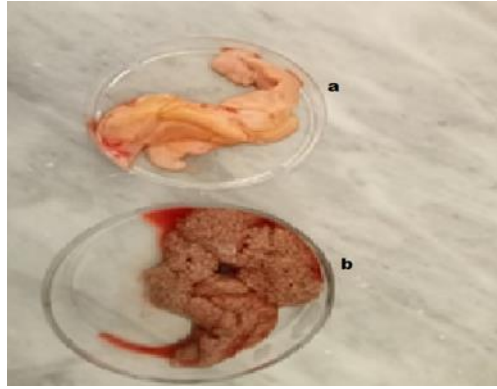


Figure 21. Détermination du sexe a- Male, b- Femelle (**Cliché Original de Aissa, 2022**)

3.2 Age et croissance :

3.2.1 Détermination de l'âge :

Selon la (**FAO, 1992**), l'estimation précise de l'âge des poissons est un facteur crucial pour l'analyse de la dynamique de leurs populations. Elle sert de fondement aux calculs qui mènent à la compréhension de l'accroissement, de la mortalité, du recrutement et d'autres paramètres essentiels de leurs populations. L'âge de nombreuses espèces de poissons peut être établi en se basant sur les discontinuités présentes dans leurs structures osseuses. Ces discontinuités peuvent découler soit de modifications (comme la température) dans l'environnement du poisson, soit de modifications (telles que la reproduction) dans la physiologie du poisson. Toutefois, une multitude de poissons habitent un environnement si homogène qu'aucune discontinuité n'est observable dans leur squelette, rendant leur détermination d'âge souvent indirecte ; parfois même impossible.

3.2.1.1 Technique de prélèvement et lecture des écailles :

Les écailles ont été prélevées à l'aide d'une pince fine à partir du point d'intersection de la ligne latérale et la ligne perpendiculaire à la nageoire dorsale (**Fig. 22**) et rincer pour débarrasser les débris des tissus qui peuvent gêner la lecture, après on effectuera une observation des annulus sous la loupe binoculaire Pour estimer l'âge, on observe une croissance rapide se manifestant par des cercles larges et une zone claire. Quand elle ralentit, les cercles se rapprochent et créent un anneau plus sombre connu sous le nom d'annulus (**Fig. 23**)



Figure 22. Le point de prélèvement des écailles (Cliché Original de Aissa, 2022)

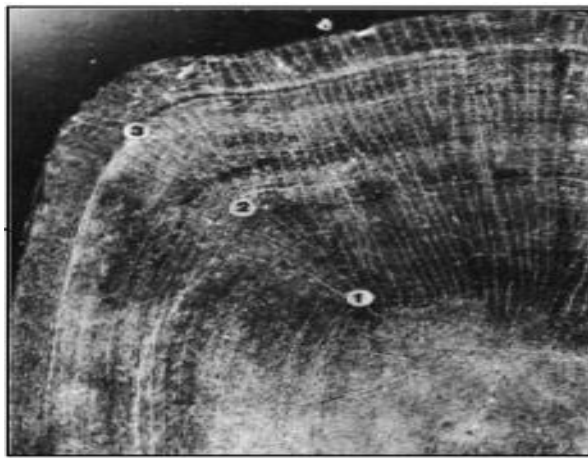


Figure 23. Estimation de l'âge chez la Carpe commune (Vilizzi, 2018).

3.2.2. Etude de la croissance

3.2.2.1. Croissance relative

3.2.2.1.1. Equation Taille-Poids

(Ricker, 1975), a déterminé la relation entre la taille et le poids pour identifier les modèles de croissance chez les poissons par l'équation suivante :

$$W_t = a . L_t^b$$

Dont :

W_t : poids total frais du poisson,

L_t : longueur totale,

a : constante,

b : coefficient d'allométrie.

Lorsque le coefficient b est égal à 3, veut dire que l'augmentation du poids est proportionnelle à l'augmentation de la taille donc la croissance est isométrique. Il manifeste une

allométrie soit en dessous ($b < 3$), soit au-dessus ($b > 3$) si la croissance n'est pas proportionnelle. On peut transformer cette formule en log-log pour obtenir une relation linéaire.

$\text{Log } W_t = \log a + b \cdot \log L$

3.2.2.2. Croissance linéaire absolue

Nous avons évalué huit modèles de croissance à l'aide de Python et simulé des données de taille selon l'âge issues d'une cohorte hypothétique âgée de 2 à 14 ans. Ces modèles incluent Von Bertalanffy, Gompertz, Richards, Weibull, Schnute-Richards, Verhulst, Baranyi et Szalai (**Tab. 04**).

Chaque modèle estime des paramètres tels que :

L_t : longueur prédite du poisson i à l'âge a .

L_∞ : longueur asymptotique.

K : coefficient de taux de croissance.

t_0 : âge théorique à longueur nulle.

m : paramètre de forme de la courbe.

Tableau 04 : Les modèles de croissance utilisés

Modèle	Fonction	Référence
VBGM	$L(t) = L_{\text{inf}} * (1 - \text{np.exp}(-K * (t - t_0)))$	(Beverton, 1954)
Gompertz	$L(t) = L_{\text{inf}} * \text{np.exp}(-\text{np.exp}(-K * (t - t_0)))$	(Gompertz, 1825)
Richards,	$L(t) = L_{\text{inf}} / (1 + \text{np.exp}(-K * (t - t_0)))^{1/m}$	(Richards, 1959)
Weibull,	$L(t) = L_{\text{inf}} * (1 - \text{np.exp}(-K * (t - t_0)^m))$	(Weibull, 1951).
Baranyi	$L(t) = L_{\text{inf}} * (1 - \text{np.exp}(-K * (t - t_0)) / (1 + \text{np.exp}(-K * (t - t_0))))$	(Baranyi et Roberts 1994)
Szalai,	$L(t) = L_{\text{inf}} * (1 - \text{np.exp}(-K * (t - t_0)) / (1 + \text{np.exp}(-K * (t - t_0))))$	(Szalai et al., 2003)
Schnute-Richards.	$L(t) = L_{\text{inf}} * (1 - \text{np.exp}(-K * (t - t_0)))^{1/m}$	(Schnute, 1981)
Verhulst,	$L(t) = L_{\text{inf}} / (1 + \text{np.exp}(-K * (t - t_0)))$	(Verhulst, 1838)

- Test d'adéquation du modèle à l'aide de l'approche Ford-Walford

La méthode du tracé de Ford-Walford, introduite par (**Ford, 1933**) puis affinée par (**Walford, 1946**) permet d'estimer les paramètres de croissance L_∞ et K à partir de données de

longueur moyenne selon l'âge. Pour les données suivant le modèle de croissance typique de Von Bertalanffy, tracer la longueur à l'âge $t+1$ en fonction de la longueur à l'âge t produit une droite. La pente de cette droite correspond à e^{-k} .

Selon (Ogle, 2015), la relation linéaire $L_{t+1} = aL_t + b$ est particulièrement utile pour obtenir des estimations initiales des paramètres dans la modélisation de la croissance, dont : $a=e^{-k}$ et $b=L_{\infty}(1-e^{-k})$

- **Sélection du modèle :**

La probabilité d'ajustement des neuf modèles de croissance a été comparée à l'aide du R^2 (coefficient de détermination), de l'erreur quadratique moyenne (RMSE), du critère d'information d'Akaike (AIC) et du critère d'information bayésien (BIC). Le modèle présentant le moins de valeurs pour les facteurs mentionnés ci-dessus a été choisi comme meilleur modèle de croissance (Tab. 05).

Tableau 05 : Critères d'évaluation et indicateurs statistiques des modèles, accompagnés de leurs formules.

Indicateur	Fonction	Reference
R^2 ajusté	$R^2 = 1 - \frac{SSE}{SST}$	(Hurvich et Tsai 1989)
Erreur quadratique moyenne	$AIC = n \times \ln MSE + 2K$	(Akaike, 1998)
Critère d'information d'Akaike	$BIC = n \times \ln(MSE) + K \times \ln(n)$	(Schwarz, 1978)
Critère d'information bayésien	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}$	(James, 2013)

n : la taille totale de l'échantillon, MSE : le carré moyen des résidus, K : le nombre de paramètres estimés dans le modèle de croissance.

- **Croissance en longueur par l'analyse du taux de variation (dL/dt)**

Pour chaque modèle testé, nous avons calculé la dérivée première de la fonction de croissance en longueur (dL/dt). Cette dérivée illustre le taux de croissance instantané des individus selon leur âge, facilitant ainsi la traçabilité de leur développement tout au long de leur croissance. L'examen de dL/dt offre une perspective dynamique et précise du processus de

croissance. Elle souligne une expansion rapide lors des premières étapes de l'existence, suivie d'un ralentissement graduel à mesure que l'âge progresse, illustrant le concept de taille asymptotique. Ce comportement est caractéristique des espèces qui présentent une croissance asymptotique, telles que la Carpe commune. L'analyse comparative des courbes dL/dt provenant de divers modèles permet de juger leur aptitude à représenter avec précision les différentes étapes de croissance : phase juvénile, phase intermédiaire et phase adulte. Il s'avère que certains modèles illustrent mieux les phases initiales de croissance, alors que d'autres conviennent davantage aux phases avancées. Il est donc crucial d'effectuer cette analyse pour sélectionner le modèle le plus approprié, en tenant compte non seulement de la pertinence biologique relative à l'espèce concernée, mais aussi de l'exactitude des estimations attendues pour des applications pratiques telles que la gestion des stocks halieutiques, l'organisation de la pêche ou l'évaluation de la taille en fonction de l'âge (Von Bertalanffy, 1938).

D'après (Zhu *et al.*, 2016), une transformation logarithmique a été appliquée pour normaliser la distribution de la variable. Les données de croissance expérimentales ont ensuite été ajustées à cette loi, afin d'examiner et de prévoir la croissance individuelle du Carpe Commune.

Dont :

$$\begin{aligned}\ln(X) &\sim \mathcal{N}(\mu, \sigma^2) \\ L_a, \infty &\sim \log \text{ normal } (\bar{L}_\infty, \sigma^2_{L_\infty}) \\ K_a &\sim \log \text{ normal } (\bar{K}, \sigma^2_K)\end{aligned}$$

4. Les paramètres physicochimiques et bactériologique de l'eau

Les données des paramètres physico-chimiques de l'eau ont été obtenues auprès de la société Algérienne Des Eaux, Tiaret (ADE, 2022), dont les études physico-chimiques effectuées sur les échantillons d'eau collectés au cours de l'année 2022 ont permis d'apprécier la qualité de l'environnement aquatique examiné.

5. Analyses Eco-toxicologiques

5.1 Dosage des métaux lourds

5.1.1 Le principe

Dans les environnements marins, les métaux lourds sont des contaminants durables et ubiquitaires. Ils sont issus de processus naturels (comme l'érosion ou l'activité volcanique) et d'activités humaines comme l'extraction minière, les déchets industriels et le ruissellement agricole. Une fois mis en place, les métaux lourds ne se dégradent pas, mais s'accumulent dans

les sédiments et les organismes, pouvant potentiellement être bio amplifiés à travers les chaînes alimentaires et représentant une menace considérable pour la faune marine et la santé des humains. Les poissons sont particulièrement exposés aux risques en raison de leur rôle écologique, de leur valeur économique et de leur sensibilité physiologique face à l'exposition aux métaux (**El-Sharkawy et al., 2025 ; Mitra et al., 2022**).

Pour déterminer leur adéquation à la consommation humaine, on compare généralement les niveaux de métaux lourds observés dans les êtres aquatiques aux seuils réglementaires établis. Selon le Règlement (UE) 2023/915 de la Commission européenne (**Commission européenne, 2023**), la concentration maximale de plomb (Pb) admissible dans les produits halieutiques destinés à la consommation humaine s'élève à 0,30 mg/kg de poids frais. Toutefois, bien que le zinc (Zn) et le fer (Fe) soient reconnus comme des éléments cruciaux, il n'existe pas de seuils maximaux normalisés internationalement pour leur teneur dans les poissons, même si leur concentration doit rester en adéquation avec les taux physiologiques normaux (**FAO et WHO, 2019**).

Dans cette recherche, la concentration de métaux lourds a été mesurée dans le foie et le muscle du *Cyprinus carpio*, une espèce prisée pour son aspect commercial et alimentaire dans les régions de Tiaret et de Relizane, dans le but d'apprécier les dangers éventuels liés à sa consommation humaine.

5.1.2 La préparation des échantillons

Nous avons effectué dix prélèvements pour chaque saison tout au long de l'année 2022. La collecte du foie et de la chair a été réalisée au sein du laboratoire d'écologie animale de l'Université Ibn Khaldoun, Tiaret. Ces échantillons ont ensuite été stockés à une température de -4 °C en vue des analyses de métaux lourds qui ont été effectuées au laboratoire de la Raffinerie -SONATRACH-, avec le Spectrophotomètre d'Absorption Atomique (SAA) de la marque SHIMADZU. Après avoir procédé à l'étalonnage avec des solutions étalons multi élémentaires et en s'appuyant sur des longueurs d'onde dédiées à chaque métal (Pb à 220 nm ; Zn à 620 nm ; Fe à 500 nm).

5.1.3 Le mode opératoire

La verrerie et les équipements de laboratoire ont été nettoyés en utilisant de l'acétone et de l'éthanol (**Hanis et al., 2024**).

Suite à la décongélation, approximativement 0,5 à 1 g de tissu a été prélevé pour une minéralisation alcaline, réalisée par le biais à un mélange de 5 mL d'acide nitrique concentré (65 %) et 2 mL de peroxyde d'hydrogène (30 %). La digestion a été effectuée par chauffage traditionnel à 120 °C pendant une durée de 2 heures. Après digestion, les échantillons ont été

filtrés (papier Whatman n°42 ou 0,45 µm), mis dans des flacons calibrés et la quantité totale portée à 25 mL en ajoutant de l'eau ultrapure. Cette technique autorise une évaluation exacte des concentrations en métaux lourds, exprimées en ppm de tissu humide (**Censi *et al.*, 2006**).

L'organigramme ci-dessous présente les étapes de la minéralisation et analyse par spectroscopie des échantillons collectés (**Fig. 24**).

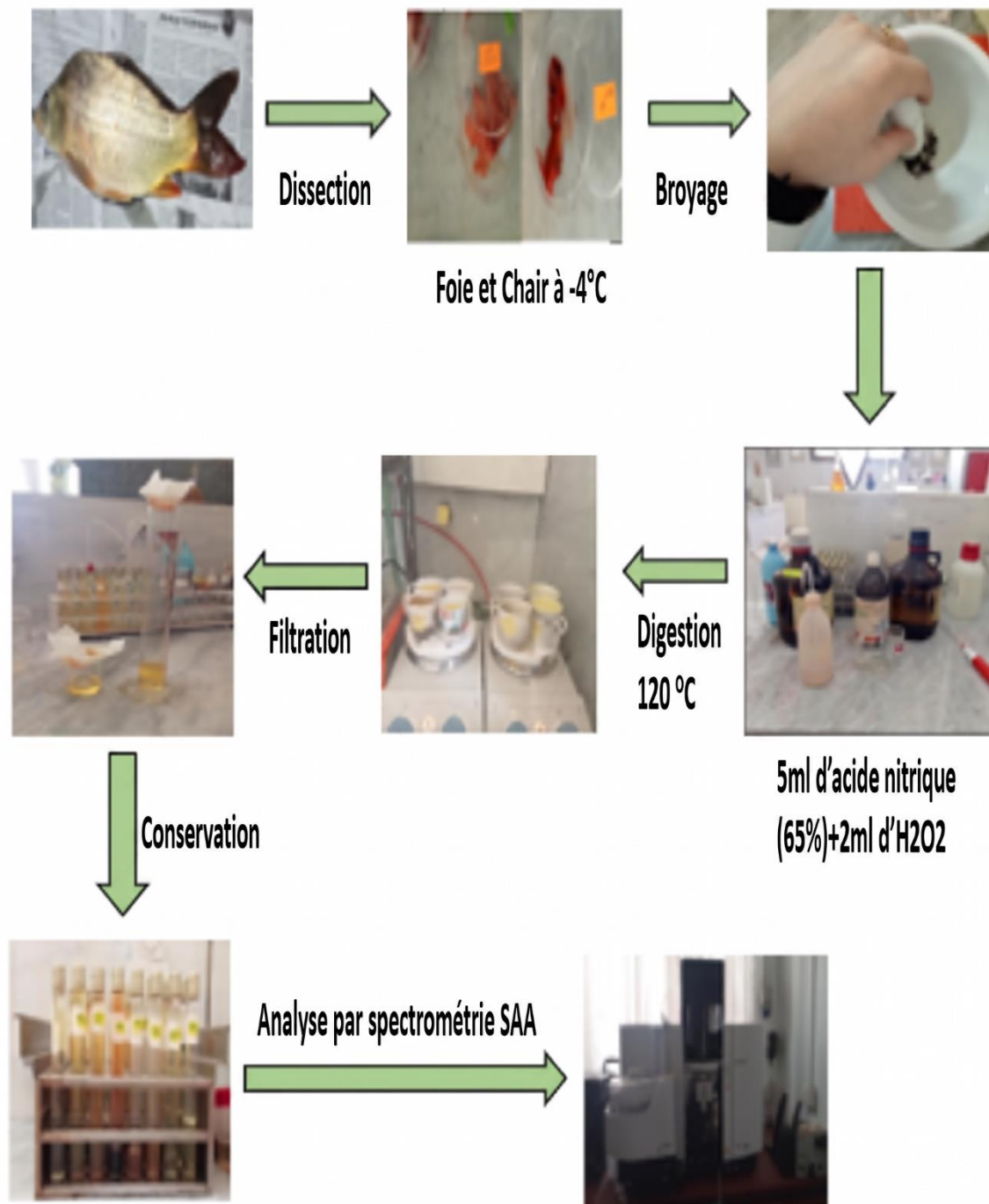


Figure 24. Protocole d'analyse des métaux lourds dans les tissus musculaires chez *Cyprinus carpio* (Original élaboré par Aissa, 2025)

5.2 Calcul des indices de contamination

Sur les plans national et international, des directives et des normes sont établies par les autorités de régulation concernant les niveaux admissibles de métaux lourds dans l'alimentation, y compris le poisson (**Subotić et al., 2013**).

Ces indices sont fréquemment utilisés pour évaluer les risques écologiques et sanitaires liés à la contamination par les métaux lourds. L'examen de ces valeurs sert à vérifier leur conformité avec les normes réglementaires (**Yildirimet al., 2009**).

5.2.1 Indice de bioaccumulation (BAF)

Le facteur de bioaccumulation (BAF) a été employé afin d'harmoniser la variation due au lieu de collecte, facilitant ainsi la comparaison des taux d'accumulation des métaux dans la Carpe commune. Le BAF est déterminé en calculant le quotient entre la concentration de l'élément dans les organismes en équilibre (g/g, poids sec) et celle de l'élément dans l'eau (g/L) ou les sédiments (mg/kg) (**Authman et Abbas, 2007**).

Le facteur de bioaccumulation (BAF) est généralement utilisé pour évaluer le potentiel de bioaccumulation. Des valeurs de BAF inférieures à 1 000 indiquent une bioaccumulation faible, entre 1 000 et 5 000 une bioaccumulation modérée, et au-delà de 5 000, une forte bioaccumulation (**U.S. EPA, 2000**).

$$BAF = \frac{\text{Concentration de métal dans l'organisme}}{\text{Concentration de métaux dans l'eau ou les sédiments}}$$

5.2.2 Quotient de danger cible (THQ)

Le risque potentiel pour la santé des habitants a été estimé en utilisant le Quotient de Danger Cible (THQ). Cette recherche a calculé les THQ du Fer, du plomb et du Zinc observés dans les échantillons du poisson collecté en utilisant l'équation ci-après (**Epa, 2011**).

$$THQ = \frac{EF \times ED \times FIR \times CM}{RfD \times BW \times AT} \times 0.001$$

EF = Fréquence d'exposition (365 jours/an) (**Ahmed et al., 2015**).

ED = Indique la durée d'exposition (70 ans pour les risques autres que le cancer, conformément aux lignes directrices de l'EPA) (**Epa, 2011**).

FIR = taux d'ingestion de poisson 62,6 g/personne/jour (**Isiri, 2010**).

CM = concentration de métaux lourds dans le poisson (mg/kg) (**Esmaeili Sari, 2002**).

BW = poids corporel moyen, 60 kg (**Aslam et al., 2025**).

AT = durée d'exposition moyenne aux agents non cancérogènes ($EF \times ED$) (365 jours/an pendant 70 ans : $AT = 25\,550$ jours) utilisée pour caractériser le risque non cancérogène (**Epa, 2011**).

RfD = dose de référence orale. Les valeurs RfD pour le Fe, le Zn et le Pb sont respectivement de 0.7, 0.3, 0.004. (**Epa, 2011**).

5.2.3 L'indice de danger (HI)

Il a été conçu en suivant les directives de l'agence américaine de protection de l'environnement (USEPA) pour évaluer les risques sanitaires, dans le but d'estimer le risque potentiel maximal d'effets non cancérogènes liés à l'exposition à divers métaux nuisibles. L'indice de danger est établi en évaluant le THQ selon le nombre de métaux nocifs identifiés, conformément aux directives de l'EPA (**Epa, 2011**).

$$HI = \sum THQs = THQ(metal_1) + THQ(metal_2) + + THQ(metal_n)$$

Des valeurs de THQ ou de HI en dessous de 1 signalent qu'il n'y a pas de risque non cancérogène notable pour les consommateurs, alors que des valeurs au-dessus de 1 indiquent un risque potentiel qui requiert une vigilance accrue (**U.S. EPA, 1989**).

6. Dosage des biomarqueurs

6.1 Préparation de la fraction cytosolique S9 (surnageant)

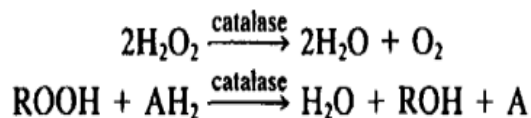
Une fois la cavité abdominale du poisson ouverte, les chairs ont été méticuleusement ôtées à l'aide d'une paire de ciseaux. Par la suite, elles ont été disposées dans des récipients de pétri stériles et conservées à basse température en attendant que les analyses soient réalisées. Après avoir décongelé et pesée la chair une homogénéisation a été réalisée sur glace dans quatre volumes de tampon phosphate 0,1 M (pH 7,4), contenant 0,15 M de KCl. Toutes les procédures ultérieures de préparation des fractions subcellulaires ont été réalisées à 4 °C. L'homogénat a été centrifugé pendant 10 minutes à 700×g, puis le surnageant a été centrifugé à nouveau à 10 000×g pendant 20 min. Le surnageant de 10 000 g a été centrifugé à 105 000 g pendant 60 min, puis conservé à -80 °C (**Stephensen et al., 2002**). Le surnageant appelée la fraction S9 est utilisé pour les différentes analyses (activité de la Catalase, GST, GSH, et les protéines).

6.2 Dosage de l'activité Catalase (CAT)

6.2.1 Le principe

Dans l'ultraviolet, l'absorption de H₂O₂ augmente continuellement avec la diminution de la longueur d'onde. La décomposition de H₂O₂ peut être suivie directement par la diminution

de l'absorbance à 240 nm ($\epsilon_{240} = 0,00394 \pm 0,0002$ litres mmol⁻¹ mm⁻¹). 4 La différence d'absorbance (AA₂₄₀) par unité de temps est une mesure de l'activité catalase (Aebi, 1984).



6.2.2 Le mode opératoire

Le protocole de dosage de l'activité de la catalase (CAT) décrit par (Claiborne, 1985) est comme suit :

- Dans une cuve en quartz, ajouter 1 ml de tampon phosphate contenant 0.950 ml de H₂O₂.
- Ajouter 0.025 ml de la fraction cytosolique de l'échantillon.
- Mélanger délicatement et placer immédiatement la cuve dans le spectrophotomètre.
- Mesurer la diminution de l'absorbance à 240 nm pendant 1 à 3 minutes, en enregistrant les lectures toutes les 15 secondes.
- Utiliser un blanc contenant uniquement le tampon et le H₂O₂ (sans échantillon) pour calibrer l'appareil.

On calcule l'activité de la catalase en déterminant la pente de la courbe de diminution de l'absorbance ($\Delta A_{240}/\text{min}$). En utilisant le coefficient d'extinction molaire du H₂O₂ à 240 nm ($\epsilon = 40 \text{ M}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$), l'activité enzymatique est définie comme la décomposition de 1 μmol de H₂O₂ par minute. Il est conseillé d'ajuster l'activité en fonction de la teneur en protéines de l'échantillon, établie via une méthode adéquate

$\text{Activité CAT } (\mu\text{mol/min/mg de protéines}) = \frac{\Delta\text{DO}/\text{min}}{0.04} / \text{mg de protéines}$

X : micromole de substrat hydrolysé par minute et par mg de protéines ($\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ de protéine).

ΔDo : variation d'absorbance par unité de temps ($\Delta A_{240}/\text{min}$)

0,04 : coefficient d'extinction molaire du peroxyde d'hydrogène ($\text{cm}^{-1} \cdot \text{mmole}^{-1}$).

mg de protéines : quantité de protéines exprimée en mg.

6.3 Dosage du Glutathion (GSH)

6.3.1 Le principe

L'évaluation du GSH s'effectue selon la méthode colorimétrique proposée par (Weckberker et Cory, 1988). Le concept repose sur la réaction d'oxydation du GSH par l'acide 5,5' Dithiobis 2-nitrobenzoïque (DTNB), ce qui entraîne la libération de l'acide thionitrobenzoïque (TNB) teinté en jaune. La lecture des absorbances est réalisée à $\lambda = 412 \text{ nm}$.



6.3.2 Le mode opératoire

Pour le dosage et le calcul nous avons utilisé la méthode colorimétrique de (Ellman, 1959)

- Ajouter 0.25 mL de tampon phosphate 0,1 M
- Ajouter 0,1 mL d'échantillon (surnageant)
- Ajouter 0,23 mL de DTNB (10 mM)
- Mélanger et incuber 2 à 5 min à température ambiante
- Lire l'absorbance à 412 nm

$\text{Activité GSH} = \frac{\Delta DO \times Vd \times Vt}{13.1 \times Vh \times Vs \times \text{mg de protéines}}$
--

X : micromole de substrat hydrolysé par mg de protéines (μM/mg de protéines).

ΔDo : différence de la densité optique obtenue après hydrolyse du substrat.

13,1 : coefficient d'extinction molaire concernant le groupement thiol (-SH).

Vd : volume total des solutions utilisées dans la déprotéinisation : 0.25ml de tampon phosphate + 0,1 ml homogénat].

Vh : volume de l'homogénat utilisé dans la déprotéinisation : 0,1 ml.

Vt : volume total dans la cuve : 0.58 ml [0,1 ml surnageant + 0.25 ml de tampon phosphate + 0,23 ml DTNB.

Vs : volume du surnageant dans la cuve : 0,1 ml.

mg de protéines : quantité de protéines exprimée en mg.

6.4 Dosage de glutathion S-transférase (GST)

6.4.1 Principe

Selon (Habig *et al.*, 1974) le concept repose sur la réaction de conjugaison entre la GST et un substrat, le CDNB (1-chloro 2,4 dinitrobenzène), en présence d'un stimulant, le glutathion GSH. En se basant sur le coefficient de différenciation ($\epsilon = 9,6 \text{ mM}^{-1}\text{cm}^{-1}$). L'évaluation des absorbances est réalisée à une longueur d'onde de 340 nm à l'aide d'un spectrophotomètre UV/visible.



6.4.2 Le mode opératoire

Pour le protocole expérimental et le calcul on a adopté la méthode de (Habig *et al.*, 1974) qui se base sur :

- La préparation d'un mélange réactionnel qui compose de 1.75 ml de tampon phosphate (0.1M, pH6.5), 0.1ml de CDNB (20mM)

- Incuber le mélange a une température ambiante 37C pendant 10min
- Additionner 1ml de l'extrait enzymatique et 0.01ml du glutathion (GSH).
- Lire la variation de la densité optique chaque minute pendant 5 min a 340nm

L'activité de la GST est déterminée en fonction de l'équation suivante :

$\text{Enzyme (}\mu\text{l/ml)} = \frac{(\Delta A340 / \text{min Test} - \Delta A340 / \text{min Blanc}) / (Vt) (Fd)}{9.6 * Ve}$
--

Vt : Volume total en mm de l'essai

Fd : Facteur de dilution

9.6 : Coefficient d'extinction millimolaire du glutathion-1-chloro-2,4-dinitrobenzene conjugué a 340nm.

Ve : Volume en millimètre de l'enzyme utilise.

6.5 Dosage du malondialdéhyde (MDA)

6.5.1 Principe

Le MDA, en raison de sa réaction aisée avec l'acide thiobarbiturique (TBA), est couramment utilisé dans les études biomédicales comme indicateur de la peroxydation lipidique. La réaction entraîne la création de MDA-TBA₂, un conjugué qui absorbe dans le spectre visible à 532 nm et génère une teinte rouge-rose (**Ohkawa et al., 1978**).

Il est également possible que d'autres molécules issues de la peroxydation des lipides, en plus du MDA, interagissent avec le TBA et captent la lumière à 532 nm. Ces interactions participent au signal d'absorption total qui est enregistré. Par ailleurs, le MDA a la capacité de réagir avec la majorité des autres grandes catégories de biomolécules, ce qui pourrait restreindre son accessibilité lors de sa réaction avec le TBA (**Khoubnasabjafari et al., 2018**).

6.5.2 Le mode opératoire

Selon (**Botsoglou et al., 1994**) un échantillon de 2 grammes de tissu, qu'il soit musculaire ou hépatique, a été placé dans un tube de centrifugation d'une capacité de 25 mL. Par la suite, on a successivement ajouté 8 mL de solution aqueuse de TCA à 5% (acide trichloroacétique) et 5 mL de BHT à 0,8% dissous dans l'hexane. L'homogénéisation du mélange a été effectuée à grande vitesse avec un Ultra-Turrax pendant 30 secondes, suivie d'une centrifugation à 3000 g durant 3 minutes. Suite à la centrifugation, la couche supérieure organique (hexane) a été retirée. Ensuite, la phase inférieure aqueuse a été portée à un volume final de 10 mL en utilisant une solution de TCA à 5 %. On a prélevé une portion de 2,5 ml de

cet extrait et on l'a transférée dans un tube scellé, puis on a ajouté 1,5 ml d'une solution aqueuse de TBA à 0,8 %. Le complexe coloré MDA-TBA a été formé en incubant le mélange à 70 °C pendant une durée de 30 minutes. Suite à l'incubation, les tubes ont été promptement refroidis sous un jet d'eau du robinet. La lecture a été réalisée par spectrophotométrie à une longueur d'onde de 521,5 nm, en comparaison avec un blanc également traité. On a élaboré une courbe d'étalonnage en utilisant des solutions standards de MDA. Si l'absorbance dépasse 1,0, les extraits ont été dilués à l'aide d'eau distillée avant la mesure finale

Le calcul de la concentration en MDA a été effectué selon la formule ci-après :

$$MDA = \frac{16 \times C \times V}{W}$$

C : La concentration de MDA dans l'extrait (ng/mL), qui a été déterminée à partir de la courbe d'étalonnage.

V : Représente le facteur de dilution de l'extrait, si applicable ;

W : Représente la masse de l'échantillon exprimée en grammes.

6.7 Dosage de Méthallothionéine

6.7.1 Principe

Une méthode spectrophotométrique pour déterminer la concentration de méthallothionéines dans les tissus d'organismes marins a été mise au point. L'évaluation de la concentration en méthallothionéine a été réalisée en utilisant une fraction de méthalloprotéine partiellement purifiée obtenue par fractionnement acido-alcoolique de l'homogénat tissulaire. Le pH et la forte force ionique ont été quantifiés de manière spectrophotométrique en utilisant le réactif SH d'Ellman. La séparation par SDS-PAGE et l'analyse fluorimétrique des protéines, marquées avec le réactif fluorescent Thiolyte, ont révélé la présence de quantités infimes de protéines SH distinctes des méthallothionéines dans la préparation (**Viarengo et al., 1997**),

6.7.2 Le mode opératoire

Selon (**Ellman, 1959**), l'évaluation des méthallothionéines se fait par la détermination de l'absorbance à 412 nm, spécifique au complexe métal-thiol. Pour réaliser cela, on homogénéise 0,5 g de matière biologique dans 5 mL de tampon Tris-HCl à 20 mM constituée du saccharose 0.5M, pH 8,0. Le surnageant est recueilli après une centrifugation à 30 000 g durant 20 minutes pour obtenir un surnageant riche en méthallothionéines, ce dernier a été traité par ajout de 1,05 mL d'éthanol absolu froid (−20 °C) et de 80 µL de chloroforme suivi d'une centrifugation à

6 000 × g pendant 10 min. Suite à une incubation à -20 °C pendant une heure. Un précipité a été obtenu par centrifugation à 6 000 × g pendant 10 minutes. Le culot a été remis en suspension dans 150 µL de NaCl à 0,25 M, suivi de l'ajout de 150 µL de HCl 1N contenant 4 mM d'EDTA. Par la suite, 4,2 mL de NaCl 2 M intégrant 0,43 mM de DTNB (réactif d'Ellman) dans un tampon phosphate à 0,2 M pH 8 ont été incorporés. Suite à une incubation à température ambiante, le mélange a subi une centrifugation à 3 000 × g pendant 5 minutes. On a mesuré l'absorbance du surnageant à une longueur d'onde de 412 nm

$C_0 = (A / \epsilon) \cdot D$

C₀ = original concentration

A = absorbance at 412nm

ε = extinction coefficient = 13,600/M/cm.

D = dilution factor

L'organigramme ci-dessous présente les étapes de dosage des biomarqueurs GST, GSH, CAT, MDA, MT et protéines (**Fig. 25**).

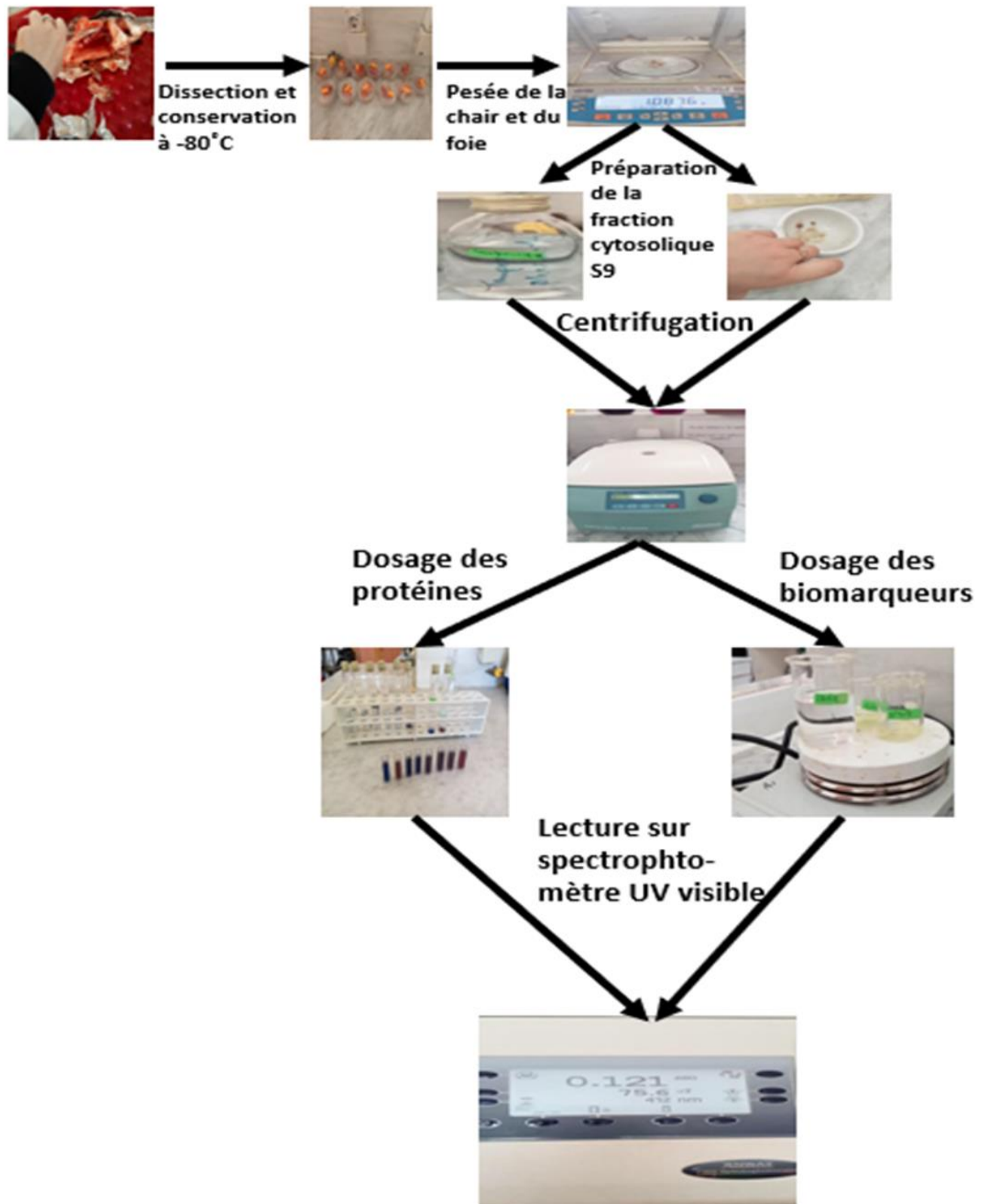


Figure 25. Dosage biochimique des biomarqueurs chez *Cyprinus carpio* (Original élaboré par Aissa, 2023)

7. Les Analyses Parasitologiques

7.1 Récolte et identification des ectoparasites

Les poissons ont été rapidement conduits au laboratoire après la capture, pour garantir la préservation des échantillons. Les dissections ont été effectuées promptement ; les branchies ont été minutieusement extraites, puis disposées dans des boîtes de Petri remplies d'eau douce. L'examen préliminaire a été réalisé avec l'aide d'une loupe binoculaire, facilitant ainsi l'identification et la collecte des ectoparasites sur les tissus branchiaux.

Les parasites isolés ont été déplacés dans une solution saline, puis fixés grâce à un mélange de formol et de glycérine (proportions ajustées en fonction de la taille et de la délicatesse de l'organisme). Chaque échantillon a été préparé en le plaçant entre la lame et la lamelle, en prenant soin d'éviter la création de bulles d'air, puis examiné au microscope optique avec des grossissements de $\times 4$, $\times 10$ et $\times 40$ pour faciliter l'identification morphologique (Scholz *et al.*, 2018).

7.2 Les indices parasitaires

- **Prévalence (P)** : Proportion d'hôtes infectés par une ou plusieurs espèces parasitaires spécifiques dans un échantillon donné (Bush *et al.*, 1997).

$$\text{Pr \%} = \text{NP} / \text{N} \times 100$$

- **Intensité moyenne (IM)** : C'est le rapport entre le total d'individus d'une espèce parasite présents dans un échantillon d'une espèce hôte (n) et le nombre d'hôtes affectés par le parasite (Np) (Margolis *et al.*, 1982).

$$\text{I} = \sum n / \text{Np}$$

- **Abondance moyenne (AM)** : Moyenne de parasites par hôte analysé, y compris ceux qui ne sont pas infestés (Bush *et al.*, 1997).

$$\text{AM} = \sum n / \text{N}$$

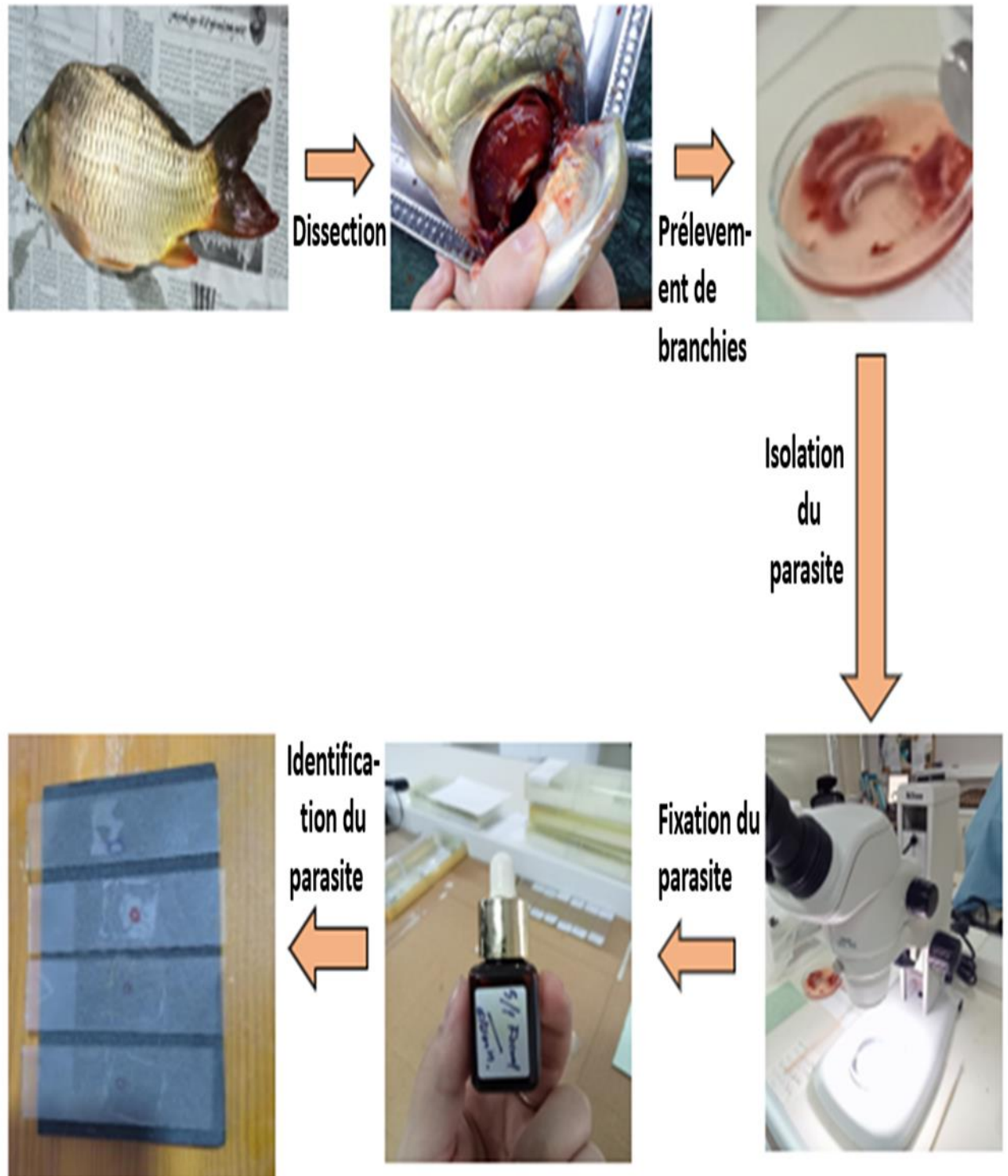


Figure 26. Méthode d'identification et de quantification des ectoparasites chez *Cyprinus carpio* (Original élaboré par Aissa, 2023)

A decorative graphic of a scroll with a light gray background and a thin black border. The scroll is unrolled, with the top and bottom edges showing a slight curve. The text is centered on the scroll.

Résultats et Discussion



Résultats

***Les paramètres
physico-chimiques et
bactériologiques de
l'eau***

1. Les paramètres physico-chimiques et bactériologiques de l'eau

Le tableau ci-dessous (**Tab. 06**) montre les valeurs annuelles moyennes des paramètres observés dans l'environnement aquatique. L'eau affiche une température de 9,9 °C et un niveau d'oxygène dissous de 110,12 %. On a mesuré une turbidité de 3,1 NTU et un pH de 7,79. La conductivité s'élève à 1012 $\mu\text{S}/\text{cm}$, alors que le taux moyen de matière organique est de 4,8 mg/L. Les niveaux de métaux mesurés sont de 0,1077 ppm pour le fer total, 0,111 ppm pour le plomb et 0,15 ppm pour le zinc. En ce qui concerne les indices microbiologiques, on relève un taux de 190 coliformes totaux par 100 mL, 7 entérocoques par 100 mL et une bactérie sulfite-réductrice pour 20 mL.

Tableau 06 : Les différentes analyses physico-chimiques obtenues par l'ADE de Tiaret (ADE, 2022)

Paramètre	Moyenne annuelle
T°C	9.9
O2 dissous %	110.12
Turbidité NTU	3.1
PH	7.79
Conductivité $\mu\text{sm}/\text{cm}$	1012
Matière Organique mg/l	4.8
Fer Total (ppm)	0.1077
Plomb (ppm)	0.111
Zinc (ppm)	0,15
Coliformes totaux n/100ml	190
Entérocoques n/100ml	7
Bactéries sulfite-réductrices n/20ml	1

La matrice de corrélation souligne l'intensité des liens linéaires entre les profils moyens des paramètres physicochimiques et bactériologiques évalués sur une base mensuelle. Globalement, toutes les corrélations sont hauts supérieurs à 0,93, ce qui témoigne d'une grande ressemblance générale entre les mois analysés. Cependant, quelques subtilités permettent d'identifier des groupements saisonniers distincts

Les mois d'hiver, à savoir janvier, février et mars, montrent des corrélations presque parfaites (≥ 0.997) entre eux, indiquant des conditions uniformes de qualité de l'eau durant cette période. En automne, notamment en septembre, octobre et novembre, on observe des corrélations particulièrement élevées (≥ 0.998), témoignant d'une importante stabilité des paramètres vers la fin de l'année.

D'avril à juillet, on observe une forte corrélation interne (≥ 0.99), toutefois, les associations avec les mois d'hiver et d'automne sont un peu moins prononcées, indiquant ainsi une période de transition saisonnière. Août se caractérise par des corrélations légèrement moins fortes avec l'hiver (0,96) et plus intenses avec septembre (0,995), confirmant son rôle de transition entre l'été et l'automne.

Les corrélations les moins fortes, bien qu'elles soient toujours très hautes (> 0.93), se rapportent aux comparaisons entre les mois d'hiver et septembre, mettant en évidence une distinction saisonnière prononcée liée aux fluctuations des conditions environnementales et à la qualité de l'eau. Pour faire court, cette matrice de corrélation révèle que, malgré une uniformité générale des profils mensuels, on note clairement des changements saisonniers, en particulier entre l'hiver et la fin de l'été et le début de l'automne.

1.1 Variation de la température de l'eau

L'étude des températures mensuelles de l'eau indique une fluctuation saisonnière marquée tout au long de l'année. La (**Fig. 27**) montre que la température la plus basse se fait sentir en janvier et février, avec un relevé de 9,9 °C, typique des mois d'hiver. Dès mars, une augmentation graduelle est notée, culminant à 15,8 °C durant ce mois, et se maintenant ensuite entre 16 et 18 °C de mai à septembre. En octobre, on observe la température la plus élevée, atteignant 18,6 °C. Cela peut être attribué à l'inertie thermique de l'eau qui persiste à emmagasiner la chaleur de l'été jusqu'à l'entrée de l'automne. Vers la fin de l'année, on observe une chute notable de la température, qui tombe à 13,8 °C en novembre et à 10,9 °C en décembre et la température moyenne de l'eau pour toute l'année 2022 est estimée être aux alentours de 14,9 °C.

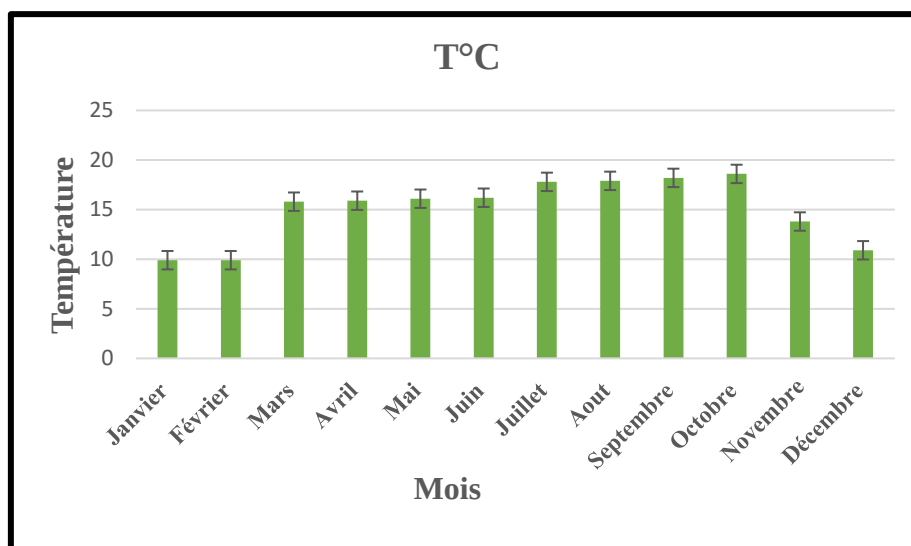


Figure 27. Variation de la température d'eau au cours de l'année d'étude

1.1.1 Variation de l'oxygène dissous

La variation de l'oxygène dissous au cours de l'année d'étude est illustrée dans la (**Fig. 28**) dont l'examen des informations mensuelles concernant l'oxygène dissous dans l'eau indique une stabilité assez constante tout au long de l'année, avec des taux de saturation variant entre 101,2 % et 115,2 %. Ces chiffres reflètent un environnement constamment oxygéné, avec une saturation annuelle moyenne estimée à 108 %. Les pics les plus importants sont notés durant la saison froide, particulièrement en février 115,2 % et en janvier 110,1 %. Ce phénomène peut être dû à l'augmentation de la solubilité de l'oxygène à basse température.

On note une légère baisse d'oxygène dissous à partir du printemps, avec des taux variant de 106 % à 108 % de mars à juin. Le point le plus bas de l'année est enregistré en août 101,2 %. Au cours de l'automne, les concentrations rehaussent à nouveau, culminant à 106,3 % en octobre, 110,6 % en novembre et 111,25 % en décembre. Cela indique une restauration graduelle de l'oxygénation de l'environnement à mesure que la température baisse.

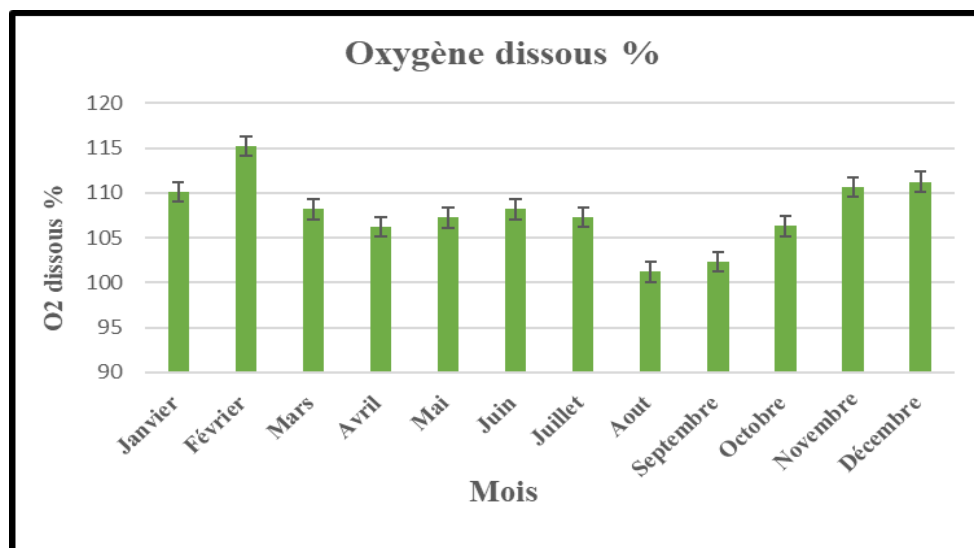


Figure 28. Variation de l'oxygène dissous au cours de l'année d'étude

1.1.2 Variation de la turbidité

La variation de la turbidité de l'eau présentée dans la (**Fig. 29**) connaît des fluctuations mesurées, avec un minimum de 3.1 NTU en janvier et un maximum de 5.6 NTU en novembre. On estime que la turbidité moyenne annuelle se situe autour de 4.3 NTU. Au cours du premier semestre de janvier à juin, la turbidité connaît une montée graduelle, évoluant de 3.1 NTU en janvier à 4.11 NTU en juin. Durant l'été de juillet à septembre, les valeurs affichent une légère stabilité juste en dessous de 4 NTU, atteignant 3.89 NTU en septembre. Dès octobre, on observe une hausse considérable de la turbidité qui atteint 5.6 NTU en novembre, son niveau le plus élevé de l'année, avant de diminuer légèrement à 5.14 NTU en décembre.

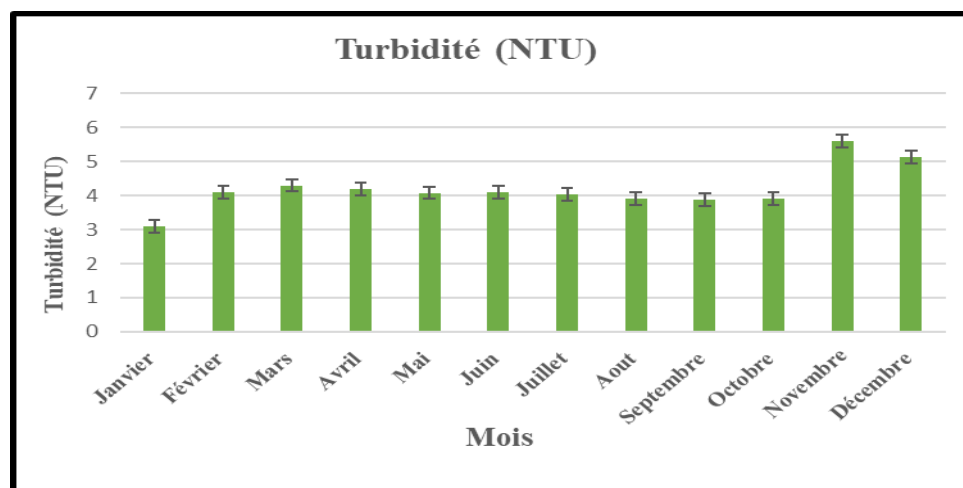


Figure 29. Variation de la turbidité au cours de l'année d'étude

1.1.3 Variation du pH

Les données mensuelles du pH de l'eau présentée dans la (**Fig. 30**) démontrent une constance tout au long de l'année, avec des mesures oscillantes entre 7.75 en avril et 7.79

janvier, août, septembre et décembre. La moyenne annuelle s'établit à 7.77, ce qui signale un milieu légèrement basique. Les valeurs minimales sont notées au printemps 7.75 en avril. Pour faire court, le pH relevé montre que l'eau est généralement neutre à légèrement alcaline, un état idéal pour la plupart des espèces aquatiques.

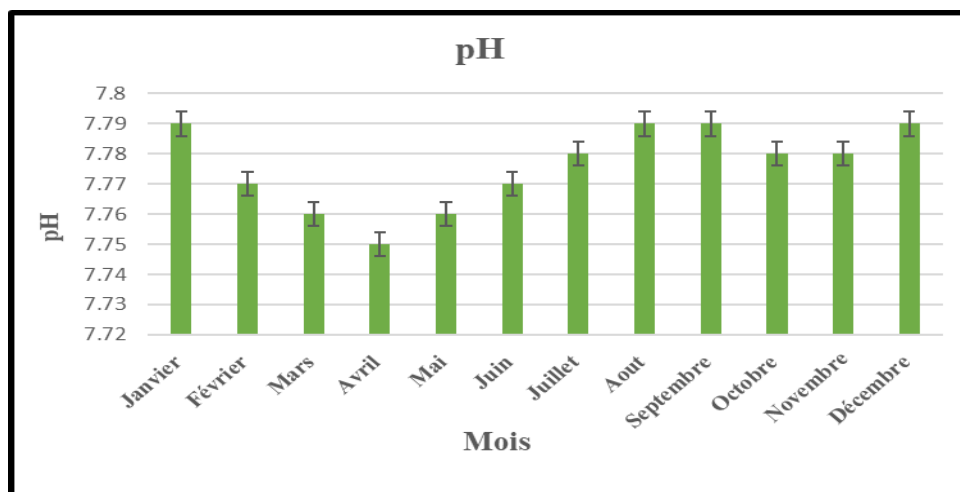


Figure 30. Variation du pH au cours de l'année d'étude

1.1.4 Variation de conductivité

Les évaluations mensuelles de la conductivité de l'eau, mesurées en $\mu\text{S}/\text{cm}$, présentent une stabilité remarquable sur l'année, avec des mesures variantes entre 1005 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 1012.6 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Entre mars et juin, une légère baisse des valeurs est perceptible, période durant laquelle la conductivité atteint ses niveaux minimaux (1005–1007 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Par contre, les valeurs maximales se retrouvent en janvier, juillet et décembre, atteignant un sommet de 1012.6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en décembre (**Fig. 31**).

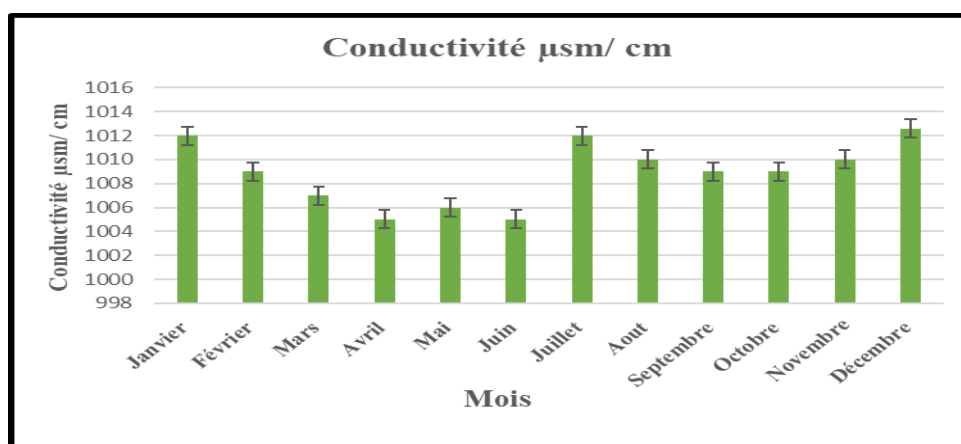


Figure 31. Variation de la conductivité au cours de l'année d'étude

1.1.5 Variation de la matière organique

La (Fig. 32) illustre l'examen mensuel des niveaux de matière organique (indiquée en mg/l) et montre une fluctuation modérée tout au long de l'année, avec des chiffres allant de 4.5 mg/l à 5.2 mg/l. Ces informations reflètent une solide constance du milieu aquatique en termes de charge organique. On note une petite hausse au printemps, en particulier en mai et juin, période où les concentrations culminent 5.2 et 5.1 mg/l. En revanche, les valeurs les plus faibles 4.5 mg/l sont observées en septembre et octobre, ce qui laisse supposer une réduction de l'apport organique ou une amélioration de la décomposition naturelle de la matière organique existante.

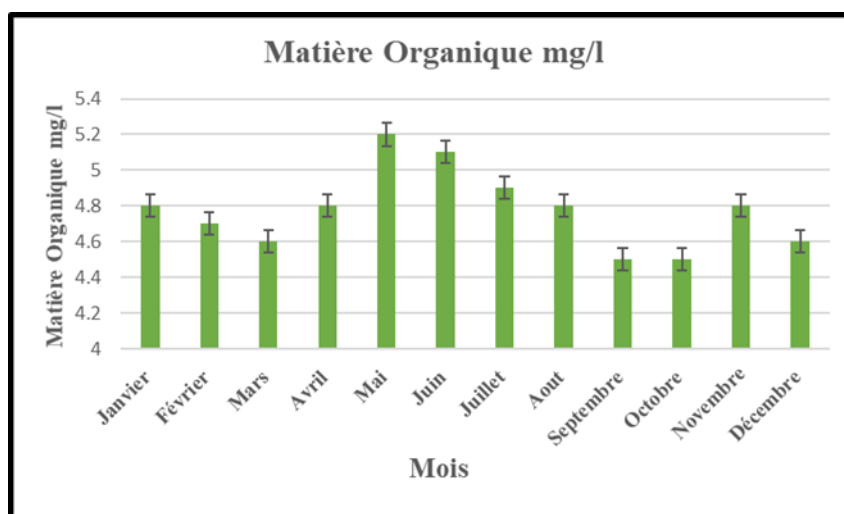


Figure 32. Variation de la matière organique au cours de l'année d'étude

1.1.6 Variation du fer total

L'évaluation mensuelle du fer total (en ppm) révèle une constance significative des niveaux entre janvier et juillet, avec des mesures allant de 0.1077 à 0.110 ppm. Cependant, on note une montée graduelle et significative à partir d'août, atteignant un pic de 0.150 ppm en octobre.

Effectivement, à partir de novembre, on observe une baisse des concentrations qui se stabilisent autour de 0.108 ppm, proches des niveaux du début d'année (Fig. 33).

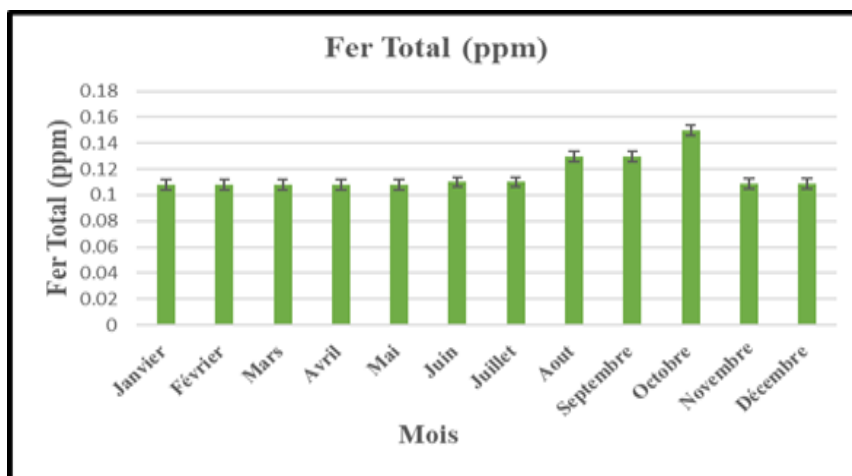


Figure 33. Variation du Fer total au cours de l'année d'étude

1.1.7 Variation du plomb

Au cours de l'année, les taux mensuels de plomb affichent une petite hausse graduelle, allant de 0.111 ppm en janvier jusqu'à 0.114 ppm en décembre (**Fig. 34**). Ces résultats indiquent l'impératif d'actions correctives immédiates, surtout si l'eau est destinée à la consommation humaine, dans le but de minimiser la teneur en plomb et d'éviter les dangers toxiques associés.

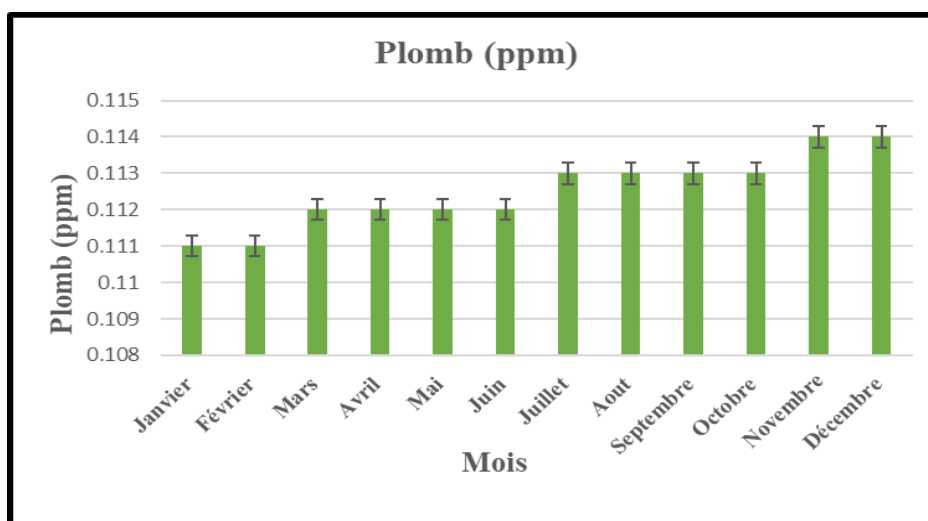


Figure 34. Variation du Plomb au cours de l'année d'étude

1.1.8 Variation du zinc (Zn)

L'évaluation mensuelle des niveaux de zinc dans l'eau démontre une remarquable constance au fil des mois, avec des taux oscillants entre 0.15 ppm en début d'année et 0.16 ppm à partir d'avril (**Fig. 35**).

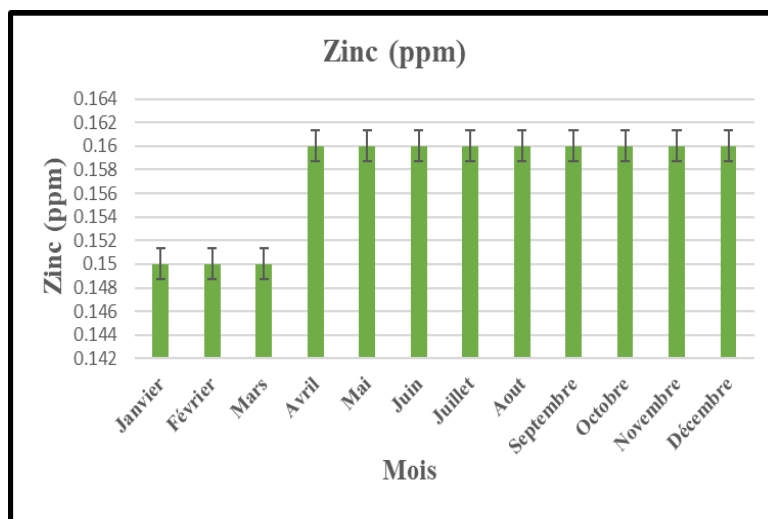


Figure 35. Variation du Zinc au cours de l'année d'étude

1.2 Les paramètres bactériologiques

1.2.1 Variation des coliformes totaux

L'évaluation des coliformes totaux (n/100 ml) indique une dégradation graduelle de la qualité microbiologique de l'eau au cours de l'année. Partant de 190 n/100 ml en janvier, les concentrations augmentent progressivement pour monter à 530 n/100 ml en décembre, avec un sommet préoccupant de 567 n/100 ml en septembre (**Fig. 36**).

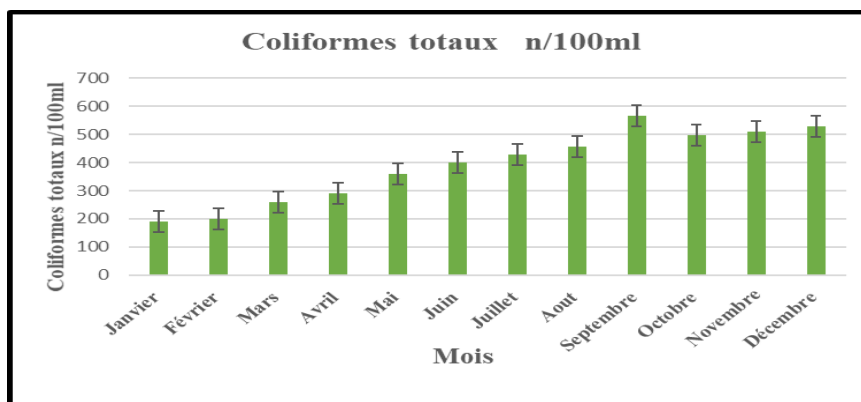


Figure 36. Variation des coliformes totaux au cours de l'année d'étude

1.2.2 Variation des Entérocoques n/100ml

Il existe une variation saisonnière notable dans les concentrations d'entérocoques dans l'eau (exprimées en n/100 ml). Les niveaux demeurent à un niveau faible et constant de janvier à avril (7 n/100 ml), puis ils commencent à grimper progressivement dès mai pour culminer à 14 n/100 ml en septembre. On constate par la suite une diminution en fin d'année (**Fig. 37**).

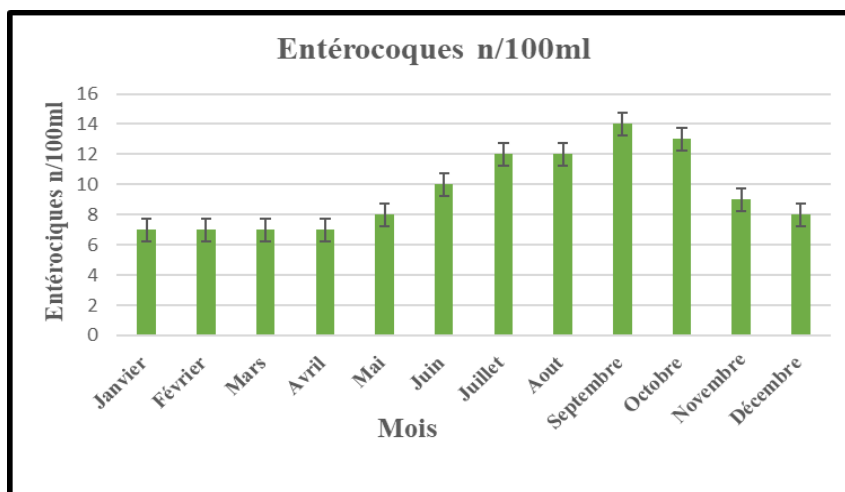


Figure 37. Variation des Entérocoques au cours de l'année d'étude

1.2.3 Variation des bactéries sulfito-réductrices n/20ml

Les données concernant les bactéries sulfito-réductrices (indiquées en n/20 ml) démontrent une constance notable durant l'année, avec un taux stable de 1 n/20 ml sur une période de 11 mois, et un unique léger pic atteignant 2 n/20 ml en juin (Fig. 38).

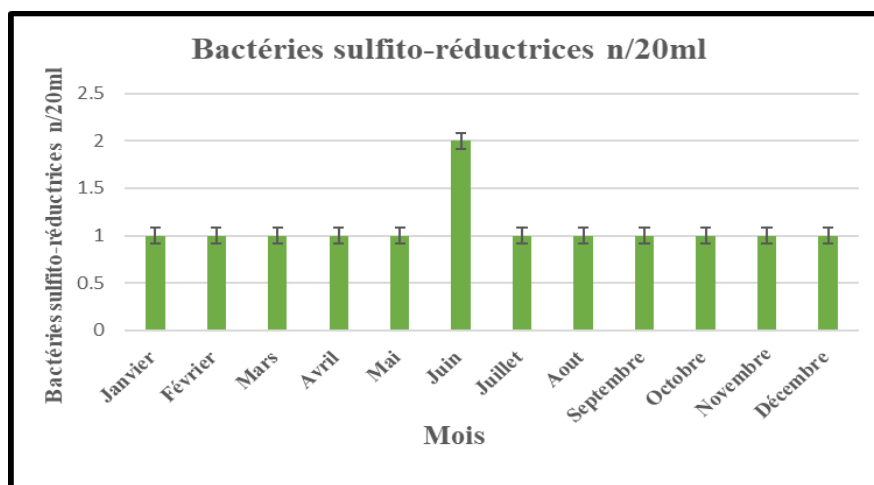


Figure 38. Variation des Entérocoques au cours de l'année d'étude

1.3 L'étude à travers des Analyses en Composantes Principales des paramètres physicochimiques et bactériologique de l'eau.

La (Fig. 39) présente une Analyse en Composantes Principales (ACP) qui illustre la structure générale des données provenant des mesures physicochimiques et bactériologiques de l'eau. Le premier axe principal (PC1) rend compte de 91,11 % de la variance globale, alors que le deuxième axe (PC2) n'en explique que 7,83 %, ce qui démontre que presque toutes les données sont centralisées sur PC1.

Sur l'axe horizontal, la conductivité se distingue clairement par sa position extrême, soulignant son importance primordiale dans la distinction des échantillons. Elle sert d'indicateur crucial pour la minéralisation de l'eau. Sur l'axe vertical, les paramètres microbiologiques

(coliformes totaux, entérocoques, bactéries réductrices) sont situés dans la section supérieure, indiquant leur contribution significative à PC2 et suggérant que cet axe secondaire représente un gradient de contamination bactériologique

Les éléments traces métalliques (tels que le zinc, le plomb et le fer total) ainsi que la matière organique se situent en position intermédiaire, suggérant une influence relativement faible sur la structuration des données. Des éléments comme le pH, la turbidité, l'oxygène dissous et la température se rassemblent dans le coin inférieur gauche, apportant une contribution négative à PC2 et mettant en évidence des fluctuations moins prononcées dans la distinction des échantillons.

Les périodes de collecte de données se concentrent principalement au centre du diagramme, ce qui reflète une certaine homogénéité des conditions tout au long de l'année 2022.

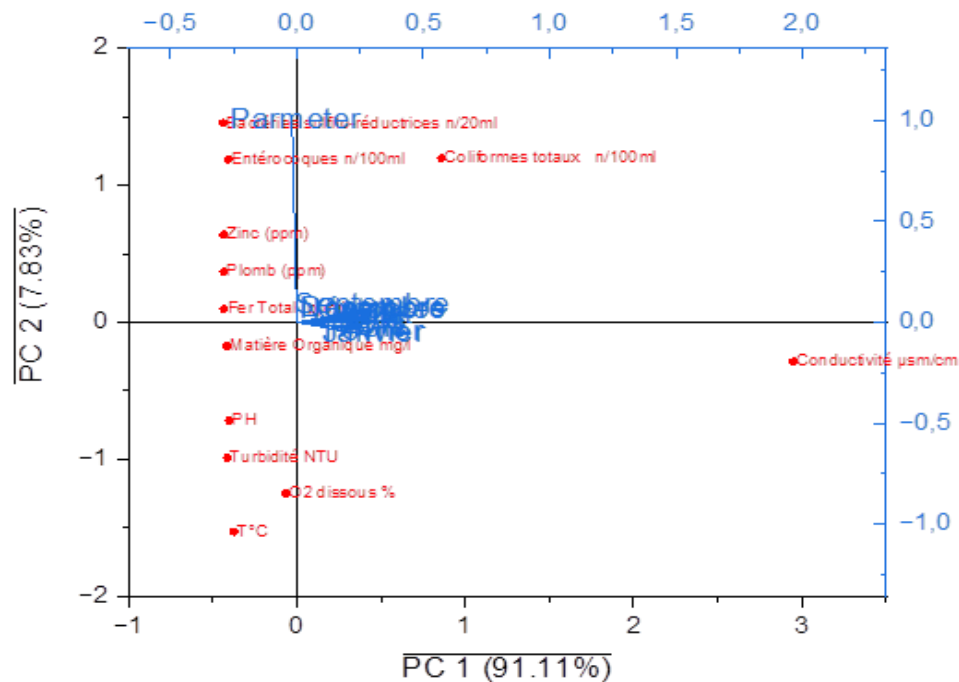


Figure 39. Bi-plot illustre la relation des paramètres physicochimique et bactériologique de l'eau via les mois d'échantillonnage

1.4 Hiérarchisation des mois d'échantillonnage en fonction des paramètres de qualité de l'eau

Le dendrogramme (**Fig. 40**), représentant la classification hiérarchique ascendante (CHA), offre une visualisation des similitudes entre les mois de collecte d'échantillons, fondée sur les données physicochimiques et microbiologiques de l'eau. Cette méthode souligne des agrégations naturelles, reflétant des tendances saisonnières prononcées

On distingue trois ensembles principaux

-Cluster 01 : Janvier, Février, Mars, Avril

Ces trois mois d'hiver se classent dans la hiérarchie, témoignant d'une grande similarité entre eux. Cela reflète sans doute des conditions environnementales constantes, caractérisées par une température de l'eau faible, une activité biologique limitée et une uniformité relative dans les concentrations de minéraux et d'indicateurs microbiologiques.

-Cluster 02 : Mai, Juin, Juillet, Août

Ce groupe englobe la fin du printemps et le commencement de l'été. Les paramètres affichent des valeurs similaires, signalant un passage graduel à des températures plus hautes, une probable intensification de l'activité biologique et une influence de plus en plus marquante des contributions extérieures. L'analyse interne de ce regroupement révèle que ces mois présentent des traits qui se situent entre l'hiver et le sommet de l'été.

-Cluster 03 : Septembre, Octobre, Novembre, Décembre

Cette assemblée représente une époque à la fin de l'été et au début de l'automne-hiver. Août se connecte assez tardivement aux autres mois de ce groupe, ce qui pourrait suggérer que certains paramètres notés dans l'ACP précédente présentent des valeurs élevées avant un retour à des conditions plus modérées en automne. Les mois de septembre à décembre révèlent une proximité notable, indiquant une certaine stabilité des conditions en fin d'année.

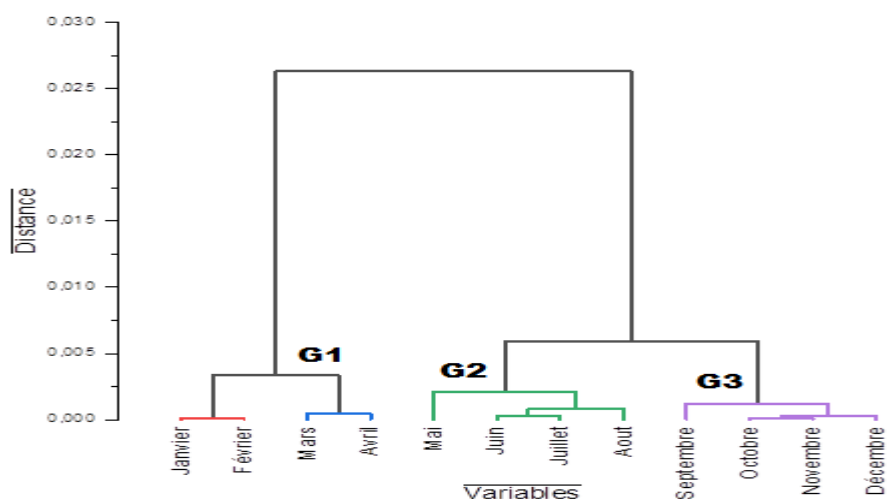


Figure 40. Dendrogramme hiérarchique de classification des mois d'échantillonnage fondé sur leurs profils physicochimiques et microbiologiques.



Etude de la croissance

2. Etude de la croissance

2.1 Distribution des caractéristiques morphométriques en termes de fréquence.

Le (Tab. 07) donne un aperçu de la distribution des fréquences chez la carpe commune. Il montre que les mâles ont une longueur totale comprise entre 28 et 40 cm, tandis que les femelles mesurent entre 29 et 43 cm, et les individus de sexe indéterminé entre 29,5 et 37 cm. Les variations saisonnières semblent affecter significativement la longueur totale, comme l'indiquent une valeur de p de 0,001 et une valeur de F de 7,775.

Pour la longueur à la fourche, les mesures des mâles s'étendent de 24 à 38 cm, celles des femelles de 24 à 43 cm, et celles des individus de sexe indéterminé de 24 à 34 cm. Les effets saisonniers sur la longueur à la fourche sont également significatifs, avec une valeur de p de 0,000 et une valeur de F de 11,961.

Le poids total varie de 278 g à 1 415 g chez les mâles, de 329 g à 1 180 g chez les femelles et de 320 g à 765 g chez les individus indéterminés. L'influence saisonnière sur le poids est marquée par une valeur de p de 0,003 et une valeur de F de 6,323.

Le poids éviscéré varie de 236 g à 1 088 g chez les mâles, de 271 g à 955 g chez les femelles et de 269 g à 681 g chez les individus indéterminés, la variation saisonnière influençant significativement W_{ev} ($p = 0,000$, $F = 8,523$).

De plus, le sexe n'influence la variation saisonnière d'aucun des quatre paramètres étudiés (valeur de $p > 0,05$). Cela suggère que la taille et le poids des carpes sont des indicateurs utiles du taux de croissance, les poissons de plus grande taille présentant souvent une meilleure adaptabilité à leur habitat. Le degré d'association entre les paramètres a été évalué avec le coefficient de corrélation (r^2), tandis que la corrélation de Pearson a déterminé la signification statistique, où (Y) représente la longueur totale (Lt), (X) représente soit la longueur à la fourche (Lf) soit le poids total (Wt), avec (a) comme pente de la ligne de régression et (b) comme coefficient de régression.

Tableau 07 : Les différentes mesures des paramètres morphométriques chez *Cyprinus carpio*

Sexe	N	Longueur Totale (Cm)	Longueur à la Fourche (Cm)	Poids Total (g)	Poids Eviscéré (g)
Male	31	40.0±28.0	38.0±24.0	1415.0±278.0	1088.0±236.0
Femelle	82	43.0±29.0	43.0±24.0	1180.0±329.0	955.0±271.0
Indéterminé	7	37.0±29.5	34.0±24.0	765.0±320.0	681.0±269.0

2.2 La Relation entre les paramètres de croissance Lt, Lf, Wt, Wev :

Le tableau ci-dessous (**Tab. 08**) présente la relation linéaire entre chaque deux paramètres de croissance séparées qui sont : Lt-Lf, Wt-Wev, Lt-Wt.

Tableau 08 : Régression linéaire entre les paramètres biométriques Poids poids-poids, longueur-longueur, poids-longueur (Lt=longueur totale, Lf=longueur à la fourche, Wt=poids total, Wev=poids éviscéré, K=facteur de condition, la valeur du test=0,05)

Sexe	N	Equation	a	b	R ²	pvalue	K	Type d'Allometrie
Mâle	31	LOGLt=1.2321LOGLf+LOG2.3182 LOGWt=1.1355LOGWev+LOG2.1127 LOGLt=0.2301LOGWt+LOG2.4203	2.3182 2.1127 2.4203	1.2321 1.1355 0.2301	0.8714 0.9761 0.6734	0.000 0.000 0.002	1.559	Allométrie minorante
Femelle	82	LOGLt=1.0886LOGLf+LOG2.5396 LOGWt=1.0951LOGWev+LOG2.4691 LOGLt=0.2957LOGWt+LOG1.9231	2.5396 2.4691 1.9231	1,0886 1.0951 0,2957	0.8180 0.8478 0.5423	0.007 0.000 0.000	1.575	Allométrie minorante
Indéterminé	7	LOGLt=1.4383LOGLf+LOG2.0027 LOGWt=1.0923LOGWev+LOG2.3145 LOGLt=0.2555LOGWt+LOG2.2414	2.0027 2.3145 2.2414	1.4383 1.0923 0.2555	0.6726 0.9666 0.8158	0.002 0.003 0.000	1.431	Allométrie minorante
Population	120	LOG Lt=1.2282LOG Lf+ LOG2.3239 LOGWt=1.0891LOGWev+LOG2.2163 LOG Lt=0.2471LOGWt+ LOG2.2942	2.3239 2.2163 2.2942	1.2282 1.0891 0.2471	0.8106 0.93 0.6595	0.000 0.000 0.001	1.543	Allométrie minorante

2.3 Identification du genre et sex-ratio

Les 120 spécimens de l'étude ont été répartis en 82 femelles (68,33 %), 31 mâles (25,83 %) et 7 indéterminés (5,83 %). Le sex-ratio global (SR) déterminé au cours du cycle annuel est de 2,64 : (test t = 15,872 ; $p \leq 0,001$). Le taux de significativité est calculé par le test t de Student ; il est constamment en faveur des femelles tout au long de l'échantillonnage.

2.4 Variation des indices biologiques selon le sexe et la saison

2.4.1 Le facteur de condition de Fulton (K)

Le graphique (**Fig. 41**) illustre les fluctuations saisonnières du coefficient de condition (K de Fulton) chez *Cyprinus carpio* au fil des saisons. On observe la valeur maximale au printemps (K=1,42), puis vient l'hiver (K=1,40) et l'automne (K=1,33). La valeur minimale est quant à elle enregistrée en été (K=1,25). La tendance linéaire indique une hausse progressive générale du K au cours des saisons. Ces résultats montrent une variation du facteur de condition en fonction des saisons, avec des oscillations notables autour de la moyenne sur l'année.

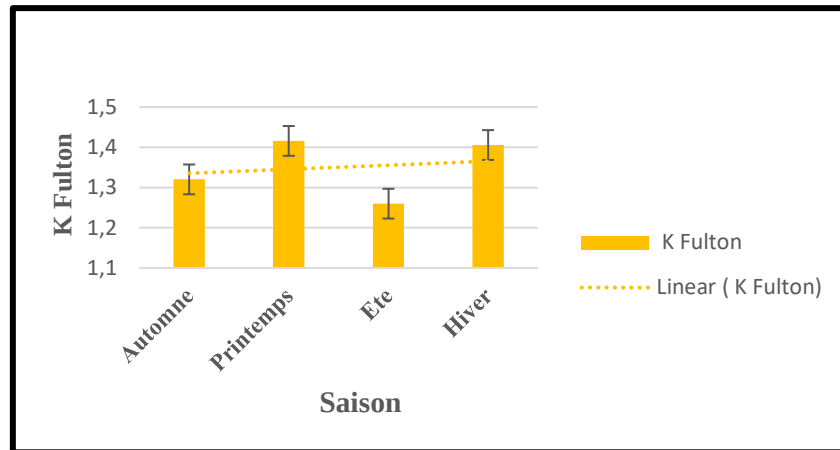


Figure 41. Variation saisonnière du K de Fulton en fonction des saisons chez *Cyprinus carpio*

Le test statistique ANOVA à un facteur montre que le sexe n'a aucun effet sur la condition K dans la population ($p > 0,05$). La variation saisonnière du facteur de condition varie de $1,1714 \pm 1,246$ à une moyenne de 1,431 pour les deux sexes, $2,047 \pm 1,246$ et 1,575 pour les femelles, et $1,841 \pm 1,235$ et 1,559 pour les mâles.

2.4.2 Indice hépatosomatique (IHS)

La (Fig. 42) illustre la variation de l'indice hépatosomatique (IHS) chez *Cyprinus carpio* en fonction des saisons. On note une fluctuation saisonnière notable de l'IHS, qui présente une tendance globale à croître du printemps vers l'hiver. Durant l'automne, la valeur moyenne de l'IHS est plutôt basse, mais elle tend à s'élever graduellement au printemps et en été, avant d'atteindre son pic durant l'hiver. La ligne de régression linéaire montre un lien positif entre la saison et l'IHS, suggérant une accumulation graduelle des réserves hépatiques au cours de l'année. Les barres d'erreur indiquent une variation modérée des valeurs au sein de chaque saison, particulièrement marquée en hiver et en été.

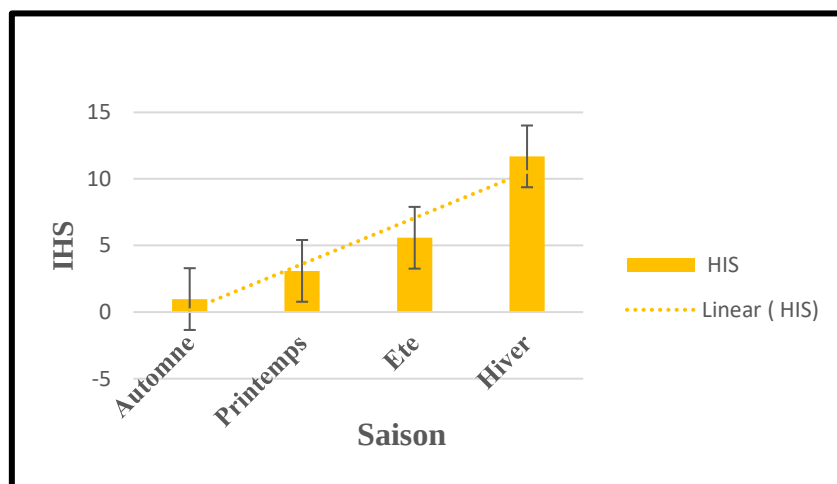


Figure 42. Variation saisonnière de l'indice hépatosomatique chez *Cyprinus carpio*

Les statistiques issues de l'ANOVA indiquent que la variation saisonnière de l'indice hépatosomatique est hautement significative pour l'ensemble de la population, avec une valeur de p de 0,000 et une valeur de F de 25,748. Néanmoins, une valeur de p supérieure à 0,05 suggère qu'il n'existe pas de corrélation significative entre cette mesure et le sexe du poisson.

2.4.3 Indice gonadosomatique (IGS)

L'indice gonadosomatique (IGS) chez *Cyprinus carpio* est illustré dans la (Fig. 43), qui montre les variations saisonnières. Les données montrent une variation significative de l'IGS en fonction des saisons, marquée par une montée graduelle de l'automne vers l'hiver. L'IGS présente un niveau moyen modeste durant l'automne, subit une légère baisse au printemps et touche son point le plus bas durant l'été. Durant l'hiver, l'IGS atteint son niveau le plus élevé, témoignant d'une augmentation de l'activité gonadique pendant cette saison. La courbe de tendance illustre un lien positif entre la saison et l'IGS, indiquant un développement graduel des gonades tout au long de l'année, avec un pic en hiver. Les barres d'erreur démontrent une variabilité interindividuelle accrue durant l'automne et l'hiver.

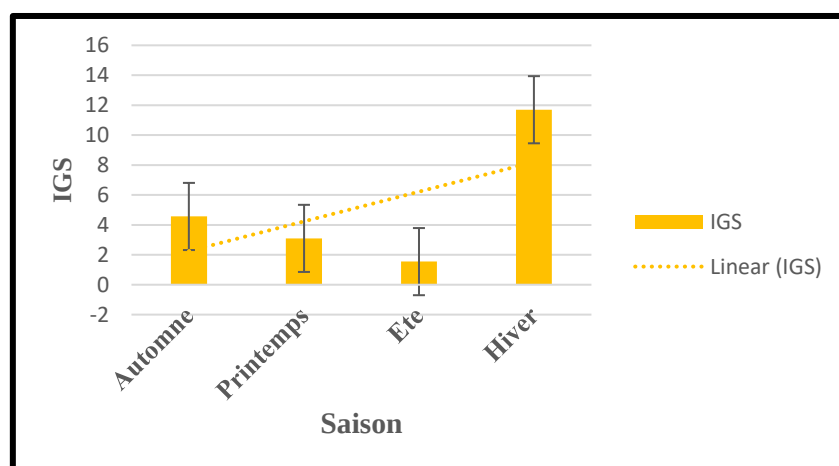


Figure 43. Variation saisonnière de l'indice gonadosomatique chez *Cyprinus carpio*

D'après les calculs statistiques, la variation saisonnière de l'IGS est extrêmement significative pour l'ensemble de la population, avec une valeur de p de 0,000 et une valeur de F de 25,748. En revanche, une relation significative existe entre le sexe du poisson et ce paramètre, avec une valeur de p inférieure à 0,05.

2.4.4 Indice de profil (IP)

L'indice de profil chez *Cyprinus carpio* est représenté en termes de variation saisonnière dans la (Fig. 44) les valeurs de l'IP restent assez constantes durant toute l'année, fluctuant entre 2,1 et 2,4, sans changement notable saisonnier. On constate une petite hausse du printemps à l'été, puis une légère baisse en hiver. La tendance linéaire suggère un changement globalement stable,

impliquant que l'état physique des poissons demeure constant indépendamment de la saison. Les barres d'erreur, minimales, reflètent une grande uniformité parmi les sujets échantillonnés.

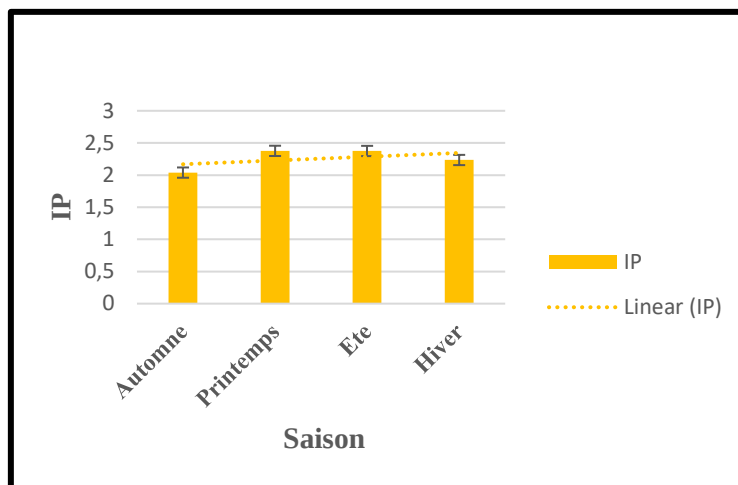


Figure 44. Variation saisonnière de l'indice de profil chez *Cyprinus carpio*

L'indice de profil moyen pour l'ensemble de la population est de 2,58 et la variation saisonnière de l'IP est hautement significative selon les analyses statistiques de l'ANOVA pour l'ensemble de la population ($P = 0,003$, $F = 5,959$). Le sexe du poisson n'a aucune relation avec ce paramètre, dont la valeur de p est inférieure à 0,05.

2.4.5 Influence des mesures écologiques sur les paramètres biologiques

L'étude de corrélation de Pearson met en évidence plusieurs associations importantes entre les variables examinées (**Fig. 45**). La matrice de corrélation souligne des associations d'intensités diverses, à la fois positives et négatives.

Parmi les corrélations les plus notables, on note des liens positifs modérés à élevés entre diverses variables physico-chimiques, à l'instar de la relation observée entre la conductivité et plusieurs autres paramètres ($r > 0.5$). Ces liaisons indiquent une dépendance mutuelle des caractéristiques mesurées, en accord avec les processus biogéochimiques prévus. En revanche, on note des corrélations négatives importantes, surtout entre la turbidité et certains indices de qualité ($r < -0.5$), témoignant de relations inversées pouvant refléter des mécanismes de dilution ou de précipitation. Le pH montre aussi des corrélations fluctuantes avec les autres paramètres, indiquant son importance cruciale dans les réactions chimiques du système examiné.

Ces modèles de corrélation offrent des aperçus précieux sur les processus sous-jacents qui gouvernent les interactions entre variables. Il est essentiel d'identifier ces relations pour appréhender la structure des données et guider les analyses multivariées ultérieures. Il est cependant important de souligner que ces corrélations ne sous-entendent pas forcément des liens de causalité et demandent une confirmation par des analyses supplémentaires.

L'absence de multi colinéarité sévère ($r < 0.9$ pour toutes les paires) justifie l'intégration de toutes les variables dans les modèles statistiques futurs.

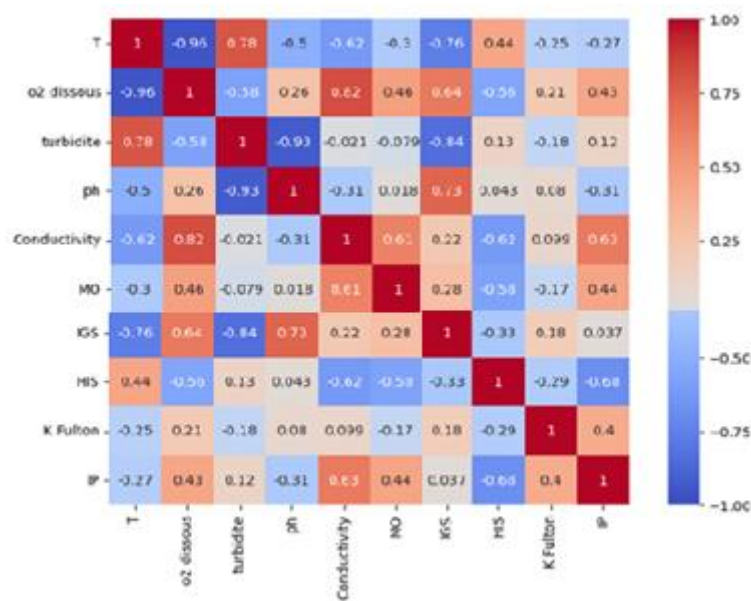


Figure 45. Matrice de corrélation entre les indices biologiques et les paramètres environnementaux

2.2 Modèles de croissance adaptés :

La (Fig. 46) montre les estimations moyennes des paramètres de croissance (L_{∞} , K et t_0) ont été calculées pour chacun des modèles de croissance, voir (Tab. 04). Parmi eux, les modèles logistiques, de Baranyi et de Verhulst ont produit les valeurs L_{∞} les plus faibles, soit environ 47,3 cm. En revanche, le modèle de Weibull a produit l'estimation la plus élevée, soit 75,18 cm, ce qui suggère un ajustement différent par rapport aux autres modèles.

Le paramètre K représente la vitesse à laquelle l'organisme se rapproche de sa longueur asymptotique (L_{∞}). Le modèle de Schnute-Richards a indiqué la croissance la plus lente, avec $K = 0,0251$, tandis que les modèles logistiques, de Baranyi et de Verhulst ont montré des taux de croissance plus rapides, chacun avec $K = 0,1513$. Le modèle de Richards a également produit une valeur t_0 anormalement négative de -57,1, probablement en raison d'une erreur d'estimation ou d'un mauvais ajustement du modèle. En revanche, les modèles logistiques, de Baranyi et de Verhulst présentaient une valeur t_0 positive (0,4491), ce qui impliquait que la taille théorique serait nulle avant un certain âge. Le modèle de Von Bertalanffy présentait des valeurs t_0 modérément négatives, autour de -6,65, ce qui est fréquemment observé dans les études de croissance des poissons.

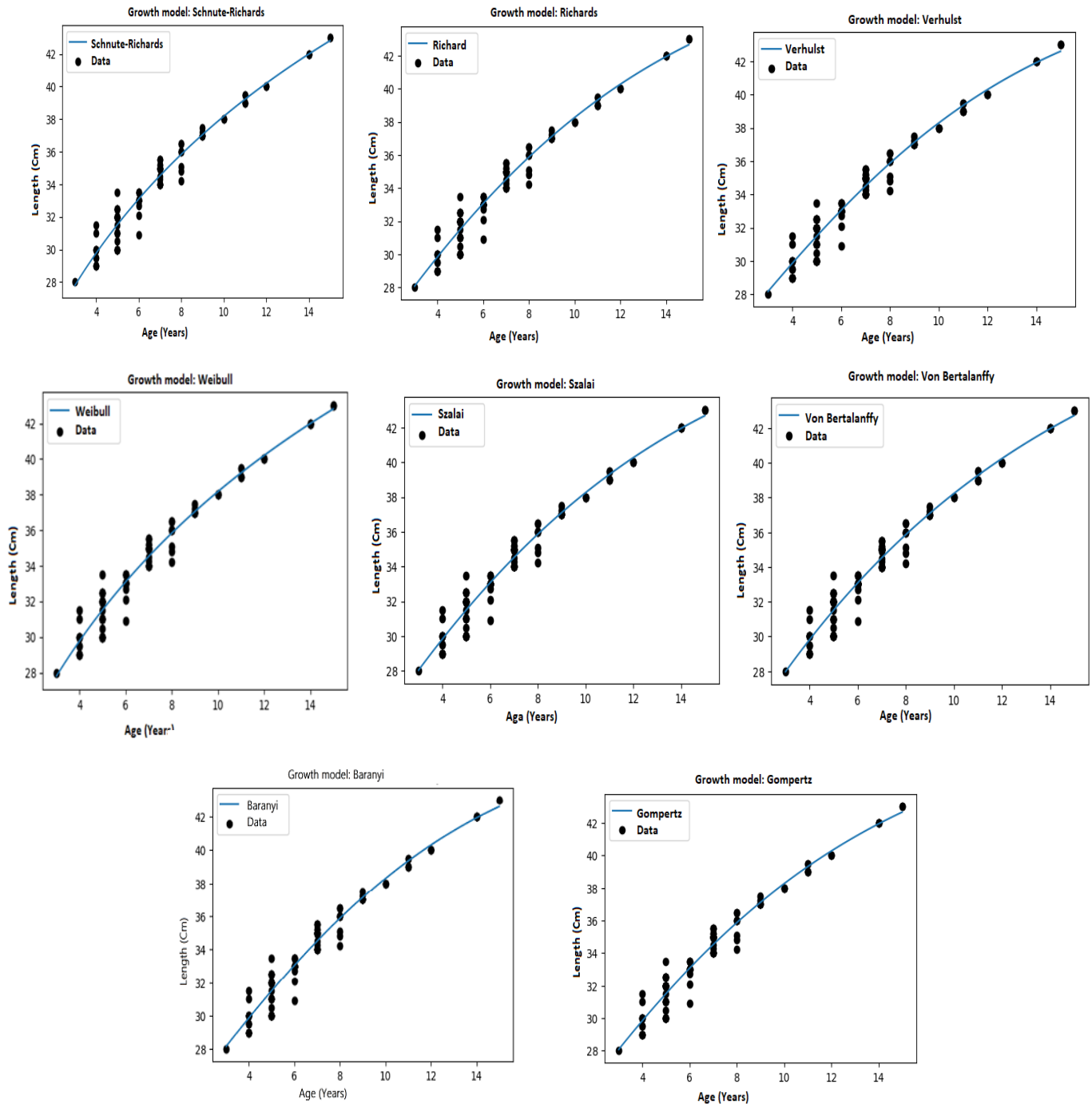


Figure 46. Ajustement du taux de croissance de *Cyprinus carpio* en fonction des groupes d'âge exprimés par chaque modèle

2.2.1 Évaluation des modèles.

Le (Tab. 09) présente les valeurs de R^2 , AIC, BIC et RMSE pour chaque jeu de données et modèle proposé. Nous nous sommes servis des résultats pour les jeux de données qui associent la longueur à l'âge.

Tableau 09 : Les huit modèles de croissance ont été comparés pour l'ajustement en utilisant R², RMSE, AIC et BIC

Modèle	R ²	RMSE	AIC	BIC
Szalai	0.9587	0.6762	-87.9178	-79.5553
Schnute and Richards	0.9590	0.6742	-86.6268	-75.4768
Von Bertalanffy	0.9589	0.6751	-88.2844	-79.9220
Gompertz	0.9587	0.6767	-87.7332	-79.3708
Verhulst	0.9584	0.6789	-86.9574	-78.5949
Richards	0.9587	0.6767	-85.7321	-74.5822
Weibull	0.9590	0.6741	-86.6452	-75.4952
Baranyi	0.9584	0.6789	-86.9574	-78.5949

2.2.2 Estimation et ajustement de Ford-Walford

Le graphique de Ford-Walford (**Fig. 47**) illustre la relation entre la longueur du poisson à l'instant $t+1$ et sa longueur à l'instant t , servant ainsi d'approche graphique pour résoudre les équations de croissance. Cette méthode est particulièrement utile pour estimer les valeurs initiales des paramètres dans les modèles de régression non linéaire. Le point d'intersection de la droite tracée avec la droite 1 :1 fournit une estimation de la longueur asymptotique (L_{∞}). Dans cette étude, un exemple typique a été généré avec Python. La ligne rouge sur le graphique indique la valeur estimée de L_{∞} , calculée à 34,12 cm par régression non linéaire. Ce résultat démontre l'efficacité de la méthode de Ford-Walford pour fournir des estimations fiables des paramètres initiaux.

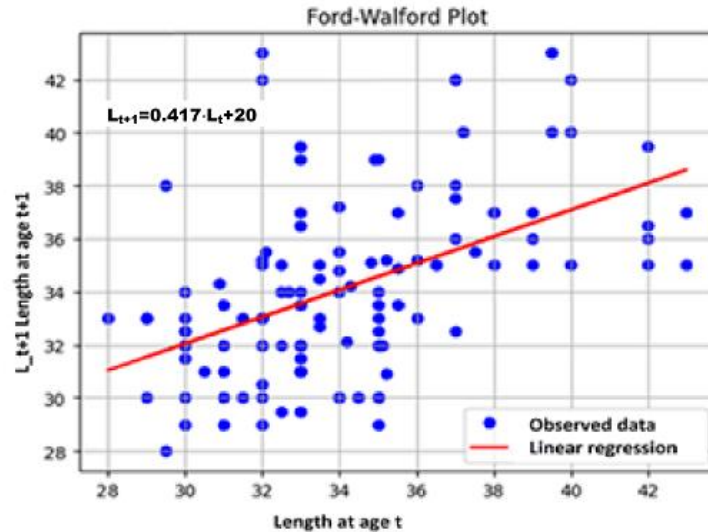


Figure 47. Diagramme de Ford-Walford utilisé pour les longueurs moyennes selon l'âge afin d'estimer les paramètres de croissance

2.2.3 Comparaison des taux d'évolution d'une variable en fonction de l'âge selon les différents modèles

La (**Fig. 48**) représente l'évolution du rythme de croissance en longueur (dl/dt) chez la Carpe commune selon son âge. Cette courbe illustre une baisse graduelle du rythme de croissance à mesure que l'âge progresse. Il est courant chez plusieurs espèces de poissons que la croissance soit plus rapide aux premières étapes de leur vie, pour ensuite diminuer à mesure qu'ils se rapprochent de leur taille asymptotique.

Cette illustration met en évidence un élément méthodologique crucial : la sélection du modèle de croissance utilisé pour décrire cette dynamique peut avoir une influence considérable sur la représentation des phases initiales de croissance. En fonction de leurs paramètres et de leur structure mathématique, certains modèles peuvent minimiser ou maximiser la croissance juvénile.

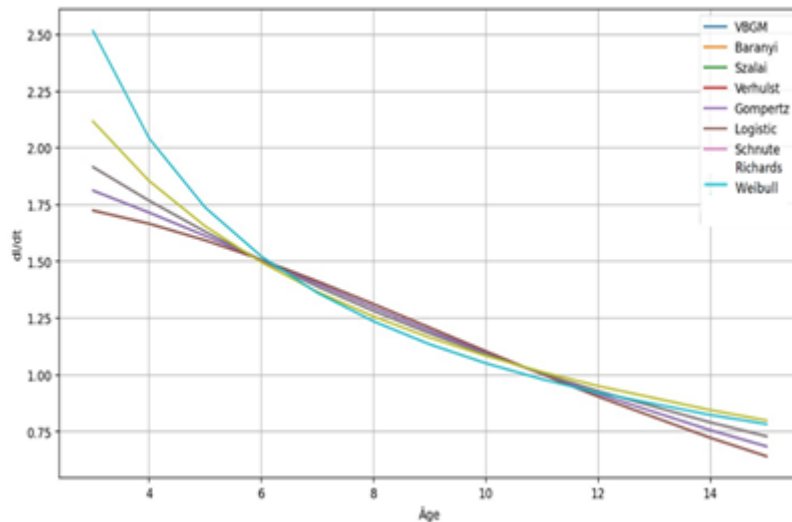


Figure 48. Progression du taux de croissance dl/dt (variation de la longueur en fonction de l'âge) pour différents modèles mathématiques de croissance utilisés.

Le graphique ci-dessous (**Fig. 49**) illustre une répartition asymétrique des tailles des Carpes communes, marquée par une ascension abrupte vers un sommet, suivie d'une baisse graduelle vers les valeurs supérieures. Cette forme de distribution est caractéristique d'une distribution log-normale.

L'apex du graphique, qui se situe à peu près entre 33 et 34, indique la valeur la plus couramment observée dans l'échantillon, autrement dit, il s'agit de la mode. Cela signifie que la plupart des carpes évaluées dans l'étude se trouvent dans cette fourchette.

L'allongement vers la droite, vers les valeurs supérieures, indique la présence de quelques sujets nettement plus grands ou plus lourds que la moyenne.

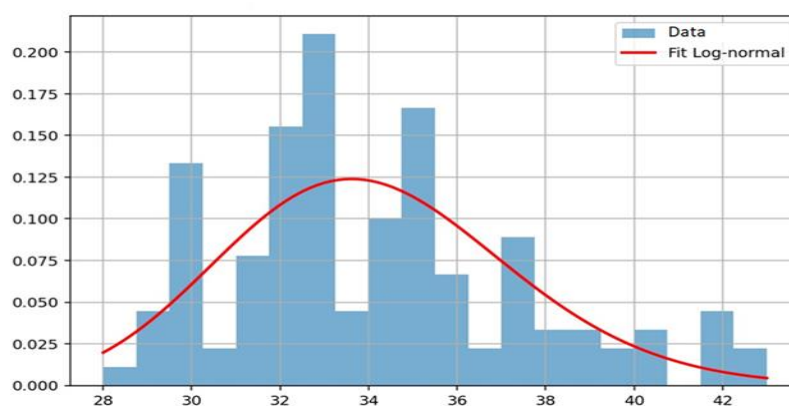


Figure 49. Modélisation de la répartition des données selon une loi log-normale.

***Etude des métaux
lourds***

3. Etude des métaux lourds

3.1 Concentration des métaux lourds dans les organes du poisson

Le (Tab. 10) présente les concentrations moyennes de Pb, Zn et Fe dans les muscles et les foies de *Cyprinus carpio* analysé dans le barrage de Mechraa Sfa, Tiaret. L'analyse des métaux lourds effectuée sur les muscles a révélé une hiérarchie décroissante : $Zn > Fe > Pb$. Le taux le plus élevé de Zn, Fe et Pb a été relevé dans le foie, alors que les muscles présentaient une concentration moins importante que les foies.

Tableau 10 : Les différentes concentrations des métaux lourds observés dans les organes étudiés

Organe	Fe(ppm)	Zn(ppm)	Pb(ppm)
Muscle	3.36±0.22	43.814±13.822	0
Foie	10.602±0.852	31.463±13.705	0.115±0

3.2 Teneurs en Fer (Fe)

Les différents organes de la Carpe examinée montrent une concentration de Fer qui varie de 3.36±0.22 ppm pour le muscle et de 10.602±0.852 ppm pour le foie.

L'étude statistique des niveaux de Fer dans divers organes a indiqué que le Fer s'accumule significativement chez les carpes. Il est à noter que les concentrations les plus importantes se trouvent dans les foies par rapport aux muscles des carpes, comme l'indique la large barre d'erreur (Fig. 50), cette grande variabilité indique que les niveaux de fer dans le foie diffèrent considérablement d'un échantillon à l'autre. Le muscle présente une marge d'erreur également étendue, mais moindre que celle du foie. La variabilité est réduite, mais toujours notable.

Le Fer (Fe) ne se distribue pas au hasard dans l'organisme du poisson : son accumulation varie significativement d'un organe à l'autre ($p < 0,05$), témoignant de processus physiologiques distincts entre le foie et le muscle.

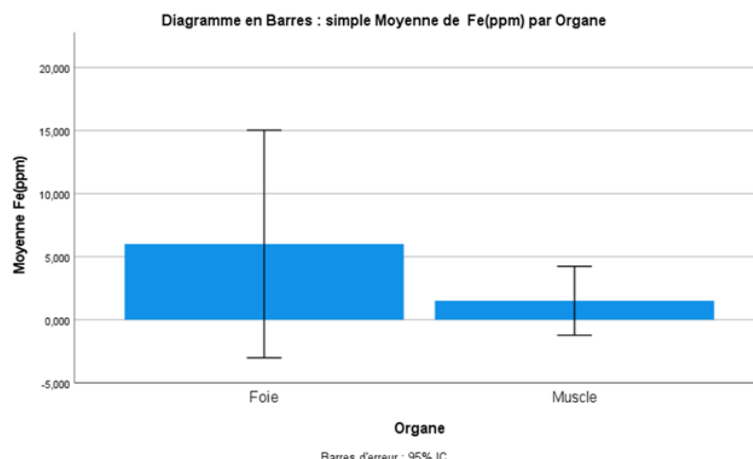


Figure 50. Variation des teneurs en Fer (Fe) dans le foie et le muscle de *Cyprinus carpio*

Les niveaux de Fer (Fe) mesurés dans le muscle et le foie ont été analysés en fonction des classes de taille corporelle des poissons.

Toutefois, les valeurs à disposition sont des moyennes obtenues en se basant sur trois individus par catégorie. Les concentrations dans le foie augmentent globalement avec la taille du poisson, atteignant un maximum dans la classe [556–574[g avec 10.602 ppm, contre seulement 0.852 ppm chez les plus petits individus [329–631[g (**Fig. 51**).

Par ailleurs, les concentrations en fer dans le muscle du poisson varient selon les tranches de poids, avec un pic notable observé dans l'intervalle [368–595[g avec 3.36 ppm, suivi de près par la classe [556–574[g avec 2.51 ppm, les autres plages de poids présentent des concentrations plus faibles, la concentration la plus basse étant dans l'intervalle [490,1077[g avec 0.22 ppm (**Fig. 52**).

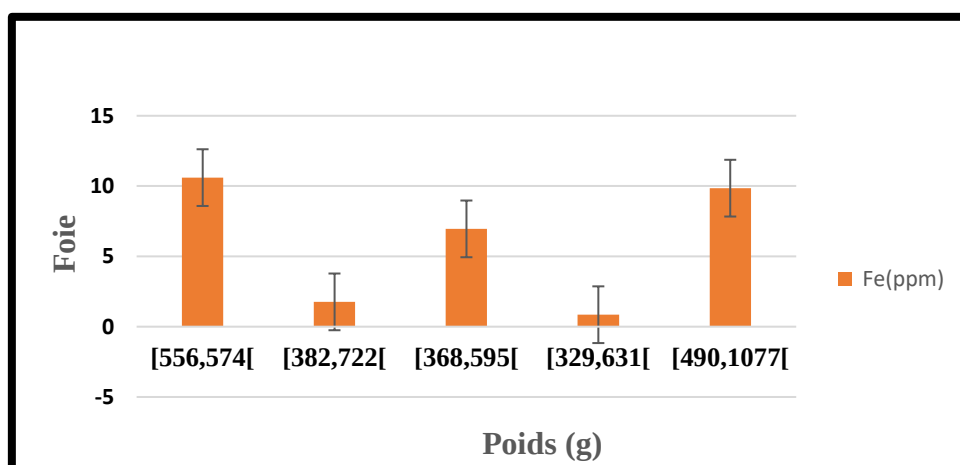


Figure 51. Les différentes concentrations de Fer chez le foie de *Cyprinus carpio*

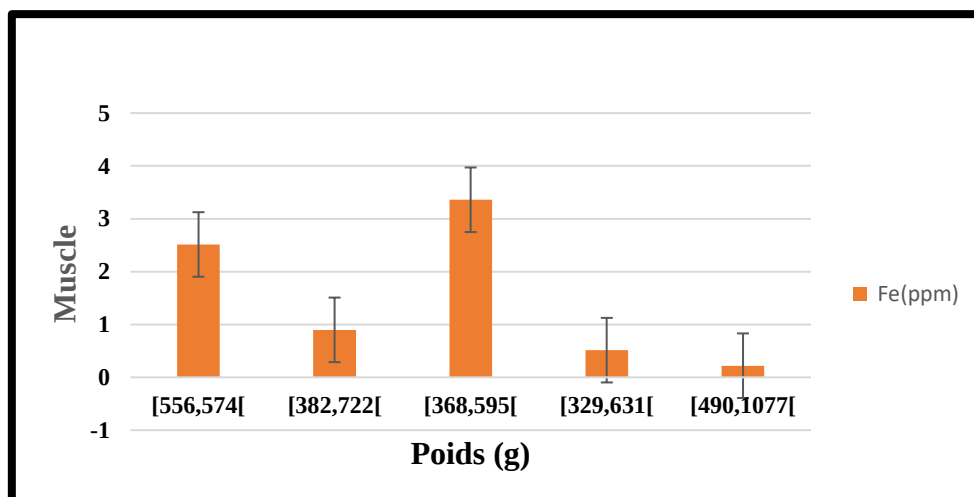


Figure 52. Les différentes concentrations de Fer chez le muscle de *Cyprinus carpio*

3.3 Teneurs en Zinc (Zn)

Les concentrations en Zinc (Zn) mesurées dans différents organes de *Cyprinus carpio* montrent une distribution variable, avec une moyenne de 43.814 ± 13.822 ppm dans le muscle et de 31.463 ± 13.705 ppm dans le foie. L'analyse statistique indique une accumulation non significative de Zinc entre le foie et le muscle ($p\text{-value}=0,47$), ce qui reflète des différences physiologiques entre ces deux organes, notamment le rôle de détoxification du foie. Les niveaux de zinc (Zn) détectés dans les tissus de *Cyprinus carpio* montrent des intervalles de confiance à 95 % qui varient en fonction de l'organe examiné.

Au niveau du foie, les valeurs sont délimitées par une marge d'erreur assez étroite, avec un intervalle prévu de 13.70 ppm à 31.46 ppm, qui témoigne d'une évaluation précise de la moyenne pour cet organe. Le rétrécissement de la plage de confiance suggère que les données collectées sont harmonieusement centrées autour de la valeur moyenne.

En revanche, les niveaux de zinc dans les muscles présentent une fourchette plus étendue, oscillant entre 13.82 ppm et 43.81 ppm. Cette portée élargie indique une plus grande variabilité des données observées pour le tissu musculaire. Cette différence entre les deux entités est illustrée dans la (**Fig. 53**) où les barres d'erreur correspondant aux moyennes sont distinctement marquées par leur longueur respective.

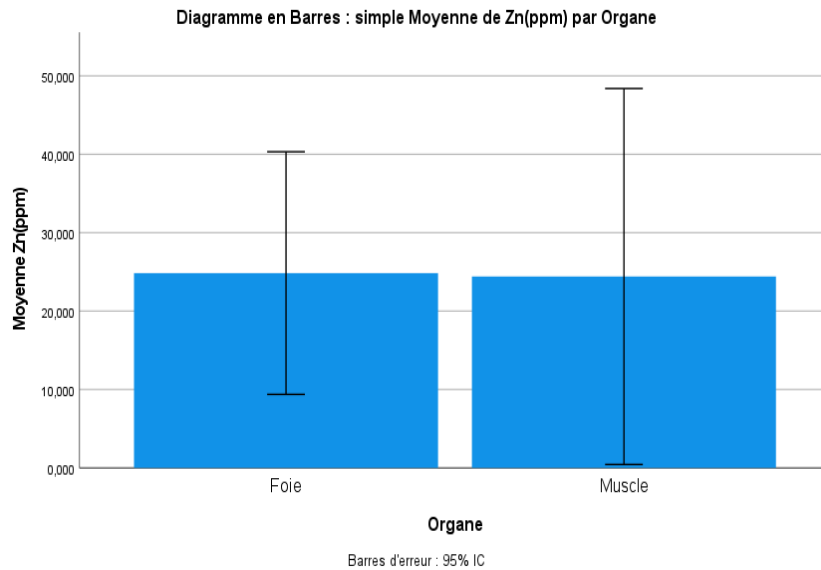


Figure 53. Variation des teneurs en Zinc (Zn) dans le foie et le muscle de *Cyprinus carpio*

Selon les catégories de poids, les taux de zinc (Zn) dans le foie du *Cyprinus carpio* présentent des variations. On constate que la concentration la plus basse se trouve dans la classe [329–631[g, où elle atteint 13.70 ppm. On observe une hausse graduelle dans les classes suivantes, atteignant 19.99 ppm pour les poissons de la classe [368–595[g. La concentration continue de s'accroître pour atteindre près de 31.46 ppm dans la tranche [382–722[g, qui enregistre l'une des valeurs les plus hautes. Une tendance à la réaccumulation du zinc chez les sujets de poids élevé est observée, avec un niveau comparable dans la classe [490–1077[g. En ce qui concerne la classe [556–574[g, elle affiche une concentration intermédiaire d'environ 28.15 ppm (**Fig. 54**).

On observe une variation significative des niveaux de zinc (Zn) dans les muscles du *Cyprinus carpio* selon les classes de poids. La catégorie [382–722[g, montre la concentration maximale, atteignant 43.81 ppm, et représente donc le maximum observé. En revanche, la catégorie [368–595[g, présente une baisse notable, affichant une concentration de 21.05 ppm. On note ensuite une légère augmentation dans la classe [329–631[g, où les concentrations atteignent 27.15 ppm. La catégorie [556–574[g, affiche un taux de zinc plus modéré, évalué à 16.19 ppm, alors que la classe [490–1077[g présente la concentration minimale, avec une valeur avoisinant les 13.82 ppm. (**Fig. 55**)

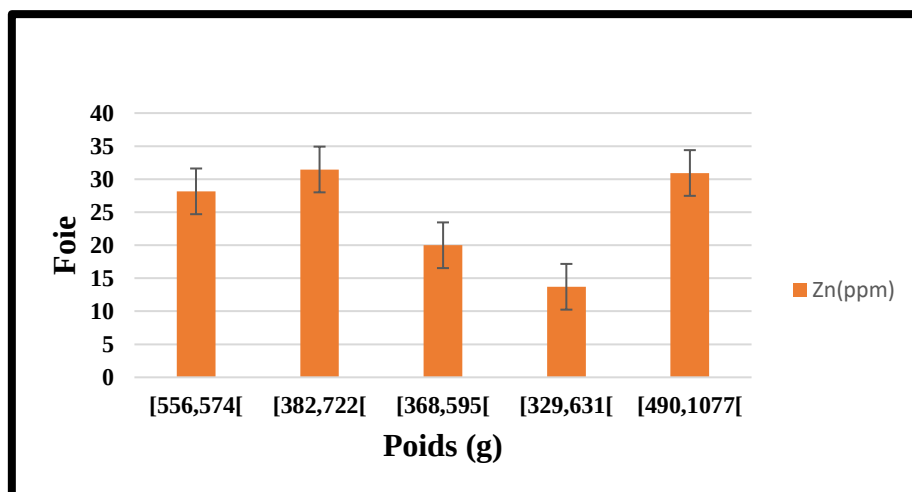


Figure 54. Les différentes concentrations de Zinc chez le foie de *Cyprinus carpio*

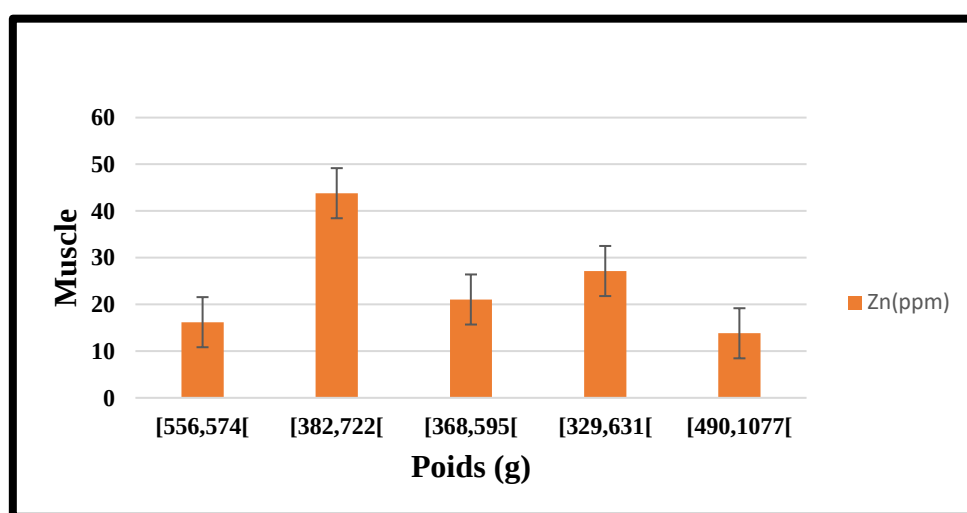


Figure 55. Les différentes concentrations de Zinc chez le muscle de *Cyprinus carpio*

3.4 Teneurs en Plomb (Pb)

Les niveaux de Plomb (Pb) observés dans divers organes de *Cyprinus carpio* présentent une variation, avec une absence totale dans le muscle et de 0.115 ± 0 ppm dans le foie. Ces niveaux révèlent une différence marquée entre le muscle et le foie, ($p\text{-value}=0,02$) (Fig. 56).

Dans le tissu musculaire, la concentration en plomb est pratiquement inexistante, l'indicateur pertinent étant très infime, voire indétectable, sans aucune marge d'erreur perceptible. Cela indique une concentration moyenne presque nulle musculaires (Fig. 57).

Cependant, dans le foie, une concentration moyenne positive de plomb est observée, dont la marge d'erreur à 95% pour cet instrument est assez vaste, oscillant entre des valeurs proches de zéro, voire inférieures pour la catégorie [556–574[g (Fig. 58).

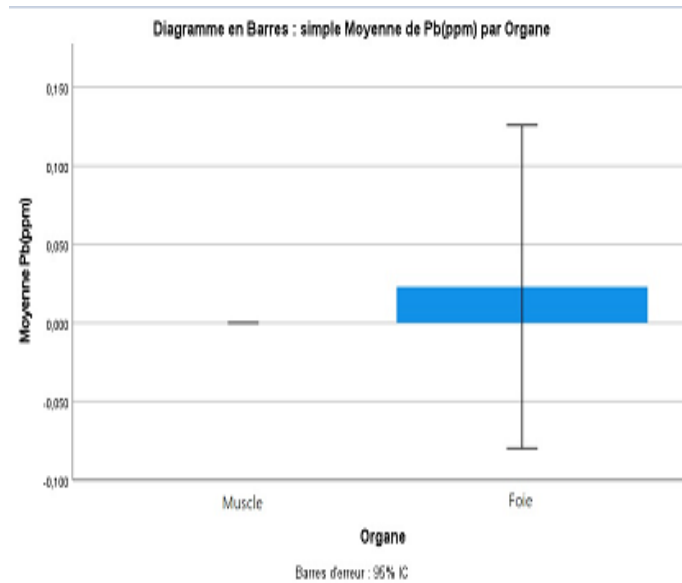


Figure 56. Variation des teneurs en Plomb (Pb) dans le foie et le muscle de *Cyprinus carpio*

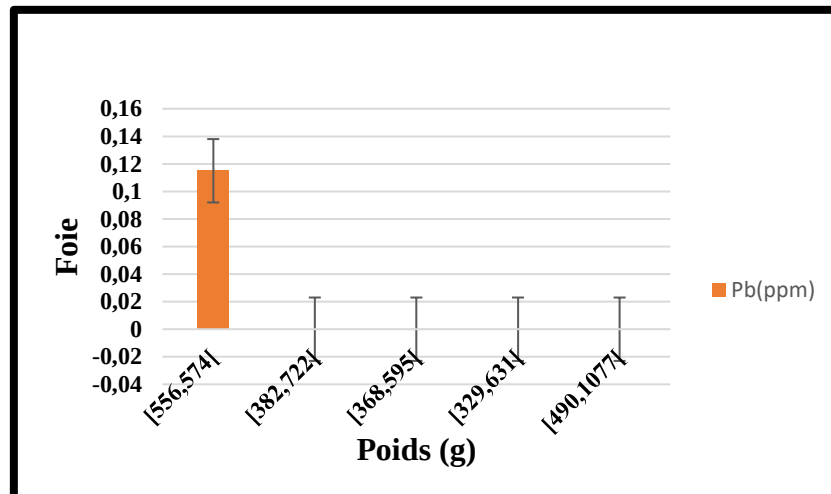


Figure 57. Les différentes concentrations de Plomb (Pb) chez le foie de *Cyprinus carpio*

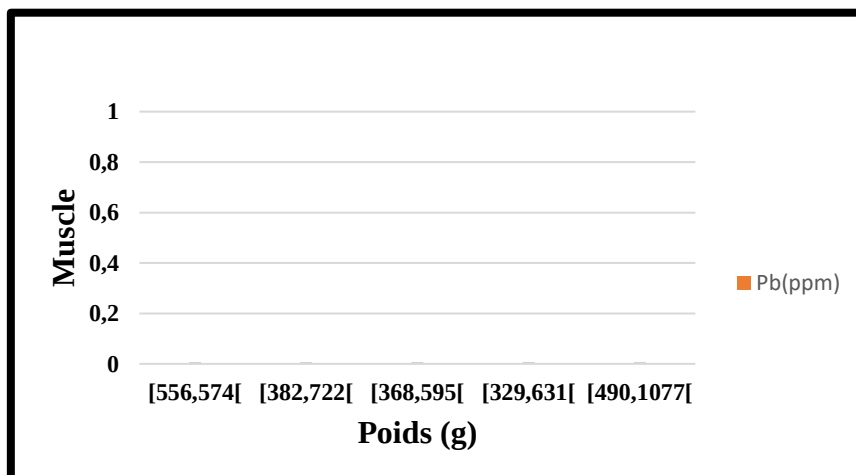


Figure 58. Les différentes concentrations de Plomb (Pb) chez le muscle de *Cyprinus carpio*

3.5 Variabilité des mesures de concentration de Zn, Pb et Fe entre le foie et le muscle.

Le diagramme ci-dessous (**Fig. 59**) illustre les conclusions tirées d'une Analyse en Composantes Principales (ACP) qui a pour but de représenter les liens entre les variables (les concentrations de métaux lourds : Fe, Pb, Zn exprimées en ppm) et les observations des échantillons foie et muscle dans un espace à deux dimensions déterminées par les deux premières composantes principales (PC 1 et PC 2).

Les analyses effectuées sur les niveaux de métaux lourds (Fe, Pb, Zn) révèle une distinction nette entre ces métaux en fonction de leur impact sur les deux premières composantes principales. Il existe une forte corrélation positive entre le fer (Fe) et PC1 ainsi que PC2, ce qui indique une concentration importante dans les échantillons localisés dans le quadrant supérieur droit du plan factoriel. En ce qui concerne le plomb (Pb), on observe une corrélation négative avec PC1 et positive avec PC2, le situant dans le quadrant supérieur gauche. Cela indique sa présence en forte concentration dans certains échantillons, distincts de ceux riches en fer. Le zinc (Zn) se caractérise par une relation positive avec PC1 et négative avec PC2, et il se situe dans le quadrant inférieur droit. L'étude des angles entre les vecteurs révèle une corrélation partielle entre le fer et le zinc, particulièrement sur PC1, une absence presque totale de lien entre le fer et le plomb, et une corrélation inverse entre le plomb et le zinc. Ces observations reflètent des modèles d'accumulation propres à chaque métal et mettent en lumière des dynamiques spécifiques dans les tissus examinés.

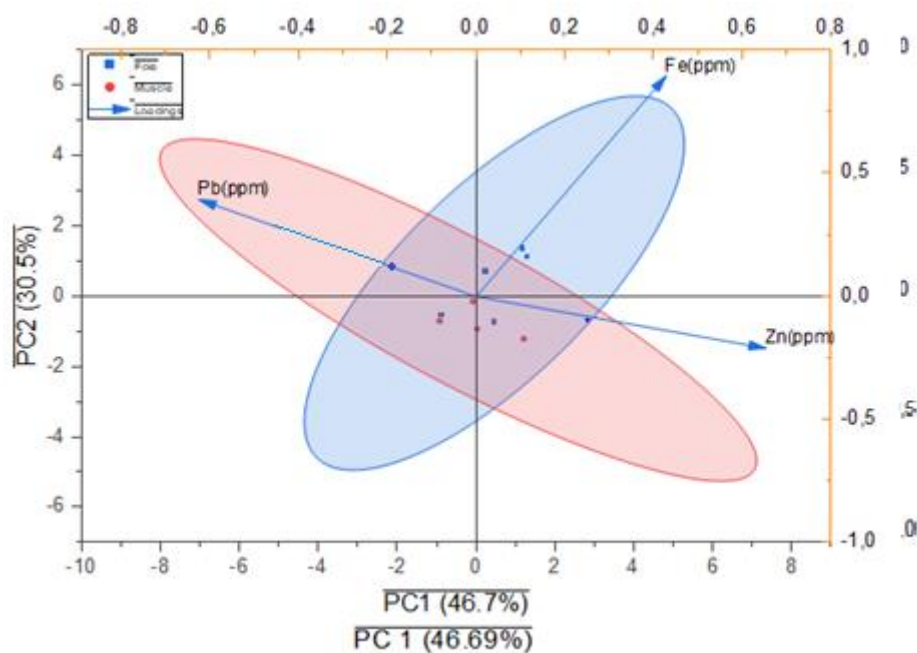


Figure 59. ACP-Biplot des concentrations de Fe, Pb et Zn dans les échantillons de tissu hépatique et musculaire.

3.6 Evaluation des indices de contamination

3.6.1 Indice de bioaccumulation (BAF)

L'examen des coefficients de bioaccumulation (BAF) pour les métaux traces dans le tissu hépatique et musculaire (**Tab. 11**) met en évidence des disparités significatives selon le type de métal et le tissu impliqué. Les valeurs de BAF déterminées pour le fer (Fe) témoignent d'une accumulation modérée au niveau du foie (46,90) et moins importante dans les muscles (7,84). Concernant le zinc (Zn), les données indiquent une accumulation significative dans le muscle (135,60) et aussi notable dans le foie (90,57). Toutefois, le plomb (Pb) montre des taux de BAF presque nuls dans le muscle (0,00) et extrêmement bas dans le foie (0,18), ce qui indique une biodisponibilité très limitée dans l'environnement aquatique observé.

Tableau 11 : Coefficient de bioaccumulation (BAF) des métaux Fe, Zn et Pb dans le foie et les muscles des poissons capturés.

Métal	Indice de bioaccumulation (Foie)	Indice de bioaccumulation (Muscle)
Fe	46.90773187	7.838208566
Zn	90.56555556	135.6022222
Pb	0.184567901	0

Un test d'indépendance du Khi-carré a été effectué pour examiner une potentielle corrélation entre les organes et une variable catégorique. Les données analysées montrent une valeur du $\chi^2=0,128$ avec un niveau de signification p-value= 0,721. La p-value étant bien plus grande que le seuil de signification de 0,05, on ne peut pas rejeter l'hypothèse nulle d'indépendance.

Ces conclusions indiquent qu'il n'y a pas de différence statistiquement notable entre les nombres observés et ceux prévus théoriquement en fonction des deux entités. En d'autres termes, la distribution de la variable examinée n'est pas affectée par le type de tissu (foie ou muscle). Ainsi, d'après ce test, on peut affirmer qu'il n'existe pas de lien significatif entre les deux variables et que leur répartition est comparable dans les deux groupes.

La (**Fig. 60**) met en évidence un graphique à barres qui compare les indices de bioaccumulation observés dans deux organes : le foie et le muscle.

Les moyennes de l'indice de bioaccumulation semblent très semblables entre les deux organes, suggérant une apparente proximité dans le volume moyen des substances accumulées.

Cependant, l'hétérogénéité des données est considérablement plus marquée dans le foie que dans le muscle, comme le démontrent les barres d'erreur plus étalées. Ceci indique une plus grande amplitude de variation des valeurs individuelles dans le foie.

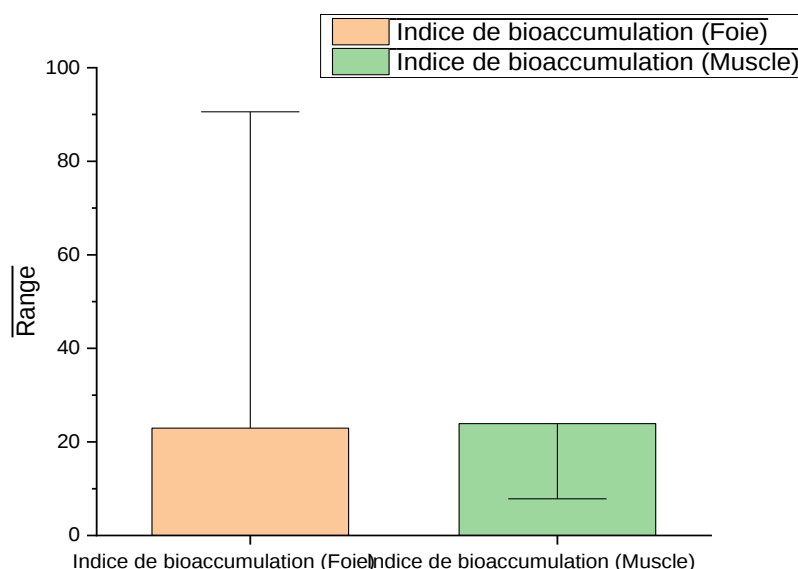


Figure 60. Variation de l'indice de bioaccumulation des métaux lourds dans le foie et le muscle chez *Cyprinus carpio*

L'examen par ACP (**Fig. 61**) met en évidence une dimension principale très prononcée (PC1). La première composante est essentiellement caractérisée par une association positive marquée entre le taux de Zinc (Zn) et l'indice de bioaccumulation dans le tissu musculaire. Ceci suggère que les échantillons avec des concentrations de Zn plus importantes montrent aussi une tendance à avoir des niveaux plus élevés de bioaccumulation dans le muscle. À l'inverse, le Plomb (Pb) présente un lien inverse avec cette dimension initiale, indiquant que des teneurs plus importantes en Pb sont liées à des niveaux inférieurs de Zn et à une bioaccumulation musculaire moins importante. Cette tendance illustre une répartition opposée entre ces deux métaux dans les tissus examinés. De plus, une seconde dimension (PC2) apparaît de manière secondaire et semble être essentiellement alimentée par une corrélation positive entre le Fer (Fe) et l'indice de bioaccumulation hépatique (foie).

Finalement, l'analyse révèle une distinction claire entre les variables liées au foie (Fe, bioaccumulation hépatique) et celles reliées au muscle (Zn, bioaccumulation musculaire). Cette différence indique que les processus d'accumulation et de distribution des métaux diffèrent selon le type de tissu, reflétant peut-être les fonctions physiologiques propres à chaque organe.

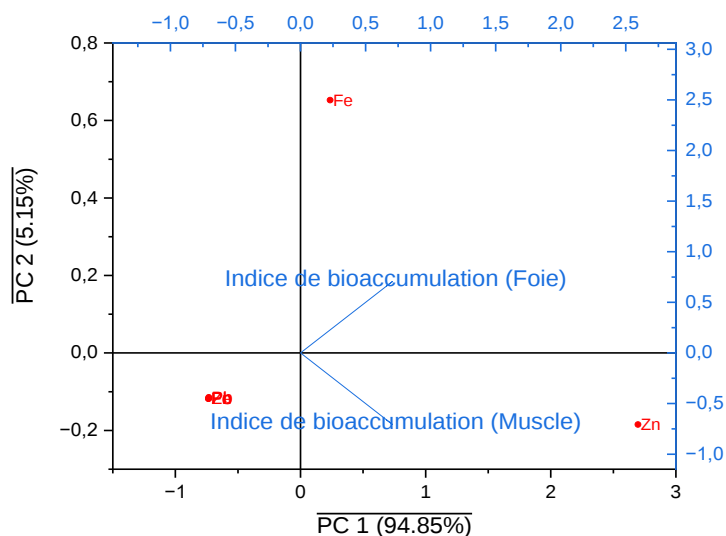


Figure 61. ACP des bioaccumulations tissulaires chez *Cyprinus carpio*

3.6.1.1 Corrélation linéaire entre l'indice de bioaccumulation dans le foie et les muscles.

Le graphique (**Fig. 62**) fournit une évaluation de la corrélation entre l'indice de bioaccumulation dans le foie et celui dans le muscle en utilisant un modèle de régression linéaire. Les résultats indiquent une tendance générale à la hausse entre les deux compartiments biologiques, laissant à penser que les organismes avec un indice de bioaccumulation important dans le foie montrent aussi des niveaux plutôt élevés dans le muscle. L'équation de la droite de régression déterminée est $y = 1.15x - 25.5$, ce qui signifie que l'indice de bioaccumulation dans le muscle s'accroît en moyenne de 1.15 unité pour chaque unité d'augmentation de l'indice dans le foie.

La valeur du coefficient de détermination R^2 est de 0.7712, indiquant que 77.12 % de la variation de l'indice de bioaccumulation dans le muscle est attribuable à celui observé dans le foie. Cela indique une connexion assez solide entre les deux compartiments. Cependant, la valeur de p est 0.1544 suggère que ce lien n'est pas statistiquement significatif au niveau de 5 %, ce qui réduit la solidité de cette déduction.

Cependant, ces premières conclusions laissent supposer que le foie pourrait être un bon marqueur de la bioaccumulation musculaire.

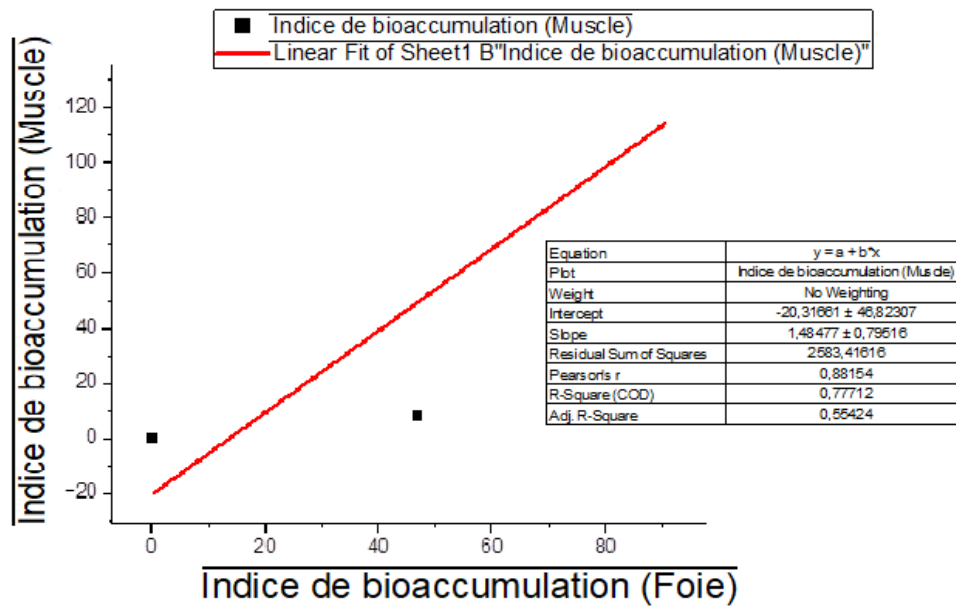


Figure 62. Régression linéaire entre les indices de bioaccumulation hépatique et musculaire chez *Cyprinus carpio*

3.6.2 Quotient de danger cible (THQ)

Les valeurs de THQ pour les trois métaux sont présentées dans le (Tab. 12), le zinc (Zn) affiche les THQ les plus importants, avec des valeurs approximatives de 0,10 tant dans le foie que dans le muscle. Ces niveaux indiquent une accumulation significative de zinc. En ce qui concerne le fer (Fe), les THQ sont assez faibles, mais on note une accumulation plus prononcée dans le foie que dans les muscles, ce qui illustre la fonction physiologique du foie en matière de stockage du fer. Concernant le plomb (Pb), on observe que les THQ ne sont identifiables qu'au niveau du foie, où elles présentent une valeur faible mais importante, tandis qu'aucune accumulation majeure n'est détectée dans le muscle. Cela indique que le foie tient également une position centrale dans l'accumulation et l'élimination du plomb

Tableau 12 : Quotient de danger cible (THQ) des métaux Fe, Zn et Pb dans le foie et les muscles des poissons capturés

Metal	THQ (Target Hazard Quotient) Foie	THQ (Target Hazard Quotient) Muscle
Fe	0.010212925	0.00255
Zn	0.098605556	0.09685873
Pb	0.006845238	0

L'histogramme ci-dessous (Fig. 63) présente les valeurs du Quotient de Risque Ciblé (THQ) pour trois métaux lourds, à savoir le fer (Fe), le zinc (Zn) et le plomb (Pb) qui ont été

effectuées le foie (barres rouges) et le muscle (barres bleues). Le THQ est un indicateur employé pour évaluer le danger non cancérogène lié à la consommation de substances nocives par le biais de l'alimentation.

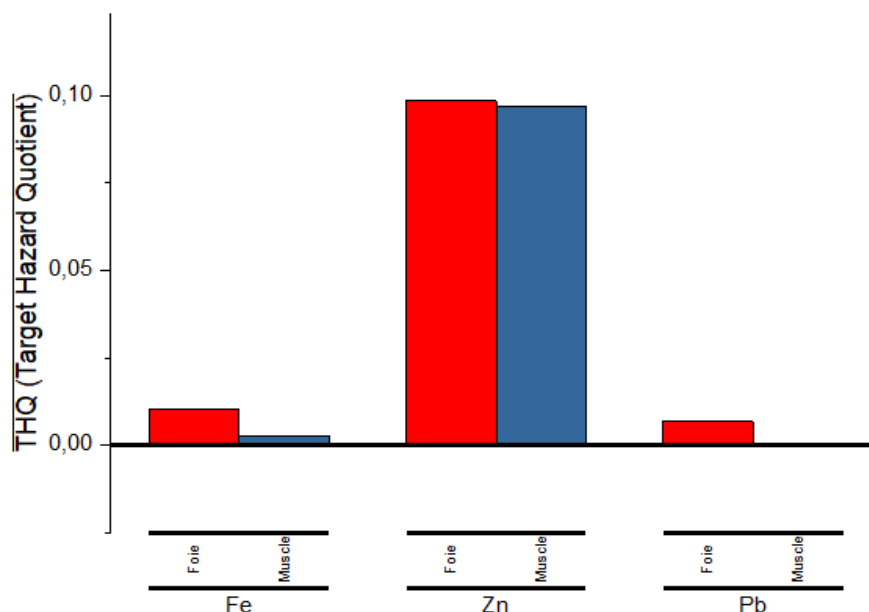


Figure 63. Évaluation du THQ des métaux lourds (Fe, Zn, Pb) chez *Cyprinus carpio*

3.6.2.1 Corrélation linéaire entre l'indice de quotient de danger cible (THQ) dans le foie et les muscles.

Le graphique (**Fig. 64**) illustre une étude de régression linéaire entre les valeurs du quotient de risque ciblé (THQ) évaluées dans le foie et dans le muscle. Le but est d'examiner si une corrélation linéaire peut être observée entre la bioaccumulation des métaux dans ces deux tissus et le danger possible qu'ils représentent pour la santé humaine.

Les données indiquent un lien très fort et positif de nature linéaire entre le THQ du foie et celui du muscle, dont l'équation est : $y = 0.9783x + 0.0001$. Cela indique que pour chaque élévation d'une unité du THQ dans le foie, le THQ dans le muscle s'accroît proportionnellement.

Ce lien est par ailleurs accentué par un coefficient de corrélation ($R^2 = 0.9999$), signifiant que 99.99 % de la variation du THQ dans le muscle peut être attribuée à celle observée dans le foie. Une corrélation presque parfaite indique que les degrés de contamination en métaux dans les deux tissus sont étroitement associés.

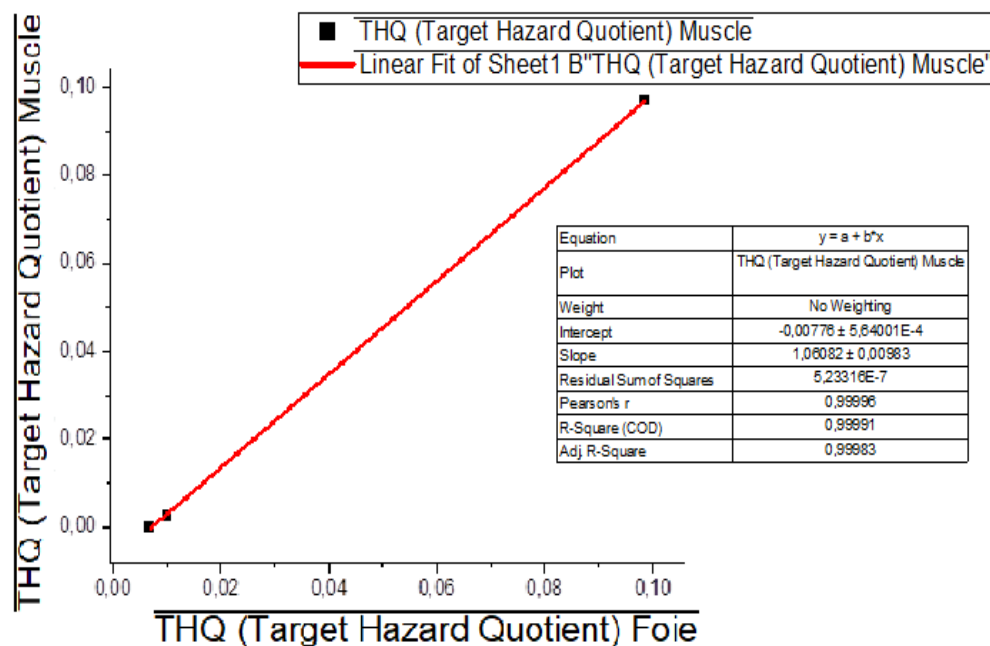


Figure 64. Régression linéaire entre les indices de quotient de danger cible (THQ) hépatique et musculaire chez *Cyprinus carpio*

3.6.3 L'indice de danger (HI)

Les données indiquent que le foie a un indice légèrement plus élevé que le muscle, avec des chiffres approchant 0.115 pour le foie et 0.099 pour le muscle (**Tab. 13**).

Tableau 13 : L'indice de danger (HI) des métaux Fe, Zn et Pb dans le foie et les muscles des poissons capturés

Organe	HI (Hazard Index)
Muscle	0.09940873
Foie	0.115663719

La (**Fig. 65**) illustre une comparaison des indices de danger (HI) dans deux organes : le foie et le muscle, en rapport avec l'exposition aux métaux lourds contenus dans les tissus comestibles. L'indice de danger est un indicateur employé pour mesurer le risque global non cancérogène découlant de l'ingestion d'un aliment pollué par divers composants nocifs.

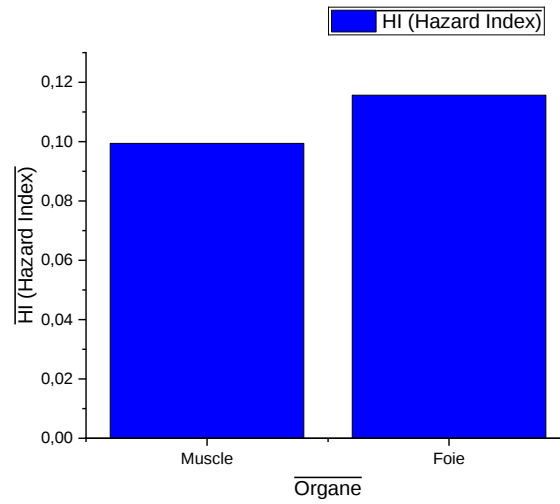


Figure 65. Comparaison de l'indice de danger (HI) dans le foie et le muscle chez *Cyprinus carpio*



Etude des biomarqueurs

4. Etude des biomarqueurs :

4.1. Analyse des biomarqueurs : variations saisonnières et influence de la taille

4.1.1. Analyse bivariée des indicateurs d'oxydation

La matrice de corrélation présentée dans le (Tab. 14) souligne les liens entre divers biomarqueurs du stress oxydatif et de la réaction antioxydante, exprimés via les protéines. Parmi ces biomarqueurs ; le glutathion réduit (GSH), la glutathion S-transférase (GST), la catalase (CAT), le malondialdéhyde (MDA) et les métallothionéines (MT). L'analyse des biomarqueurs montre une corrélation positive significative entre le GSH et le GST ($r = 0.95978$), suggérant une synergie entre ces deux éléments dans la réaction antioxydante. On observe aussi des corrélations fortes entre le GSH et le MDA ($r = 0.9381$), de même entre la GST et le MDA ($r = 0.78686$). Malgré le fait que le MDA indique une peroxydation lipidique donc un dommage oxydatif sa corrélation significative avec les antioxydants pourrait témoigner d'une réaction adaptative, plus l'oxydation est intense, plus les mécanismes antioxydants se déclenchent en réponse.

En revanche, la Catalase (CAT) montre des corrélations plutôt faibles avec les autres biomarqueurs (r variant entre 0,06 et 0,35). En ce qui concerne les métallothionéines (MT), on observe une corrélation très faible, voire nulle, avec les autres marqueurs, notamment le GSH ($r = -0,02517$) et le MDA ($r = 0,04077$). Cela indique que les MT pourraient participer à des processus de régulation différents, probablement associés à la chélation des métaux ou à des réactions cellulaires spécifiques non nécessairement liées au niveau global de stress oxydatif.

Tableau 14 : Analyse de corrélation de Pearson entre les biomarqueurs étudiés

	GSH (nmol/mg de protéines)	GST (nmol/mg de protéines)	CAT (ug /mg de protéines)	MDA (nmol mg de protéines)	MT (ug/mg de protéines)
GSH (nmol/mg de protéines)	1	0,9597	0,10469	0,90381	-0,02517
GST (nmol/mg de protéines)	0,9597	1	0,25306	0,78698	0,07244
CAT (ug /mg de protéines)	0,10469	0,25306	1	0,064	0,35031
MDA (nmol mg de protéines)	0,9038	0,78698	0,064	1	0,04077
MT (ug/mg de protéines)	- 0,0251	0,07244	0,35031	0,040771	1

4.1.2. Variation saisonnière

L'analyse de la matrice de corrélation présente dans le (**Tab. 15**) indique que, pour les données examinées, les variations saisonnières sont négligeables dont les matrices de corrélation dévoilent des coefficients remarquablement hauts, oscillant entre 0.98572 et 0.9991. Ces chiffres, témoignent d'une corrélation positive quasi parfaite entre les diverses variables ou situations mises en parallèle. Un tel degré d'uniformité dans les coefficients indique que les données présentent des variations presque identiques entre les saisons. Les coefficients de corrélation démontrent que les mesures prises pendant l'été, l'hiver, l'automne et le printemps fluctuent de façon remarquablement synchronisée. Cela indique un développement concomitant des paramètres observés au cours des saisons, traduisant soit une uniformité dans les réactions physiologiques, soit par la longue période de sécheresse qui dure 10 mois et la faible précipitation qui dure 59 jours pour toute l'année 2022.

Tableau 15 : Matrice de corrélation des données biologiques en fonction des saisons.

	Été	Hiver	Automne	Printemps
Été	1	0.99351	0.9991	0.99847
Hiver	0.99351	1	0.98781	0.98572
Automne	0.9991	0.98781	1	0.99991
Printemps	0.99847	0.98572	0.99991	1

4.1.2.1. Activité spécifique de la Catalase :

Le graphique (**Fig. 66**) illustre le rythme saisonnier de l'activité de la catalase (CAT), une enzyme antioxydante essentielle dans la décomposition du peroxyde d'hydrogène. On note des variations marquées de son activité au fil des diverses saisons. L'activité la plus importante est notée au printemps, atteignant 0.24 µg/mg de protéines. Pendant la saison estivale, on observe une activité notable de la CAT, atteignant environ 0.18 µg/mg. Toutefois, durant l'hiver, on observe une activité enzymatique minimale (0.075 µg/mg). L'automne montre une activité intermédiaire (0.105 µg/mg), ce qui indique une transition graduelle entre les valeurs élevées d'enzymes observées durant l'été et le déclin hivernal.

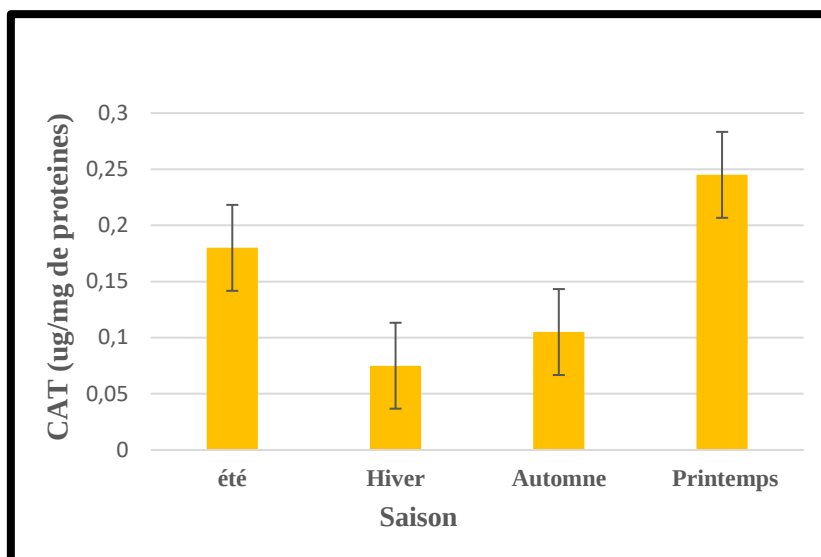


Figure 66. Activité de l'enzyme catalase en fonction des saisons.

4.1.2.2. Activité GSH (Glutathion réduit)

Le graphique (**Fig. 67**) montre la fluctuation saisonnière de l'activité du glutathion réduit (GSH), mesurée en nmol/mg de protéines. On note des variations distinctes selon les saisons. La GSH connaît son pic d'activité pendant l'été, atteignant près de 630 nmol/mg de protéines.

Durant l'automne, on observe une légère baisse de l'activité du GSH (480 nmol/mg), tout en conservant un niveau relativement haut. Pendant l'hiver, l'activité chute encore plus, tombant à environ 400 nmol/mg. En définitive, lors du printemps, l'activité du GSH atteint son niveau le plus bas, avec une mesure de 330 nmol/mg, indiquant que le système antioxydant est encore peu actif durant cette saison.

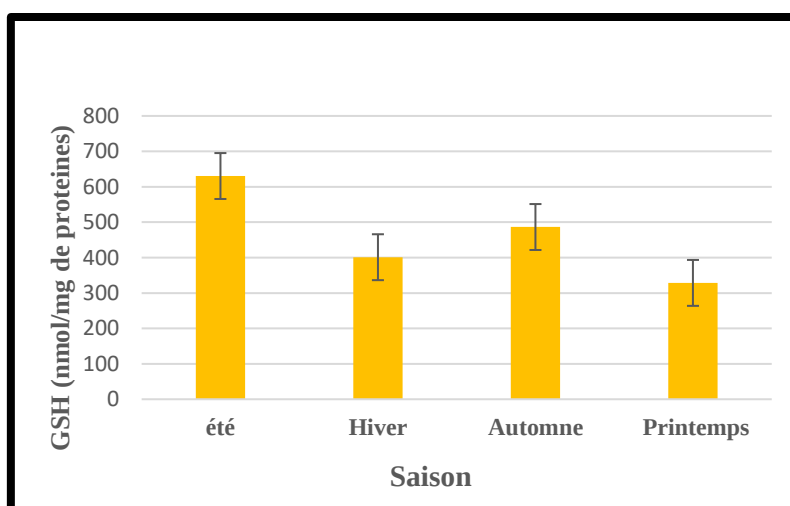


Figure 67. Activité de l'enzyme GSH en fonction des saisons.

4.1.2.3. Activité GST

La (**Fig. 68**) illustre les fluctuations saisonnières de l'activité de la glutathion S-transférase (GST), une enzyme essentielle dans le mécanisme de détoxification cellulaire.

On note que le niveau d'activité de la GST atteint son maximum en été (175 nmol/mg de protéines). Au cours de l'automne, l'activité demeure soutenue (155 nmol/mg), reflétant la continuité des mécanismes de défense cellulaire. Toutefois, on observe une chute notable de l'activité durant l'hiver (68 nmol/mg), période généralement liée à un ralentissement des fonctions métaboliques et à une réduction de la production de stress oxydatif. Le printemps présente une activité intermédiaire (110 nmol/mg), indiquant une récupération graduelle de l'activité enzymatique.

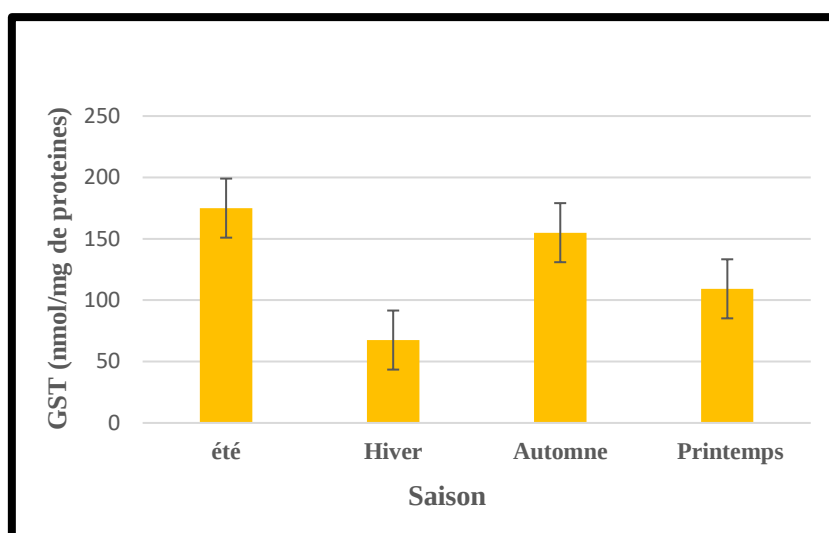


Figure 68. Activité de l'enzyme GST en fonction des saisons.

3.1.2.4. Activité MDA

Le graphique (**Fig. 69**) illustre la variation de la concentration de malondialdéhyde (MDA), exprimée en nmol par mg de protéines, selon les saisons. On note que le taux de MDA est au plus haut en été, dépassant 4 nmol/mg de protéines. Durant l'hiver, cette concentration connaît une légère diminution pour atteindre 3.8 nmol/mg. Son niveau atteint son point le plus bas à l'automne, avoisinant les 3.5 nmol/mg, pour ensuite connaître une légère hausse au printemps, autour de 3.6 nmol/mg. Ces observations suggèrent que le stress oxydatif, représenté par le MDA, fluctue en fonction des saisons, avec une augmentation durant l'été et une diminution à l'automne.

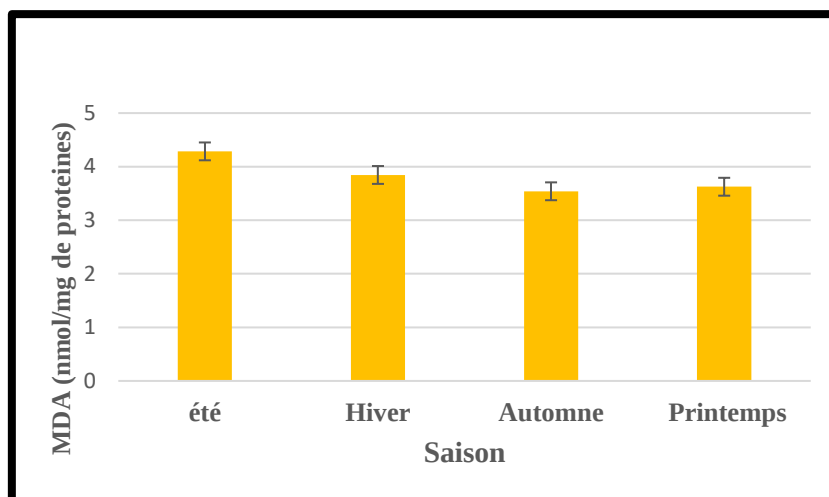


Figure 69. Activité de l'enzyme MDA en fonction des saisons.

4.1.2.5. Activité MT

Le graphique (**Fig. 70**) démontre l'évolution des concentrations de métallothionéine (MT), mesurées en microgrammes par milligramme de protéines, au fil des saisons. Il est observé que la concentration de MT atteint son pic au printemps, affichant une valeur de 0.685 $\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines. Lors de l'été, la concentration est légèrement plus basse, se chiffrant à peu près à 0.58 $\mu\text{g}/\text{mg}$, puis elle baisse encore légèrement durant l'hiver pour atteindre 0.55 $\mu\text{g}/\text{mg}$. On constate que la concentration est la plus basse en automne, aux alentours de 0.45 $\mu\text{g}/\text{mg}$. Ces constatations indiquent que la synthèse ou le déplacement de métallothionéine fluctue selon les saisons, atteignant son apogée au printemps et diminuant à l'automne.

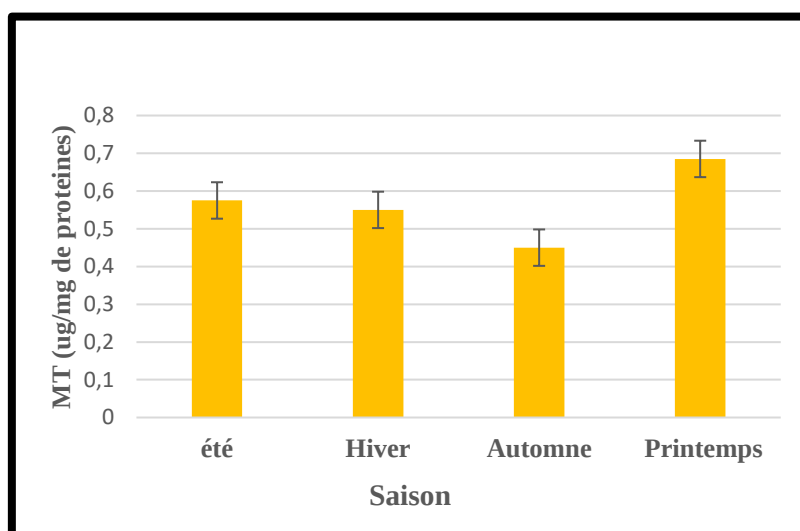


Figure 70. Activité de Métallothionéine en fonction des saisons.

4.1.2.6. Répartition des saisons reposant sur les variables biochimiques (CAT, GST, GSH, MDA et MT)

L'utilisation de l'analyse en composantes principales (ACP) présentées dans la (Fig. 71) a facilité la simplification des données tout en préservant une part significative de l'information. Les deux premières composantes principales (PC1 et PC2) cumulativement sont 82.87 % de la variance globale des données, avec une contribution de 56.15 % pour PC1 et de 26,72 % pour PC2. Cela signifie que l'espace factoriel créé par ces deux axes reflète largement la structure générale des données. L'examen des vecteurs des variables révèle des corrélations intéressantes. On observe une forte corrélation positive entre les variables MDA (malondialdéhyde) et GSH, comme le démontre la tendance similaire de leurs vecteurs, qui se dirigent vers la droite du graphique. Ces dernières sont donc les principales contributrices de la composante PC1, indiquant qu'elles progressent de façon parallèle. La variable GST (glutathion S-transférase) montre également une corrélation positive avec PC1, même si l'orientation est légèrement différente, ce qui indique une contribution importante mais distincte. Cependant, la variable MT (métallothionéine) et CAT sont principalement associée à la composante PC2, comme en témoigne son vecteur pointant vers le haut, suggérant une influence autonome des autres indicateurs de stress oxydatif. L'examen de la répartition saisonnière sur une base factorielle met en évidence des tendances saisonnières prononcées. La période estivale se trouve à l'extrémité droite du graphique, près des vecteurs MDA, GSH et GST. Sur PC2, l'automne, également du côté droit mais à une altitude inférieure, semble indiquer un degré moyen de stress oxydatif. Sur le graphique, les saisons de l'hiver et du printemps se situent principalement sur la partie gauche, indiquant une influence réduite des variables liées à PC1. Cependant, on note une variation dans la saison hivernale, avec des points qui se dispersent sur plusieurs quadrants, indiquant des disparités potentielles entre les échantillons d'hiver. Pour ce qui est du printemps, il présente une corrélation avec la variable MT, suggérant ainsi une particularité saisonnière associée à la stimulation de cette protéine.

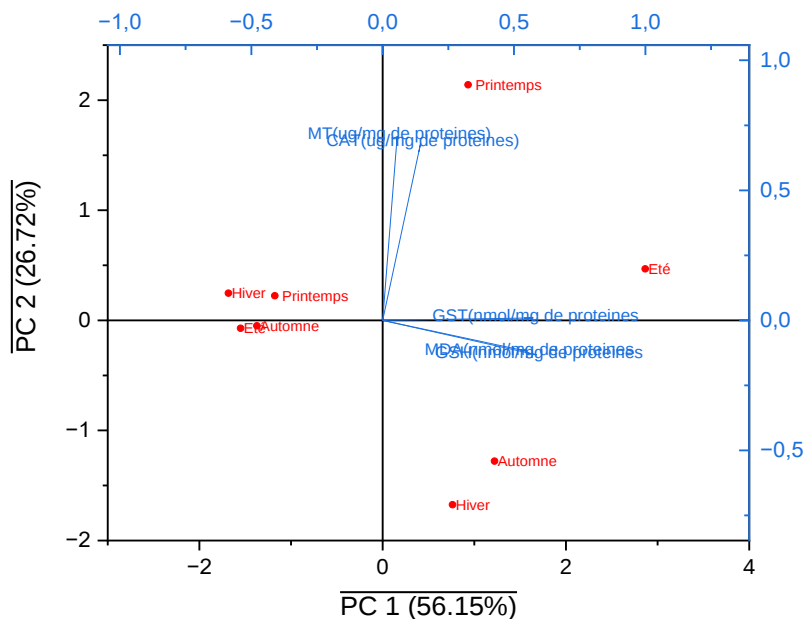


Figure 71. Représentation des corrélations saisonnières et variables via l'Analyse en Composantes Principales (ACP)

4.2 Variation des biomarqueurs oxydatifs en fonction de la taille des individus

L'étude des taux de biomarqueurs en relation avec les catégories de poids des poissons révèle un lien significatif entre le poids corporel et l'activité de divers indicateurs biochimiques associés au stress oxydatif. L'analyse du diagramme en boîte (**Fig. 72**) montre une grande variabilité des concentrations chez les poissons de la catégorie de poids [753–1415]g, avec des médianes et moyennes manifestement plus élevées que celles des autres catégories. Cette classe se distingue aussi par une dispersion plus importante et plusieurs points extrêmes, indicatifs d'une variabilité significative de la réaction physiologique au sein de ce groupe. En comparaison, les poissons de moindre poids présentent des niveaux très faibles et peu variables de biomarqueurs. Ces constatations sont corroborées par le diagramme comparatif des biomarqueurs, qui indique que les niveaux de GSH (glutathion réduit) et de GST (glutathion-S-transférase) sont considérablement plus importants chez les poissons de poids supérieur. Particulièrement, le GSH atteint des niveaux de 1180 nmol/mg de protéines dans la catégorie [753–1415]g, alors qu'il reste très bas dans les classes plus petites. La GST présente une tendance comparable, bien que moins prononcée. Il semble que ces deux biomarqueurs, qui jouent un rôle dans la défense antioxydante et la détoxification cellulaire, soient plus expressément exprimés chez les individus de grande taille.

Par contre, les biomarqueurs CAT (catalase), MDA (malondialdéhyde) et MT (méthallothionéines) montrent des niveaux faibles et plutôt stables à travers toutes les catégories

de poids, signalant qu'ils sont moins affectés par la masse corporelle dans les conditions examinées.

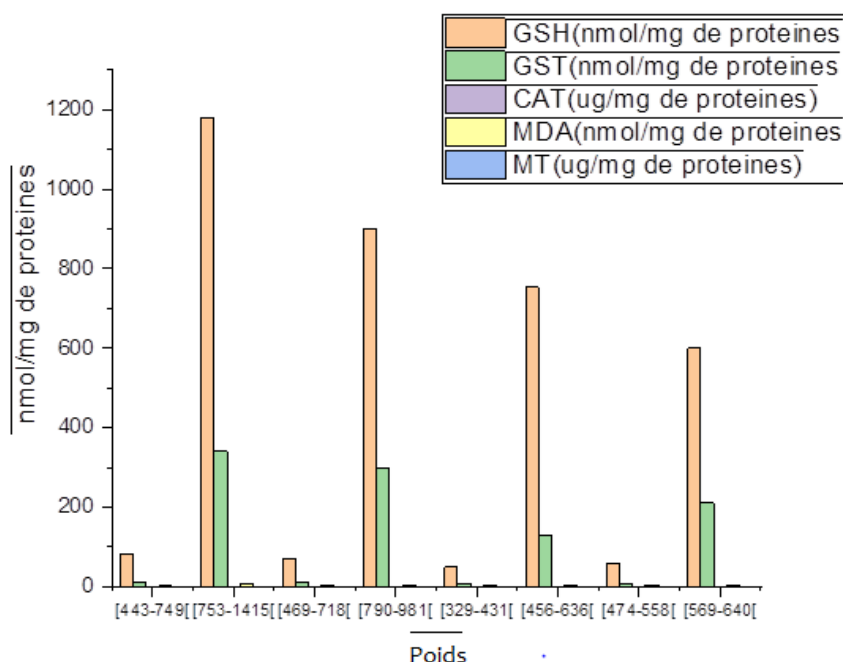


Figure 72. Distribution des biomarqueurs selon les catégories de poids chez *Cyprinus carpio*.

La (**Fig. 73**) représente une analyse en composantes principales (ACP) effectuée pour observer la répartition des biomarqueurs du stress oxydatif selon les catégories de tailles des sujets examinés. Cette méthode multivariée facilite un résumé efficace de l'information contenue dans plusieurs variables corrélées, en projetant les données sur deux axes majeurs (PC1 et PC2), qui à eux seuls justifient 82.87 % de la variance globale (PC1 : 56.15 % ; PC2 : 26.72 %). Les variables examinées incluent les marqueurs clés du stress oxydatif et de la réponse antioxydante le glutathion réduit (GSH), la glutathion S-transférase (GST), le malondialdéhyde (MDA), les métallothionéines (MT) ainsi que l'activité de la catalase (CAT). Ces biomarqueurs sont représentés par des vecteurs bleus, dont la direction et la longueur indiquent respectivement leur influence sur les axes et leur poids dans la variabilité des données. Les points rouges, sont disposées selon leurs valeurs projetées sur les deux dimensions principales. Leur disposition indique une organisation basée sur leurs catégories de tailles. L'analyse révèle que les points positionnés sur la droite du graphique affichent des concentrations plus élevées de GSH, GST et MDA, indiquant une réponse antioxydante significative. Cela pourrait être lié à des poissons de plus grande stature, chez qui les processus métaboliques sont plus dynamiques. Par contre, les individus du côté gauche du plan présentent des niveaux plus faibles de ces biomarqueurs, ce qui pourrait correspondre à des plus petites tailles. De plus, la variable MT (métallothionéines) est fortement axée sur PC2 et se trouve en

opposition avec les autres biomarqueurs, mettant en lumière une dynamique distincte, vraisemblablement associée à une réaction spécifique à des éléments environnementaux tels que les métaux lourds...etc, plutôt qu'au stress oxydatif direct. Les individus qui figurent en haut du diagramme, avec des valeurs positives sur PC2, montrent des taux élevés de MT. Pour résumer, cette ACP identifie deux principales directions de variation biologique : Celui qui est associé au stress oxydatif et à la réaction antioxydante enzymatique (GSH, GST, MDA), influencé par la stature des individus. L'autre est associée à la réponse métallique (MT), de façon indépendante des autres facteurs. En ce qui concerne l'activité catalase (CAT), celle-ci semble être peu affectée par les fluctuations de taille ou par d'autres indicateurs de stress oxydatif. Ces résultats soulignent la complexité des mécanismes de défense cellulaire et indiquent que la taille du corps a un impact variable sur les voies biochimiques associées à la protection contre le stress environnemental.

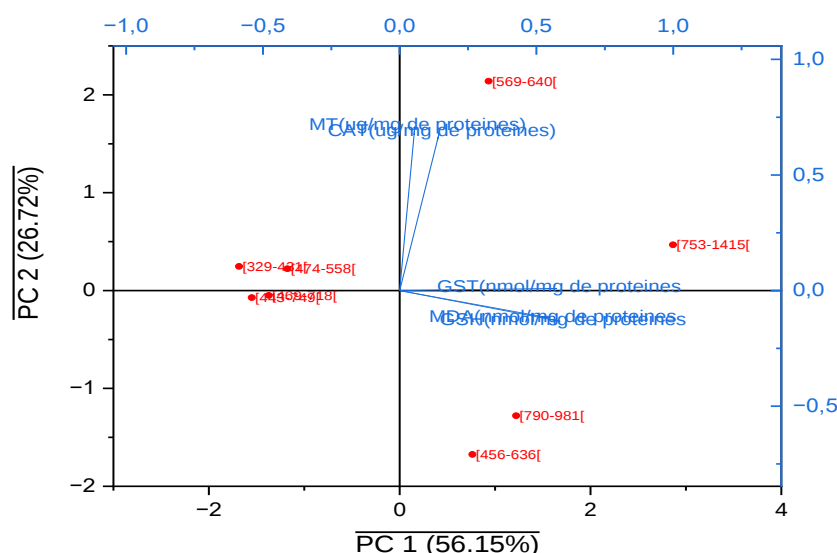


Figure 73. Profils Oxydatifs selon les catégories de taille par ACP

***Etude des infestations
parasitaires***

5. Etude des infestations parasitaires

Notre inventaire ichtyologique a abouti à l'identification de deux espèces de parasites qui sont le *Ergasilus briani* et *Dactylogeru sextensus*. Ces résultats sont obtenus grâce aux observations microscopiques personnelles et à la précieuse assistance de Prof. Ali AYDOGDU de l'université Uludag Bursa -Turquie- (**Fig. 74 ; Fig. 75 ; Fig. 76**)

Nous avons seulement caractérisé les espèces qui présentent des prévalences très élevées.

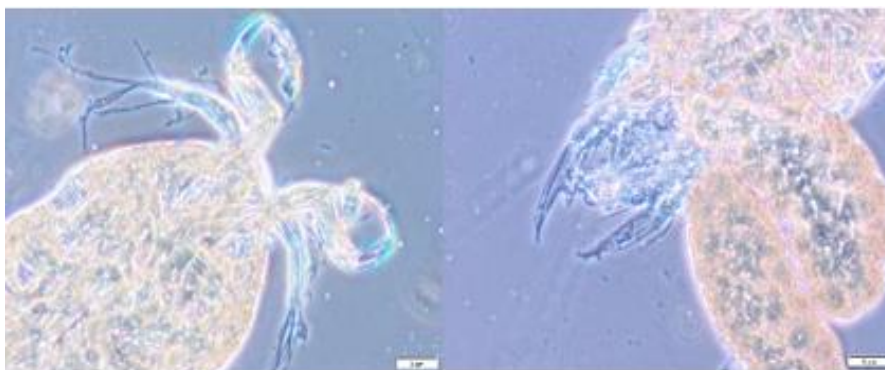


Figure 74. Morphologie de l'ectoparasite *Ergasilus briani* chez *Cyprinus carpio* observée au microscope optique ($\times 40$)



Figure 75. Observation de l'ectoparasite *Ergasilus briani* chez *Cyprinus carpio* à la loupe binoculaire.



Figure 76. Morphologie de l'ectoparasite *Dactylogerus extensus* chez *Cyprinus carpio* observée au microscope optique ($\times 40$)

5.1 Distribution de la charge parasitaire chez *Cyprinus carpio*

Pour fournir une vue d'ensemble sur l'importance numérique des diverses espèces de parasites recensées, nous avons choisi de calculer la charge parasitaire (**Tab. 16**)

Tableau 16 : Quantification des parasites observés chez *Cyprinus carpio*

Parasites	Nombre de parasites
<i>Dactylogyrus extensus</i>	66
<i>Ergasilus briani</i>	251

L'examen parasitologique a révélé la présence de deux espèces prédominantes de parasites chez les poissons observés : *Dactylogyrus extensus* et *Ergasilus briani*. Les résultats indiquent une prédominance évidente d'*Ergasilus briani*, avec un dénombrement de 251 individus, comparativement à *Dactylogyrus extensus* qui ne compte que 66 individus.

Cette disparité notable en quantité indique une présence plus importante d'*Ergasilus briani*, un copépode branchial. Par contre, *Dactylogyrus extensus*, un autre monogène parasitaire des branchies, se trouve en moins grande quantité.

5.2 Variations des indices épidémiologiques des espèces parasites « *Dactylogyrus extensus* » et « *Ergasilus briani* » en fonction de saison

L'étude des indices parasitologiques saisonniers montre des tendances distinctes pour les deux espèces identifiées : *Dactylogyrus extensus* et *Ergasilus briani*. (**Tab. 17**)

À *D. extensus*, on constate une hausse graduelle de la prévalence, évoluant de 18 % au printemps à 65 % en automne, indiquant une aggravation de l'infestation tout au long de l'année. La densité moyenne des parasites culmine en été, alors que l'intensité moyenne atteint son maximum en automne 0.478. Cela suggère que le poisson touché abrite un plus grand nombre de parasites pendant cette période.

L'application de l'analyse de la variance ANOVA aux données relatives à l'infestation par *Dactylogyrus extensus* met en évidence une différence statistiquement notable entre les groupes examinés ($F = 9,67$; $p = 0,01326$). Nous écartons l'hypothèse nulle qui stipule que les moyennes d'infestation se valent. Cela suggère que les saisons ont un impact notable sur le degré d'infestation du monogène.

Pour ce qui est d'*E. briani*, les données indiquent une prévalence particulièrement forte durant toute l'année, atteignant un pic de 100 % au printemps, période pendant laquelle tous les individus analysés étaient infestés. Toutefois, l'intensité moyenne demeure assez constante au fil de l'année, oscillant entre 0,22 et 0,3.

L'ANOVA révèle une différence hautement significative entre les groupes examinés ($F = 163,64$; $p = 0,0001$) chez *Ergasilus briani*. Ces résultats corroborent l'influence prononcée de la saison sur les variables observées.

Ces observations indiquent que *Ergasilus briani* est un parasite omniprésent et constamment présent, doté d'une grande capacité d'infestation, surtout au printemps. En revanche, *Dactylogyrus extensus* montre une infestation plus saisonnière, avec une augmentation significative pendant l'été et l'automne.

Tableau 17 : Fluctuations saisonnières des indices parasitaires de *Dactylogyrus extensus* et *Ergasilus briani* (**P (%)**. Prévalence ; **AM**. Abondance Moyenne ; **IM**. Intensité Moyenne)

Saison	Parasite	P (%)	AM	IM
Printemps	<i>D. extensus</i>	18	2	0.5
	<i>E. briani</i>	100	4.5	0.22
Eté	<i>D. extensus</i>	53	3.437	0.290
	<i>E. briani</i>	76	3.3	0.3
Automne	<i>D. extensus</i>	65	2.3	0.478
	<i>E. briani</i>	90	4	0.25

La (**Fig. 77**) illustre les taux de prédominance de *D. extensus* et *E. briani* au fil des saisons. Les données indiquent que durant le printemps, l'été et l'automne, *E. briani* affiche systématiquement des taux de prévalence supérieurs à ceux de *D. extensus*. Au printemps, la distinction entre les deux parasites est particulièrement marquée, la présence d'*E. briani* étant nettement plus élevée que celle de *D. extensus*. Lors de l'été et de l'automne, les deux parasites voient leur prévalence augmenter, néanmoins, les valeurs d'*E. briani* demeurent supérieures à celles de *D. extensus*. Globalement, les résultats soulignent une prévalence de *E. briani*, peu importe la saison analysée.

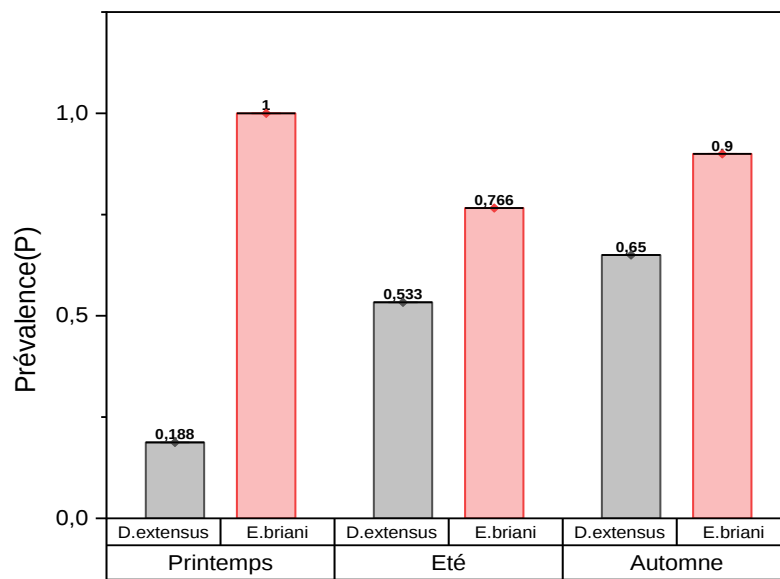


Figure 77. Variation saisonnière de la prévalence de *D. extensus* et *E. brianii* chez *Cyprinus carpio*

La (Fig. 78) illustre les abondances moyennes de *D. extensus* et *E. brianii* en fonction des saisons. Les analyses indiquent qu'au printemps et en automne, *E. brianii* est généralement plus abondant que *D. extensus*, alors qu'en été *D. extensus* affiche une abondance moyenne légèrement supérieure à celle de *E. brianii*. La densité moyenne du *D. extensus* est à son apogée durant l'été, tandis qu'elle est réduite au printemps et à l'automne. Par contre *E. brianii* affiche son sommet moyen au printemps, suivi de l'automne, alors que l'été marque la période de son abondance minimale. Ces résultats soulignent des fluctuations saisonnières des abondances moyennes des deux parasites, avec une domination de *E. brianii* durant le printemps et l'automne.

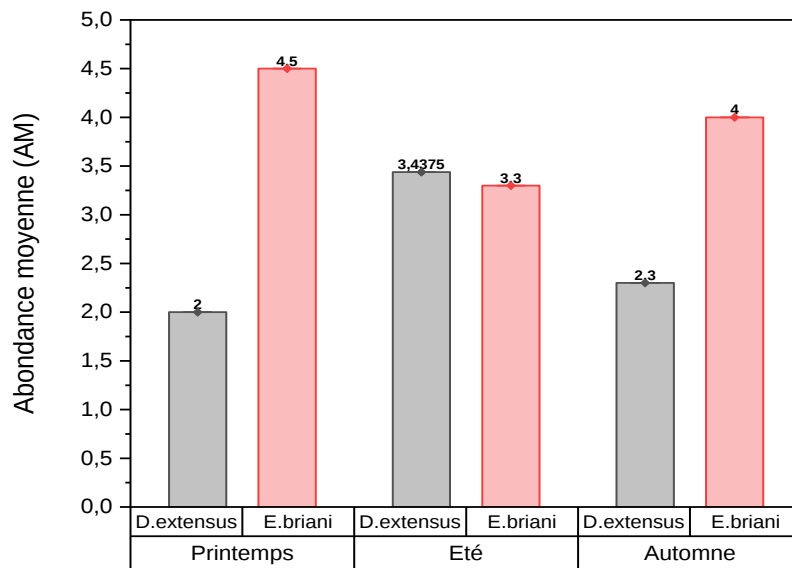


Figure 78. Comparaison des abondances moyennes de *D. extensus* et *E. briani* selon les saisons chez *Cyprinus carpio*

La (Fig. 79) montre l'intensité moyenne de *D. extensus* et *E. briani* en fonction des saisons. Les observations indiquent que *D. extensus* a une intensité moyenne supérieure à *E. briani* au printemps et à l'automne. Durant l'été, *E. briani* présente une intensité moyenne un peu plus élevée que celle de *D. extensus* dont ce dernier affiche son intensité moyenne maximale au printemps, décroît durant l'été pour ensuite remonter à l'automne. Par contre, *E. briani* montre son intensité moyenne la plus forte durant l'été, alors que les valeurs observées au printemps et en automne sont généralement plus basses. Ces conclusions illustrent une fluctuation saisonnière de l'intensité moyenne des deux parasites, favorisant *D. extensus* au printemps et à l'automne, alors que *E. briani* prend le dessus en été.

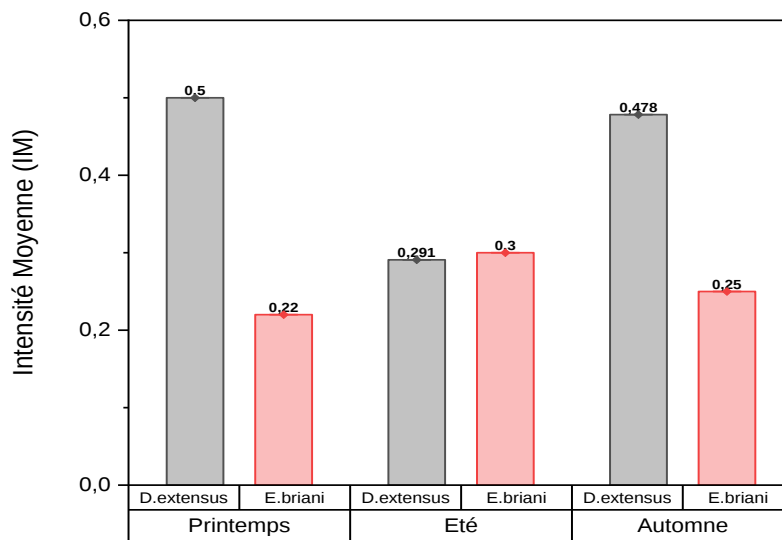


Figure 79. Comparaison de l'intensité moyenne de *D. extensus* et *E. briani* selon les saisons chez *Cyprinus carpio*

L'étude de la relation entre les deux espèces de parasites, *Dactylogyrus extensus* et *Ergasilus briani*, révèle une corrélation linéaire positive fortement significative, une régression linéaire réalisée entre les prévalences de ces deux parasites a produit une équation sous la fonction : $y = 1,473x + 6,580$, où y signifie la prévalence de l'*Ergasilus briani* et x celle du *Dactylogyrus extensus*. Un coefficient de détermination $R^2 = 0,9649$ signifie que 96,49 % des variations constatées dans la prévalence de *E. briani* peuvent être attribuées aux fluctuations de la prévalence de *D. extensus*. Ce résultat indique une relation très étroite entre les deux infestations ($p < 0,0001$), ce qui prouve que le lien constaté est extrêmement significatif (**Fig. 80**).

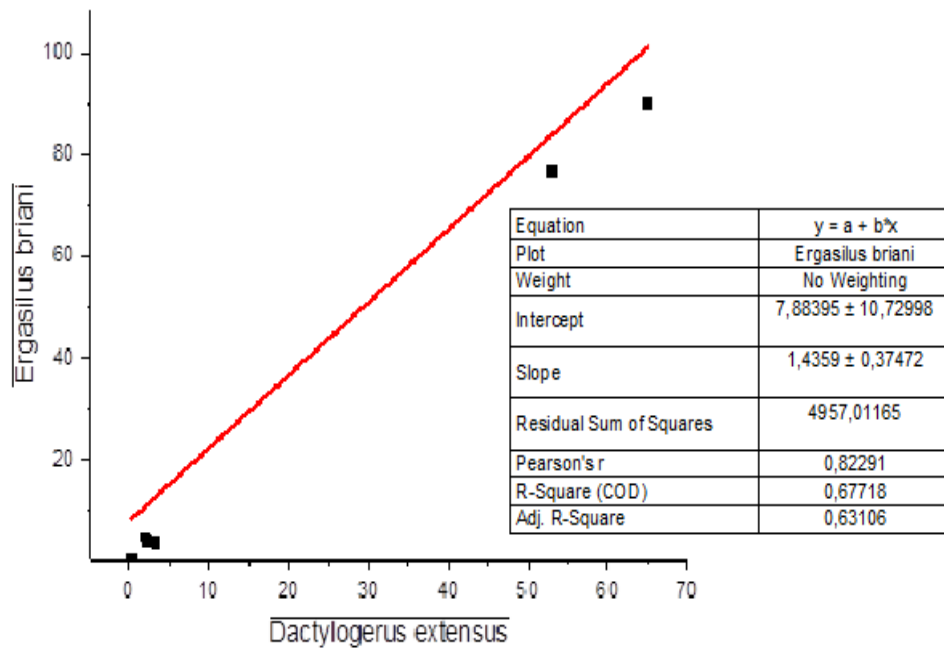


Figure 80. L'influence de la variation saisonnière sur la relation de *Dactylogerus extensus*-*Ergasilus briani* chez *Cyprinus carpio*

5.2 Variations des indices épidémiologiques des espèces parasites *Dactylogerus extensus* et *Ergasilus briani* en fonction de sexe

L'étude des indices parasitaires selon le sexe de l'hôte met en évidence des divergences intéressantes entre *Dactylogyrus extensus* et *Ergasilus briani* (Tab. 18).

L'infestation par *D. extensus*, atteint son pic chez les femelles 100 %, alors que les mâles infestés montrent une intensité moyenne supérieure. L'analyse de variance ANOVA indique une différence statistiquement pertinente entre les groupes ($F = 8,15$; $p = 0,01947$), suggérant que le sexe a un impact notable sur la variable parasitologique observée.

Cependant, *E. briani* présente une fréquence élevée chez les deux sexes, touchant même 89,4 % des mâles. L'analyse de la variance ANOVA révèle une différence hautement significative entre les groupes étudiés ($F = 265,20$; $p < 0,0001$). Ces conclusions révèlent que le sexe a un impact significatif sur la variable parasitologique de *E. briani*. De plus, *D. extensus* semble plus réceptif à cet impact, tandis que *E. briani* reste omniprésent et peu influencé par ce facteur.

Tableau 18 : Impact du sexe de *Cyprinus carpio* sur les indices des parasites. (**P (%)**. Prévalence ; **AM**. Abondance Moyenne ; **IM**. Intensité Moyenne)

Sexe	Parasite	P (%)	AM	IM
Femelle	<i>D. extensus</i>	100	2.944	0.339
	<i>E. briani</i>	81.3	3.744	0.267
Male	<i>D. extensus</i>	64	1.666	0.6
	<i>E. briani</i>	89.4	4.105	0.243
Confondus	<i>D. extensus</i>	25	0.25	1
	<i>E. briani</i>	100	3	0.333

La (**Fig. 81**) illustre les taux de prévalence de *D. extensus* et *E. briani* en fonction du sexe de l'hôte. Les résultats indiquent que *D. extensus* est plus fréquent chez les mâles, tandis qu'*E. briani* semble plus répandu chez les femelles. Chez les individus à sexe non déterminé, *E. briani* est fortement répandu, tandis que *D. extensus* présente la plus basse prévalence constatée. Globalement, *E. briani* se rencontre plus fréquemment que *D. extensus* chez les femelles et les sujets de sexe indéterminé, tandis que *D. extensus* n'est observé que chez les mâles.

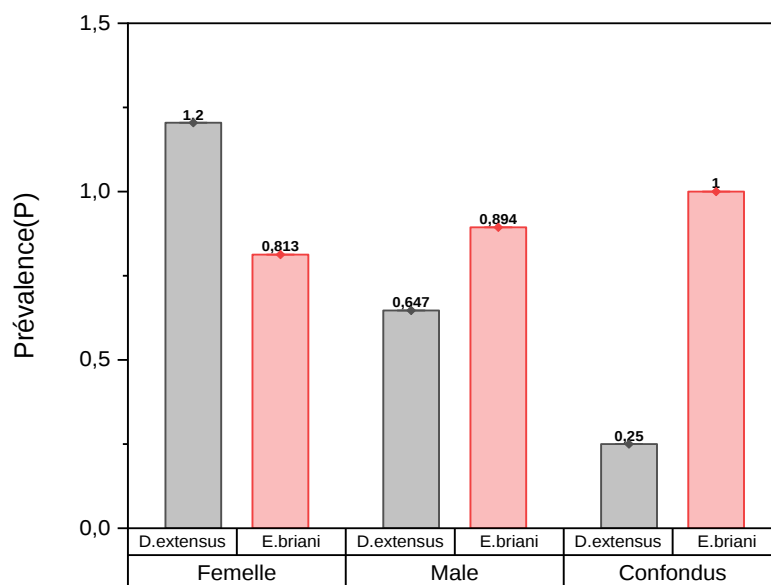


Figure 81. Variation des prévalences de *Dactylogyrus extensus* et *Ergasilus briani* selon le sexe de l'hôte.

La (Fig. 82) illustre les abondances moyennes de *D. extensus* et *E. briani* en fonction du sexe de l'hôte. Les données indiquent que la présence moyenne de *E. briani* est plus importante que celle de *D. extensus* chez toute la population. Dans les mâles, l'abondance moyenne d'*E. briani* est un peu plus importante que celle de *D. extensus*. Pour les femelles, on note une différence prononcée entre les deux parasites, *E. briani* ayant une prédominance moyenne nettement supérieure. Finalement, chez les individus de sexe indéterminé, on observe également une présence notable d'*E. briani*, tandis que *D. extensus* est extrêmement rare. Globalement, les résultats montrent une augmentation d'*E. briani* en matière d'abondance moyenne, indépendamment du genre de l'hôte.

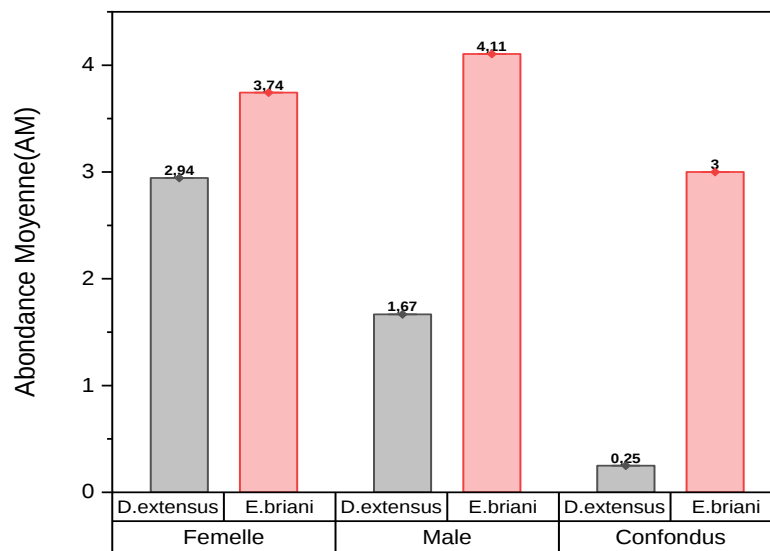


Figure 82. Comparaison des abondances moyennes de *D. extensus* et *E. briani* selon le sexe de l'hôte.

La (Fig. 83) illustre l'intensité moyenne de *D. extensus* et *E. briani* en fonction du sexe de l'hôte. Les résultats indiquent que l'intensité moyenne de *D. extensus* dépasse celle de *E. briani* pour toute la population. Chez les mâles la différence entre les deux parasites est assez minime. Toutefois, chez les individus de sexe féminin et indéterminé, *D. extensus* affiche une intensité moyenne considérablement supérieure à celle d'*E. briani*, l'écart étant on ne peut plus prononcé chez les individus de sexe indéterminé. De plus, la moyenne de *D. extensus* s'intensifie progressivement des mâles vers les individus indéfinis, alors que pour *E. briani*, elle baisse légèrement chez les femelles avant de remonter chez les individus de sexe indéterminé, sans toutefois égaler les valeurs relevées pour *D. extensus*.

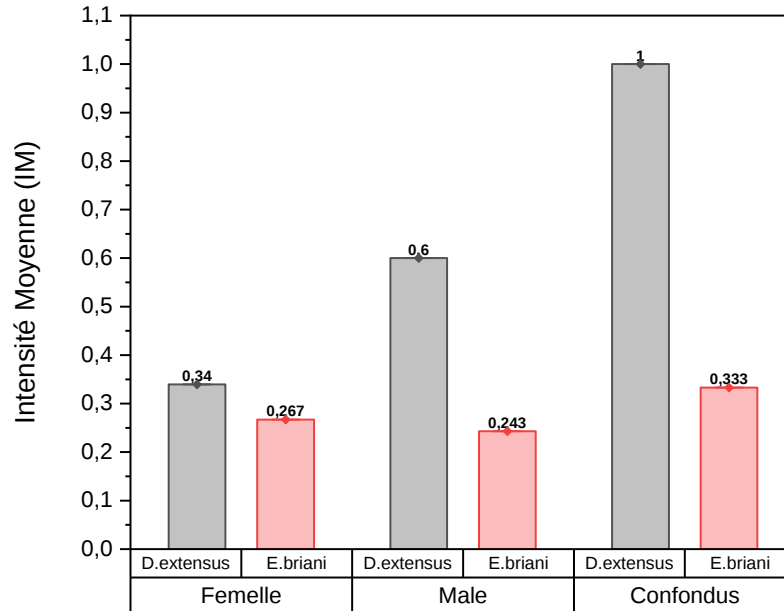


Figure 83. Comparaison de l'intensité moyenne de *D. extensus* et *E. briani* selon le sexe de l'hôte

La (**Fig. 84**) illustre la droite de régression suivante : $y = 1.000x + 0$ dans cette équation, y représente la prévalence d'*Ergasilus briani* et x celle de *Dactylogyrus extensus*. Un coefficient de détermination de $R^2 = 1$ établit une corrélation parfaite entre les deux variables. Cela indique que 100 % de la variation constatée chez *E. briani* est attribuée à la fluctuation de *D. extensus* dans les échantillons en fonction du sexe.

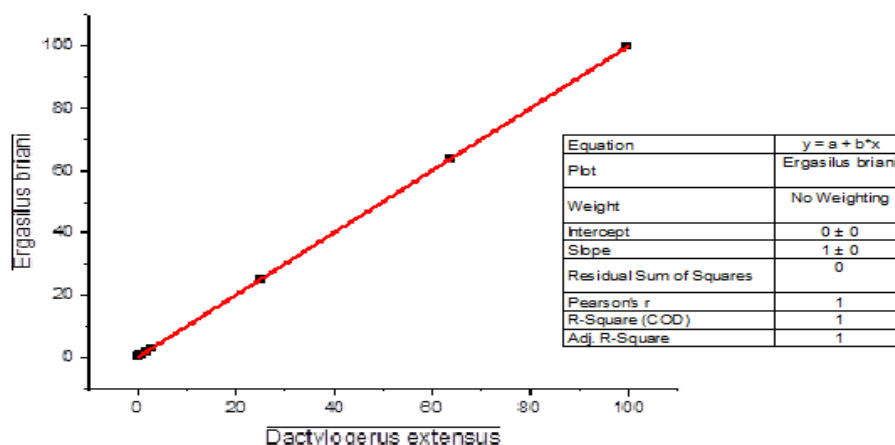


Figure 84. L'effet du sexe sur la relation de *Dactylogerus extensus*- *Ergasilus briani* chez *Cyprinus carpio*

5.3 Variations des indices épidémiologiques des espèces parasites *Dactylogerus extensus* et *Ergasilus briani* en fonction du poids

Le (Tab. 19) présente l'étude des indices parasitaires en relation avec la masse corporelle des poissons indique que les deux parasites montrent une hausse de leur prévalence et de leur densité en fonction du poids de l'hôte, ce qui traduit une accumulation graduelle des parasites au fil du développement. *Dactylogyrus extensus* présente une répartition plus variable. Les poissons les plus lourds affichent des niveaux d'abondance et d'intensité maximaux.

L'analyse de variance réalisée sur les indices parasitologiques en lien avec le poids des poissons démontre une différence notable entre les catégories de poids ($F = 9,93$; $p < 0,001$).

Ergasilus briani se caractérise par une présence constamment élevée (100 %), tandis que ce qui indique que la taille de l'hôte pourrait être un facteur crucial dans la dynamique de l'infestation. L'ANOVA révèle une différence hautement significative entre les diverses catégories de poids des poissons ($F = 815,89$; $p < 0,0001$). La combinaison d'une valeur élevée de F et d'une valeur très basse de p indique que les indices parasitologiques fluctuent considérablement en fonction du poids corporel des hôtes. Il est donc probable que le poids a une influence déterminante sur la dynamique de l'infestation.

Tableau 19 : L'influence du poids de *Cyprinus carpio* sur les indices parasitologiques (P (%). Prévalence ; AM. Abondance Moyenne ; IM. Intensité Moyenne)

Parasite	Poids (g)	P (%)	AM	IM
<i>D. extensus</i>	437-536	21	0.473	2.111
	537-636	45	1.3	0.769

	637-736	80	2.9	0.31
	737-836	66	1	1
	837-936	0	0	1
	937-1036	0	0	3
	1037-1136	0	1.333	0.75
	1137-1236	100	0.666	0.5
	1337-1436	100	5	0.2
<i>E. brian</i>	437-536	100	4.76	0.209
	537-636	80	2.9	0.344
	637-736	80	4.11	0.243
	737-836	100	5.25	0.19
	837-936	100	5	0.2
	937-1036	100	1	1
	1037-1136	100	3.33	0.3
	1137-1236	100	2	2
	1337-1436	100	10	10

La (**Fig. 85**) illustre les prévalences de *D. extensus* et *E. brian* en fonction des différentes catégories de taille de l'hôte. Les données indiquent que les taux de prévalence de ces deux parasites fluctuent selon les catégories de taille. On note la présence d'*E. brian* dans un nombre croissant de classes, avec des taux de prévalence élevés dans plusieurs, atteignant même 100 % dans certaines. Par contre, *D. extensus* montre des prévalences plus hétérogènes, sans infestation dans certaines catégories, et une prévalence atteignant 100 % dans une seule catégorie. Dans les catégories où on retrouve conjointement les deux parasites, les taux de *E. brian* sont généralement équivalents ou supérieurs à ceux du *D. extensus*. Ces observations soulignent une fluctuation de la prévalence basée sur la dimension de l'hôte, mettant en relief une répartition plus large de *E. brian* comparativement à *D. extensus*.

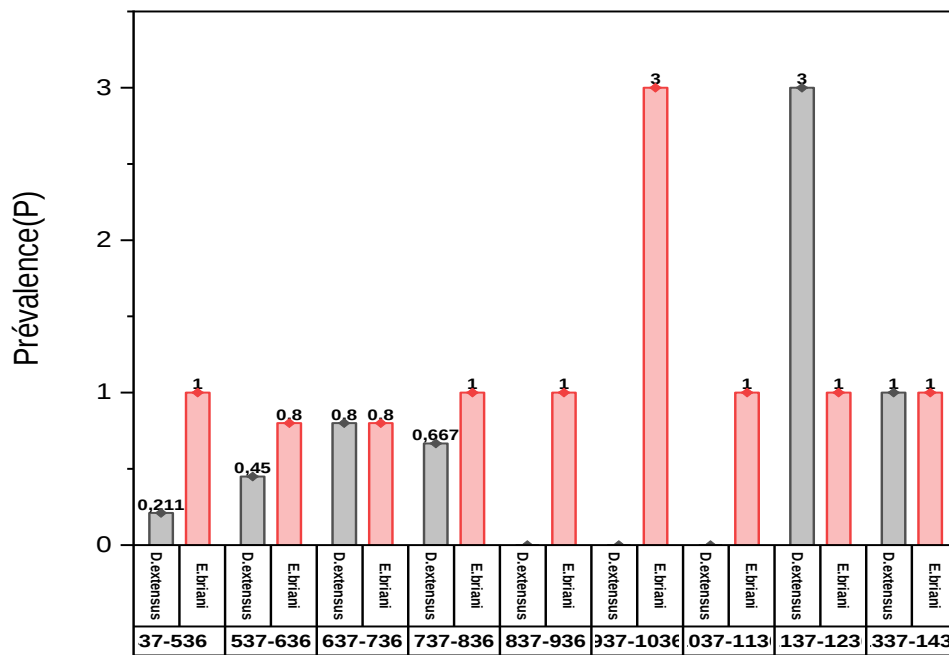


Figure 85. Comparaison des prévalences de *D. extensus* et *E. briani* selon les classes de taille de l'hôte.

La (Fig. 86) illustre les abondances moyennes de *D. extensus* et *E. briani* en fonction des différentes catégories de taille de l'hôte. Les données indiquent que, dans la plupart des classes de taille, la présence moyenne d'*E. briani* est généralement plus élevée que celle de *D. extensus* dont ce dernier ne se retrouve pas dans certaines classes intermédiaires, alors qu'*E. briani* y est constamment présent, avec des niveaux d'abondance variés. On observe que les unités de mesure les plus élevées de *E. briani* se retrouvent dans les classes de taille les plus importantes, surpassant clairement celles de *D. extensus*. Par contre, *D. extensus* montre son abondance moyenne maximale dans la classe de taille supérieure, bien que celle-ci soit toujours moins que celle de *E. briani*. En général, les deux parasites présentent des abondances moyennes qui varient en fonction des catégories de taille, *E. briani* étant dominant dans la plupart des classes examinées.

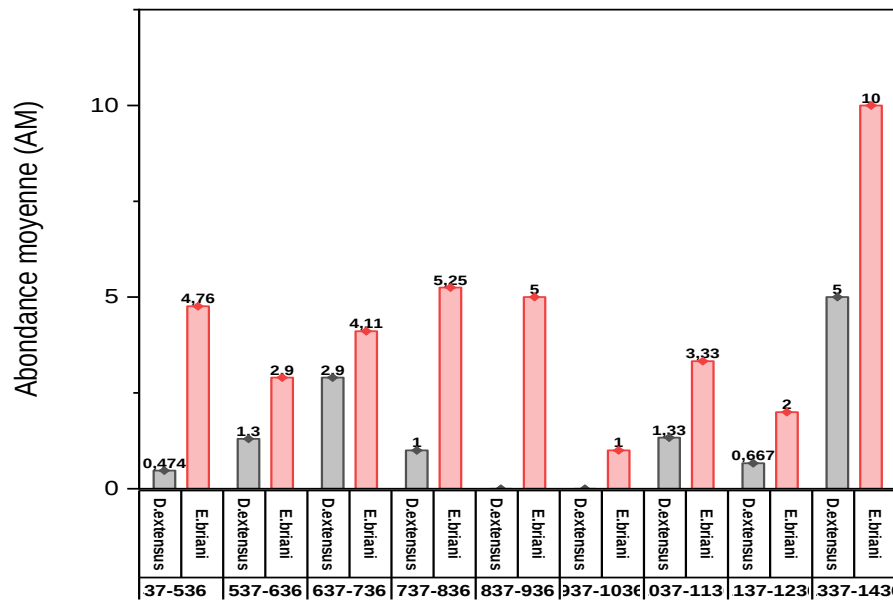


Figure 86. Comparaison des abondances moyennes de *D. extensus* et *E. briani* selon les classes de taille de l'hôte.

La (Fig. 87) illustre l'intensité moyenne de *D. extensus* et de *E. briani* en fonction des différentes catégories de taille de l'hôte. Il est observable que la force moyenne de *D. extensus* dépasse celle de *E. briani* dans la plupart des catégories de dimension. On note que les classes intermédiaires affichent les valeurs les plus hautes chez *D. extensus*, tandis qu'*E. briani* tend à présenter des intensités plutôt modérées dans ces mêmes catégories. Cependant, dans les classes de taille les plus grandes, l'intensité moyenne de *E. briani* augmente considérablement, atteignant son maximum et surpassant largement celle de *D. extensus*. Dont ce dernier est dominant en termes d'intensité moyenne dans la majorité des classes de taille, tandis qu'*E. briani* se démarque par une intensité moyenne très élevée dans la classe de taille la plus grande.

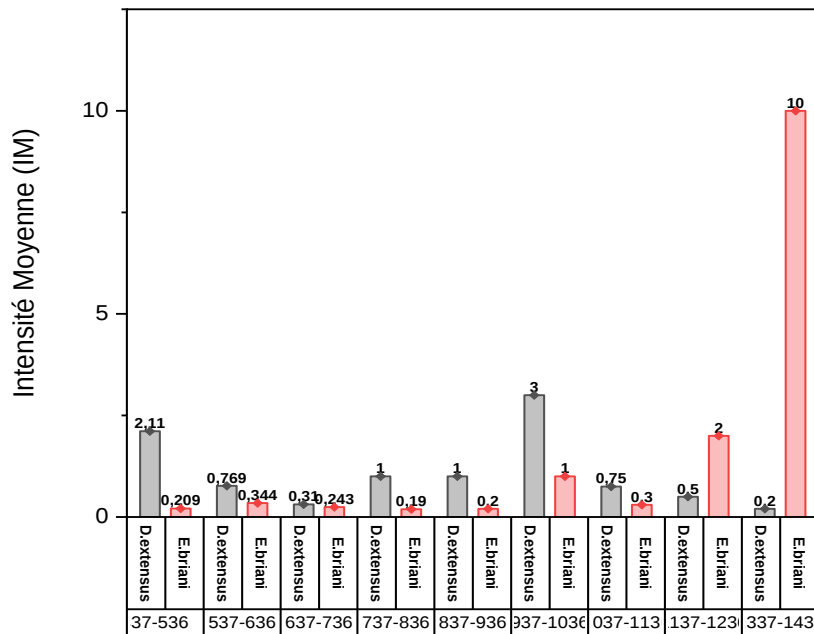


Figure 87. Comparaison de l'intensité moyenne de *D. extensus* et *E. briani* selon les classes de taille de l'hôte.

Le graphique ci-dessous (**Fig. 88**) représente la régression linéaire entre les prévalences des deux parasites branchiaux, *Dactylogyrus extensus* et *Ergasilus briani*, dans le but d'examiner la corrélation de ces deux espèces parasitaires chez *Cyprinus carpio*.

L'étude statistique révèle une corrélation parfaitement positive entre les deux parasites, illustrée par l'équation de la droite de régression ci-après : $y = 1.00x + 0$, où : y symbolise la prévalence de *E. briani*. Ces observations indiquent qu'il y a un lien étroit entre la répartition des deux parasites dans l'environnement examiné.

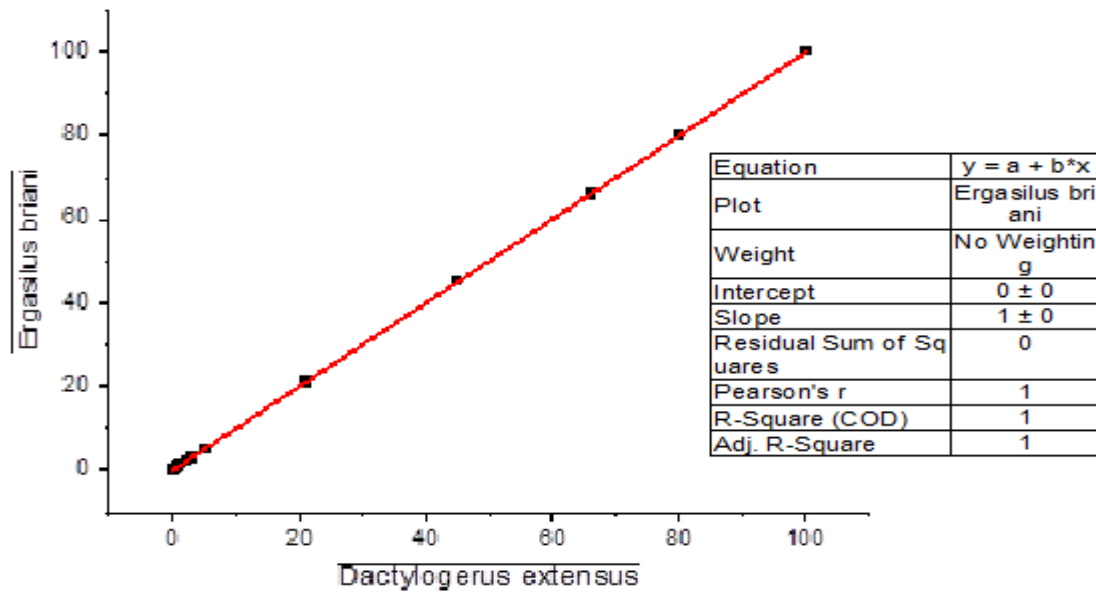


Figure 88. L'effet du poids sur la relation de *Dactylogerus extensus*- *Ergasilus briani* chez *Cyprinus carpio*

5.5 Relation entre les indices des infestations parasitaires et les biomarqueurs de stress oxydatif

Une analyse de corrélation de Pearson a été effectuée pour examiner les liens entre divers biomarqueurs du stress oxydatif et les indices d'infestation par des parasites. La (**Fig. 89**) présente une matrice de corrélation qui révèle diverses associations significatives, qu'elles soient positives ou négatives.

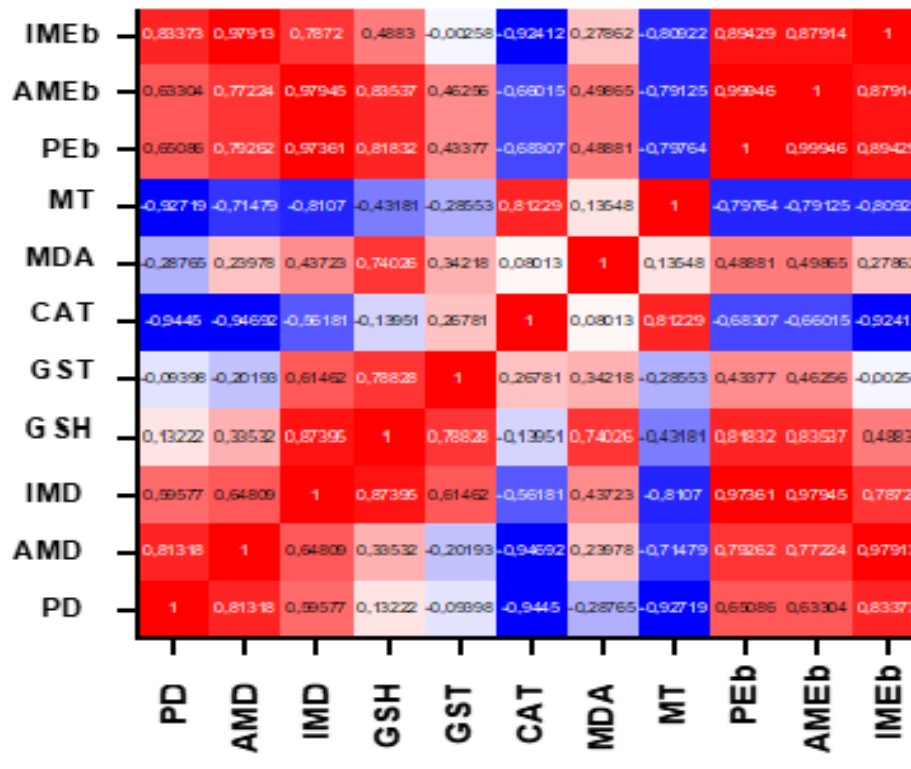


Figure 89. Corrélations de Pearson entre les biomarqueurs et l'infestation parasitaire.

Nous avons observé une corrélation négative forte entre la prévalence, l'abondance moyenne et l'intensité moyenne du parasite *D. extensus* et les activités CAT et MT ; ($R^2 = -0.94 \pm 0.71$), des corrélations considérables à modérées entre l'intensité moyenne chez *D. extensus* et les activités GSH, GST et MDA avec respectivement ($R^2 = 0.87$; 0.61 et 0.43), une forte relation inverse pour la prévalence, l'abondance moyenne et l'intensité moyenne chez le parasite *E. briani* en lien avec les activités CAT et MT ; ($R^2 = -0.92 \pm 0.66$), des corrélations significatives à un niveau moyen pour la prévalence, l'abondance et l'intensité chez le parasite *E. briani* ainsi que l'activité GSH, avec des coefficients de détermination respectifs ($R^2 = 0.81$; 0.83 ; 0.48) et une corrélation moyenne à propos de la prévalence, de l'abondance moyenne chez le parasite *E. briani*, ainsi que de l'activité GST ($R^2 = 0.43$; 0.46), et de l'activité MDA ($R^2 = 0.48$; 0.49).



Discussion

1. État physico-chimique de l'environnement aquatique

L'eau provenant des rivières, des estuaires et des lacs naturels, considérée sous l'angle de la quantité, de la qualité et de la distribution géographique, ne satisfait plus les exigences humaines. Pour résoudre ce problème, de nombreux barrages ont été érigés à travers le monde. La construction et l'exploitation de ces structures ont des conséquences physiques, chimiques et biologiques sur les cours d'eau. Ces phénomènes entraînent des conséquences positives et négatives, comme la gestion des inondations, la production d'énergie hydroélectrique, l'approvisionnement en eau pour l'agriculture et l'eau potable. Ils ont également une forte incidence sur l'écosystème aquatique, y compris les changements dans la qualité de l'eau qui sort (**Khonok et al., 2021**).

-La température

La température de l'eau est un élément écologique essentiel influant sur divers processus vitaux chez les poissons (**Gao et al., 2014**). Selon une étude menée par (**Preece et Jones 2010**), des températures basses de l'eau pourraient diminuer le taux de succès reproductif des poissons en aval.

Les réservoirs, tout en favorisant l'utilisation des ressources aquatiques, peuvent réduire leurs impacts négatifs sur les écosystèmes de rivière grâce à une gestion écologique soigneusement planifiée. D'un point de vue technique, les éléments clés de l'exploitation écologique des réservoirs comprennent la satisfaction des besoins écologiques en eau, la mise en oeuvre d'une alimentation en eau écologique, l'amélioration de la qualité de l'eau des rivières, la régulation du processus eau-sédimentation, le soutien à la reproduction des poissons et l'atténuation de l'impact de la température de l'eau des réservoirs (**Dbska et al., 2021**).

Dans notre zone d'étude, la température de l'eau a été enregistrée tout au long de l'année 2022. Les valeurs les plus faibles sont notées en janvier et février 9-10 °C, coïncidant avec la saison hivernale. On note une montée graduelle qui débute en mars, culminant à environ 15–16 °C au printemps. Les températures durant l'été (de juin à août) se maintiennent autour de 17–18 °C et elle atteint son pic durant l'automne, spécifiquement en octobre et novembre 18,5 °C, avant de fléchir en décembre 11 °C. Sur les trois sites suivants, la côte oranaise, Ain Defla et Hadjadj (**Rouane-Hacene, 2013**) a observé des fluctuations de température variant entre 16,33°C en saison hivernale et 30,67°C durant l'été (**Zerarguia et al., 2022**) a montré que la variation saisonnière de la température dans deux stations d'échantillonnage du golfe d'Annaba était de 14.20°C en hiver et 27.24°C durant l'été. (**Khélifi-Touhami et al., 2006**) ont trouvé que la température journalière de l'eau en surface de l'estuaire de Mafrag dans la région de Annaba s'élève de 4 à 10 °C en fonction de la saison. Toutefois, le cycle des marées tempère les

variations diurnes de température, la basse mer du matin a été marquée par des températures hautes sur toute la colonne d'eau. Vers la fin de l'après-midi, la température verticale est affectée par la marée haute, s'abaissant d'environ 7 °C et devenant uniforme dans l'ensemble de la couche d'eau.

Des recherches précédentes ont aussi démontré que des températures et les pollutions métalliques élevées peuvent conduire à des taux métaboliques standard accrus chez les poïkilothermes. Cela implique que si ces derniers soumis à des températures élevées et à des métaux nocifs pourraient se retrouver face à une problématique : une augmentation de la demande en énergie couplée à une capacité aérobie diminuée pour produire de l'ATP. Toutefois, les processus qui entraînent des hauts taux métaboliques standard chez les poïkilothermes exposés aux métaux restent mal connus et l'on ne sait pas si une sollicitation énergétique renforcée peut être en partie compensée in vivo (par exemple, via une amélioration de la quantité ou de l'efficacité mitochondriale) (**Cherkasov et al., 2006**).

-O₂ dissous

Sous l'effet du rayonnement solaire, l'ozone peut se former dans l'eau à partir de l'oxygène. Même si, dans cette situation, on ne s'attend pas à des niveaux élevés d'ozone, la concentration locale peut être suffisamment importante pour provoquer un stress oxydatif. Les stations de traitement des eaux peuvent exposer les biotes aquatiques à l'ozone. Dans des études expérimentales, l'exposition des globules rouges (GR) de la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* à l'ozone a provoqué une hémolyse, la création de méthémoglobine et l'oxydation lipidique des membranes des globules rouges (**Fukunaga et al., 1999**).

La distribution des hydrobiontes est largement influencée par la température et la disponibilité en oxygène. On peut raisonnablement supposer qu'une hausse des niveaux d'O₂ stimule la production de ROS, du fait que la probabilité pour les électrons de quitter les chaînes de transport d'électrons pour se lier à l'oxygène moléculaire augmente. Toutefois, les organismes disposent de mécanismes adaptatifs spécifiques pour éviter les effets néfastes d'une concentration élevée d'oxygène dans leur environnement. Sur le plan comportemental, ils ont la capacité d'éviter les zones où l'oxygène est saturé, tandis que sur le plan physiologique, ils peuvent diminuer leur faculté à puiser l'oxygène dans leur environnement (**Lushchak, 2011**).

Un des défis majeurs concernant l'utilisation et l'environnement des barrages-réservoirs est la prédiction de la qualité de l'eau et de son flux durant leur exploitation. L'eutrophisation, caractérisée par une prolifération de nutriments dans l'eau, conduit à un déclin significatif de la teneur en oxygène dissous et de la qualité de l'eau. Elle entrave également la capacité de l'écosystème fluvial à satisfaire divers besoins environnementaux, mettant ainsi en péril la faune

aquatique en aval. Ce processus dégrade la qualité de l'eau et amplifie le dépôt de sédiments dans le réservoir en stimulant la prolifération des algues et des végétaux aquatiques, diminuant par conséquent le volume d'oxygène dissous dans l'eau (**Oliveira et al., 2020**).

Un abaissement du taux d'oxygène peut réduire le danger de génération de radicaux libres au sein des organismes. C'est généralement le cas, mais dans ce contexte, nous étudions l'induction du stress oxydatif. Il peut sembler bizarre, mais curieusement, une réduction des niveaux d'oxygène dans l'environnement peut aussi provoquer un stress oxydatif. Dans le foie des poissons rouges, l'activité de la SOD et de la catalase a été stimulée par une exposition à l'anoxie (**Lushchak et al., 2001**).

Les pics d'oxygène dissous ont été notés en février 116%, suivis de près par novembre et décembre avec 112%. Cependant, les plus basses concentrations d'oxygène dissous ont été notées durant les mois les plus chauds, particulièrement en août et septembre, période durant laquelle ces valeurs descendent aux alentours de 102-104 %. On constate une remontée graduelle des niveaux d'oxygène dissous au cours de l'automne, Nos observations indiquent des concentrations quasi-identiques tout au long de l'année 2022, avec seulement de petites variations (10%), dues à la longue période de sécheresse qui a perduré pendant 10 mois. Ces faibles concentrations d'oxygène dissous sont comparables à celles de (**Bouzenda, 2017**), qui a trouvé aussi une faible oxygénation en période estivale liée à la forte élévation de la température, ainsi la teneur des eaux en oxygène dissous est corrélée négativement et significativement avec la température. Dans la recherche de (**Louiz et al., 2017**) dans une installation positionnée au croisement de la lagune de Ghar El Melh et de la mer dans la région de Tunisie. En effet l'oxygène dissous est affecté par divers éléments tels que l'aération, la température, le processus de photosynthèse, la décomposition des matières organiques, la respiration, la salinité, la pression et d'autres facteurs (**Yadav et al., 2023**).

-La turbidité

L'indice de turbidité constitue un paramètre essentiel pour évaluer la qualité de l'eau dans les rivières, ruisseaux, lacs, mers et bassins versants. Elle représente donc un élément crucial pour les recherches environnementales et la santé publique (**Lambrou et al., 2012**).

La turbidité est une évaluation de la clarté de l'eau, associée à la dispersion de la lumière par les particules qui y sont présentes. Étant donné la complexité de mesurer directement la diffusion de la lumière, on utilise fréquemment la néphélométrie, qui consiste à évaluer de manière comparative la diffusion de la lumière sur un intervalle d'angles limité en comparaison au faisceau lumineux initial. Habituellement, les néphélomètres évaluent la diffusion latérale à des angles autour de 90°. Le rapport entre la diffusion latérale et la diffusion totale est

généralement stable, et il existe une corrélation numérique assez forte entre la turbidité néphélométrique et le coefficient de diffusion (**Effler, 1988**). Les particules en suspension, tout comme d'autres composants majeurs qui absorbent la lumière tels que la matière organique dissoute et l'eau elle-même, diminuent la quantité de lumière atteignant les objets submergés tout en fournissant l'énergie indispensable à la photosynthèse des végétaux. Il est probable que les changements dans la façon dont la lumière pénètre les volumes d'eau aient un impact significatif sur les écosystèmes aquatiques, du fait de leur effet sur l'absorption d'énergie par photosynthèse des plantes aquatiques (**Kirk, 1994**).

Nos enregistrements montrent que le niveau de turbidité était au plus bas en janvier (3,2 NTU), puis a connu une montée progressive jusqu'à mars-avril (4,4 NTU), période à laquelle la turbidité est restée largement stable jusqu'en août. On observe une légère baisse en septembre-octobre. Cependant, les taux de turbidité atteignent leur maximum en novembre et décembre, avec un sommet d'environ 5,6 NTU en novembre. Ces informations sont étroitement corrélées tout au long de l'année 2022, ces résultats ressemblent à celles de (**Benzineb et Tchaker 2019**) qui ont découvert des valeurs inférieures à la norme de 5 NTU à Oued El-Djir et 0,38 NTU dans la région de Médéa. Selon (**Davies-Colley et Smith 2001**), les propriétés optiques, physiques et chimiques des particules en suspension peuvent grandement fluctuer d'un plan d'eau à un autre, ou même au sein d'une même étendue d'eau (mélange imparfait). Les propriétés optiques des particules aquatiques, ainsi que d'autres éléments cruciaux de leur comportement dans l'environnement, comme leur vitesse de sédimentation, sont déterminées par la taille, la forme et la composition des particules. Ces repères peuvent fournir une perspective supplémentaire sur les marges de tolérance pour la vie aquatique

-pH

Les valeurs mesurées dans notre barrage varient entre 7,73 et 7,79, indiquant une légère alcalinité de l'environnement. Le mois d'avril enregistre le pH le plus bas 7,74, alors que les pics de valeurs sont notés en janvier, septembre et octobre 7,79. Bien que ces fluctuations soient minimales, la constance du pH pendant toute l'année 2022 est un signe de la qualité du milieu aquatique, diminuant le danger de stress physiologique chez les poissons. Nos résultats sont similaires aux résultats de (**Mezhoud et al., 2021**) dont les valeurs du pH varient entre 7,78 et 8,05 au niveau de la ferme Titeri aquacole -Médéa durant toute la période d'étude. Ces références peuvent offrir un aperçu complémentaire des marges de tolérance de 6,5 à 9,5 établies par (**WHO, 1993**) pour les organismes aquatiques.

Selon (**Menon et al., 2023**), des variations du pH peuvent causer du stress chez les poissons et réduire leur immunité contre les maladies. De nombreuses espèces de poissons

favorisent un pH situé entre 6,5 et 9,0 ; certaines sont capables de supporter une gamme plus étendue. Un pH trop bas peut nuire aux branchies, à la peau et aux yeux des poissons en bouleversant leur équilibre ionique délicat. Toutefois, un pH trop élevé (alcalinisé) peut entraver l'absorption d'oxygène par les poissons, engendrant du stress et potentiellement la mort. On a observé que l'intoxication aiguë à l'ammoniac entraîne des dysfonctionnements neurologiques chez les poissons.

Les fluctuations de pH provoquent un stress oxydatif chez les espèces aquatiques, influençant leur développement et leur croissance, leurs fonctions physiologiques, leur système immunitaire ainsi que leurs changements moléculaires. Ceci peut conduire à une accumulation de stress oxydatif. La présence d'ions hydrogène dans l'eau détermine son caractère acide, alcalin ou neutre ; cet aspect est crucial pour juger la qualité de l'eau (**Boyd et al., 2011**).

-La conductivité

Selon (**Rodier et al., 2009**) La conductivité évalue l'aptitude de l'eau à transporter le courant entre deux électrodes métalliques et l'évaluation de la conductivité offre une estimation rapide mais très imprécise de la minéralisation de l'eau et permet de surveiller son développement (**Tab. 20**).

Tableau 20 : Rapport entre la minéralisation et la conductivité électrique (Rodier, 1996**).**

Conductivité électrique	Taux de minéralisation
0-100 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation très faible
100-200 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation faible
200-333 $\mu\text{S} / \text{cm}$	Minéralisation moyenne
333-666 $\mu\text{S} / \text{cm}$	Minéralisation moyenne accentuée
666-1000 $\mu\text{S} / \text{cm}$	Minéralisation moyenne importante
> 1000 $\mu\text{S} / \text{cm}$	Minéralisation élevée

Il existe un lien entre la condition corporelle et la conductivité de l'eau chez certaines espèces de poissons d'eau douce, tels que la truite fario *Salmo trutta*, le naseux noir *Rhinichthys atratulus* (Hermann) et le bar tacheté *Micropterus punctulatus*. La conductivité de l'eau ici est utilisée comme indicateur substitutif de la productivité aquatique. Si cette relation était omniprésente dans toute l'aire de répartition d'une espèce et pertinente pour plusieurs

espèces, elle serait très bénéfique pour la gestion des pêches en eau douce pour évaluer le développement des poissons selon les conditions environnementales (**Copp, 2003**).

Les résultats de notre étude indiquent une conductivité varie entre 1004 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (minimum enregistré en mai) et 1013 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (maximum enregistré en janvier et décembre). Ces valeurs sont comparables à celles relevées par (**Bouteldjaoui, 2024**), qui a observé une variation significative de la conductivité électrique allant de 961 à 3554 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans la zone de Hassi bahbah-Ain Ouessara.

D'après (**Rodier et al., 2009**), une conductivité dépassant 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ est perçue comme un signe d'une forte minéralisation. Par conséquent, les valeurs recueillies dans cette recherche placent l'eau dans la catégorie à haute charge ionique. (**Menai et Noui 2018**) ont observé une minéralisation moyenne importante, dont la conductivité électrique était de 820 ± 832 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans les barrages de Boukourdane et Kef eddir dans la région de Blida.

-La matière Organique

Les écosystèmes de lacs et de réservoirs reposent sur les apports en matière organique autochtone et allochtone comme source d'énergie. La génération de matière organique par les algues et les macrophytes aquatiques par photosynthèse représente la contribution indigène en matière organique. La matière organique allochtone provient de l'extérieur de l'écosystème et est apportée par les précipitations, les dépôts secs, les eaux souterraines, le transport latéral ainsi que les cours d'eau et ruisseaux affluents. La structure du réseau trophique et la productivité secondaire potentielle des lacs et réservoirs sont influencées par la quantité et la qualité de la matière organique apportée, ainsi que par le rapport entre les contributions allochtone et autochtone (**Groeger et Kimmel 1984**).

Les réservoirs en Algérie connaissent des variations de profondeur significatives, à cause de taux de sédimentation importants. Ces fluctuations sont particulièrement prononcées dans les régions arides et semi-arides, connues pour leurs hautes concentrations en matières en suspension issues de l'érosion du sol le long de la zone riveraine (**Tadrist et al., 2016**).

Les petites particules organiques constituent un élément nutritif crucial pour les consommateurs primaires, comme les collecteurs de filtrage, qui à leur tour nourrissent les prédateurs. Ainsi, toute modification du transfert et de la décomposition de la matière organique dans les cours d'eau entraînerait des changements dans la configuration du réseau trophique et le flux énergétique (**Mendoza-Lera et al. 2012**). L'évaluation de l'impact des perturbations sur la santé écologique des écosystèmes lotiques est facilitée par l'étude du processus de décomposition de la matière organique (**Castela et al., 2008**).

Les niveaux de matière organique observés dans le barrage de Bekhadda restent dans des fourchettes normales qui varient entre $4.5 \pm 5.2 \text{ mg/l}$ pour durant toute la période d'étude, n'indiquant pas de pollution organique significative. Ces observations concordent avec un environnement plutôt sain et peu affecté par des rejets d'origine humaine, contrairement au **(Madene et al., 2023)** qui a trouvé une grande variation saisonnière dans la quantité de la MO qui varie entre 0,3 et 18,50 mg/L dans le Barrage d'OuledMellouk dans le nord-ouest de l'Algérie, dont la plus grande concentration était durant l'été par rapport aux autres saisons de l'année. Nos résultats restent faibles par rapport au barrage de Ghrib dont **(Hamil et al., 2018)** ont trouvés que les niveaux moyens de matière organique se situent généralement autour de $8,01 \text{ mg L}^{-1}$, affirmant qu'elle constitue une source nutritive pour les êtres aquatiques.

-La teneur en métaux lourds (Fe, Zn et Pb)

En raison de l'urbanisation accélérée et de l'expansion démographique, les rivières et les lacs sont devenus les principales ressources en eau pour les activités domestiques, industrielles et agricoles. Dans plusieurs nations, les secteurs de l'industrie, de la fabrication et de l'agriculture constituent les contributeurs majeurs à l'expansion économique. Ces secteurs génèrent d'énormes quantités de déchets métalliques qui sont libérés dans l'écosystème **(Afroz et Rahman 2017)**.

Les métaux lourds font partie des contaminants chimiques les plus menaçants pour la santé humaine et l'environnement en matière de toxicologie, car des substances nuisibles comme les métaux lourds, provoquées par des activités anthropiques, s'accumulent chez les êtres vivants aquatiques via la chaîne alimentaire **(Ustaoglu et al., 2019)**.

L'excès des métaux lourds au-delà des seuils permis, peut provoquer des affections cérébrales comme la maladie de Parkinson et d'Alzheimer, des altérations de la composition du sang, des troubles développementaux et reproductifs, ainsi que des problèmes de santé touchant le fonctionnement d'autres organes comme les poumons, le foie et les reins **(Varol et al., 2017)**.

Au cours de l'année 2022 dans notre zone les teneurs en Fer total varient de $0.1077 \pm 0.150 \text{ ppm}$, atteignant un pic en octobre. Cette constance indique qu'il n'y a pas eu d'apports notables en fer au cours de cette période, qu'ils soient d'origine naturelle ou humaine, les taux du Pb varie de $0.111 \pm 0.114 \text{ ppm}$. On ne constate aucun pic soudain, ce qui élimine la possibilité d'une contamination accidentelle ou sporadique. Les taux du Zinc oscillants entre 0,15 ppm en début d'année et 0,16 ppm à partir d'avril. Cette variation minime ne reflète aucun trouble significatif de l'environnement aquatique. Cette hausse modeste pourrait être due à des changements temporaires dans le réseau ou à des fluctuations naturelles sans conséquence notable. Il ne paraît pas que des activités industrielles ou des rejets aient eu un impact sur les

niveaux observés. D'après les Directives sur la qualité de l'eau potable, émises par l'Organisation mondiale de la santé (OMS), les concentrations autorisées de Fe, Pb et Zn dans l'eau destinée à la consommation humaine sont respectivement comme suit : 0.3ppm, 0.010ppm, 3ppm (OMS, 2017), donc il convient de souligner que toutes les valeurs décelées demeurent largement inférieures aux seuils établis par les standards internationaux pour l'eau potable, signifiant qu'il n'existe aucun danger sanitaire ou environnemental lié à la teneur de ces métaux dans la zone de notre étude.

Les résultats obtenus par (Khelfaoui *et al.*, 2022) indique que les eaux de surface de la rivière El-Souk et les eaux souterraines issues des fuites minières sont les plus contaminées. Dans les eaux d'El-Souk, la contamination par le Fe, le Zn est supérieur à celle des eaux souterraines issues de sources polluées. Les niveaux de concentration maximaux pour le Fe sont 84mg/l et 78 mg/l pour le Zn. En outre, les concentrations de Pb sont plus importantes dans les eaux souterraines contaminées par les fuites minières comparativement aux eaux superficielles de la rivière El-Souk. Les niveaux maximaux relevés dans les eaux de source polluées par le Pb sont 36 mg/l. (Krika et Krika, 2018) ont cité la concentration de Zn dans la rivière Djendjen, située au nord-est de l'Algérie, qui était de $17.9 \pm 0.01 \mu\text{g/l}$ pour l'eau et $196.51 \pm 4.73 \mu\text{g/g}$ pour les sédiments et ils ont comparé ces valeurs avec celles obtenues par autres recherches, dont les mesures de Zn dans les eaux examinées étaient de $2.13 \mu\text{g/l}$, $40 \mu\text{g/l}$ et $332 \mu\text{g/l}$ pour leurs zones d'études.

(Benhaddya *et al.*, 2020) ont évalué la pollution aux métaux lourds dans les eaux de surface et souterraines de la région d'Oued Righ (Algérie), dont les niveaux de plomb dans les échantillons d'eau de surface varient entre 1,5 et 4,1 ainsi que de 0,2 à $4,33 \mu\text{g/l}$, tandis que pour les eaux souterraines, ils variaient de 0,08 à 5 et de 0,25 à $1,32 \mu\text{g/l}$ respectivement au sud et au nord de l'Oued Righ. L'échantillon d'eau souterraine prélevé à Touggourt a révélé la concentration de plomb la plus élevée, soit $5 \mu\text{g/l}$. Toutefois, aucune différence notable ($p < 0,05$) n'a été observée en ce qui concerne le plomb dans les échantillons d'eau collectés sur divers emplacements et les niveaux de Zn dans les prélèvements d'eau de surface varient entre 8,62 et $161,46 \mu\text{g/l}$ ainsi qu'entre 9,71 et $196,50 \mu\text{g/l}$. Pour ce qui est des eaux souterraines, ils variaient de 10,08 à $76,82 \mu\text{g/l}$ et de 1,30 à $146,87 \mu\text{g/l}$ à Touggourt, Djamaa et M'ghaier respectivement. Les échantillons d'eau de surface prélevés dans le canal de l'Oued Righ ont révélé la concentration la plus importante en Zn, atteignant $196,5 \mu\text{g/l}$. Les échantillons d'eau de surface prélevés à Djamaa et M'ghaier avaient des concentrations de Zn nettement plus élevées ($p = 0,0089$) comparativement à celles des eaux souterraines de Touggourt.

-Les coliformes totaux

Selon **(Delarras, 2003)**, les coliformes font partie de la famille des Enterobacteriaceae, il s'agit de bactéries Gram négatif, non sporulées, aéro-anaérobies ou anaérobies facultatifs qui peuvent se reproduire en présence de sels biliaires et fermenter le lactose en générant du gaz à une température comprise entre 35 et 37 °C.

Durant toute la durée de l'étude, le taux moyen de coliformes totaux fluctue entre 190 et 567 micro-organismes/100 ml dans l'eau du barrage, signalant une augmentation de la pollution fécale. Ces normes relatives à l'eau potable précisent qu'aucun coliforme total ne doit être présent dans 100 ml d'eau. Même si les coliformes totaux ne sont pas directement dangereux, leur détection peut indiquer une possible contamination de l'eau et signaler un potentiel risque de présence de bactéries nuisibles comme *E. coli*, même si ces chiffres dépassent les normes fixées par **(WHO, 2022)**, qui autorise 0 germes pour 100 ml d'eau, ils soulignent la présence d'un risque microbiologique grave à l'heure actuelle. Cela rend l'eau impropre à être utilisée pour des fins sensibles sans un traitement adéquat préalable. Nos résultats sont similaires à **(Boutahraoui, 2017)** qui a trouvé une charge moyenne en coliformes totaux dépasse les 300 germes/100 ml dans les eaux de surfaces Barrage Boukourdane (tipaza). Cependant **(Bechaa Hayat et Liacha Bisma, 2022)** ont marqué une absence totale de ces germes dans le barrage de Bouhamdane dans la région de Guelma.

-Les Entérocoques n/100ml

Les agents pathogènes entérocoques peuvent pénétrer dans les eaux pluviales et, à terme, dans les eaux de surface par le biais de fuites dans les réseaux d'égouts, de débordements de stations de pompage d'égouts et du rejet d'eaux usées traitées dans les habitats aquatiques **(Ritter et al., 2002)**.

On observe une variation saisonnière marquée des concentrations d'entérocoques entre 7 ± 14 n/ml dans l'eau de barrage pour toute l'année d'étude. Contrairement à une analyse phénotypique des souches bactériennes prélevées dans le lac Tonga dans la région d'Eltarf qui a permis de révéler la présence de 22 espèces réparties sur 16 genres et cinq familles distincts avec un pourcentage de 59,1 %, la famille des entérobactéries était prédominante **(Loucif et Chenchouni, 2024)**. Selon **(Adhikary et al., 2024)** la limite acceptable d'entérocoques dans le CTA est fixée à ≤ 200 UFC/100 mL. **(Badgley et al., 2010)** ont prouvé que la végétation présente dans un milieu aquatique peut considérablement faire augmenter le nombre d'entérocoques susceptibles de persister à travers l'habitat entier. En plus de constituer un support pour le groupe bactérien, la végétation aquatique encourage une densité élevée de bactéries dans l'environnement. Il semble crucial que les biologistes et les gestionnaires de la qualité microbienne de l'eau approfondissent leur compréhension des interactions entre la flore

aquatique et les bactéries, qui semblent être des phénomènes significatifs. Ces conclusions mettent en évidence la nécessité d'un contrôle microbiologique constant, surtout de mai à octobre, pour prévenir toute transgression des niveaux critiques et maintenir la qualité sanitaire de l'environnement aquatique.

- Les bactéries sulfito-réductrices n/20ml

Les informations relatives aux bactéries sulfito-réductrices révèlent une stabilité remarquable au cours de l'année 2022, affichant un niveau constant de 1 spore/20 ml sur une durée de 11 mois, avec seulement une légère hausse culminant à 2 spores/20 ml en juin. Ces résultats sont similaires à (**HaddidiBouteldja et Melek 2016**), qui ont trouvé une charge varie entre 2 à 3 spores pour les 03 stations étudiées dans le barrage de Zit-Emba dans la région de Guelma.

Selon le décret exécutif n° 11-125 du 22 mars 2011, publié dans le Journal Officiel de la République Algérienne (JORADP n° 18 du 23 mars 2011), la valeur maximale autorisée est fixée à 0 spores/20 mL d'eau. L'objectif de cette norme est d'assurer la salubrité de l'eau distribuée, en particulier pour éviter les dangers associés aux contaminations microbiennes cachées, et malgré que ces bactéries, n'ont été détectées qu'en très faibles quantités, ce qui témoigne d'une bonne qualité microbiologique générale dans le barrage de MechraaSfa, mais une surveillance particulière pourrait être nécessaire.

2. Croissance et santé des poissons

Dans notre étude, la longueur moyenne de la population était de $38,5 \pm 29,5$ cm et le poids moyen était de $832,85 \pm 320,0$ g. (**Hadjlaoui et al., 2022**) ont rapporté une longueur maximale de $58,5 \pm 12$ cm et un poids moyen de $2620 \pm 24,7$ g pour la carpe commune dans le réservoir de Sidi Saad en Tunisie. (**Askri et al., 2013**) ont observé une longueur moyenne de $47,8 \pm 13,8$ cm et un poids de $1275 \pm 40,9$ g dans le barrage de Dahmouni en Algérie. La relation longueur-poids pour l'ensemble de la population était $b = 1,2282$, la relation poids total-longueur totale était $b = 0,2471$ et le poids total-poids éviscéré était $b = 1,0891$. Cela indique que les carpes connaissent une croissance allométrique négative, ce qui signifie qu'elles grossissent plus vite en poids qu'en taille. Ce résultat concorde avec celui de (**Hadjlaoui et al., 2016**), qui ont rapporté toutes les valeurs de b inférieures à 3, et corrobore le résultat de (**Gasmi et al., 2023**), qui ont constaté que $b = 1$ pour la relation longueur-poids dans le lac Oubeira et $b = 2,235$ à Tonga. (**Özcan, 2008**) a rapporté que $b = 3,112$ dans la province de Hatay, en Turquie. Divers facteurs peuvent influencer la valeur de b dans la relation longueur-poids chez les poissons, tels que les conditions environnementales (température et salinité), le

sexe, la maturité gonadique, l'habitat, la saison, la nutrition et la localisation géographique (Froese, 2006).

Concernant l'effet du sexe sur les paramètres biométriques (poids et longueur), la valeur de p était supérieure à 0,05, ne montrant aucun effet important, probablement en raison de la sex-ratio asymétrique de 82 femelles pour 31 mâles ou de la structure par âge de la population. L'étude a mis en évidence une dominance des femelles sur les mâles, comme le rapportent (Dereli *et al.*, 2022), qui ont recensé 328 femelles sur 650 carpes communes dans le lac Marmara, en Anatolie occidentale, en Turquie. Cette supériorité numérique des femelles dans les captures pourrait s'expliquer par plusieurs facteurs, tels que les déplacements de recherche de nourriture, la croissance différentielle, les facteurs environnementaux et le taux de mortalité. (Mimeche *et al.*, 2015) ont constaté une sex-ratio biaisée en faveur des mâles de 76 %.

Le facteur de condition pour la présente étude était de $2,0476 \pm 1,2356$ pour l'ensemble de la population, indiquant une croissance asymétrique ($b \neq 3$). (Aera *et al.*, 2014) ont constaté que les poissons mâles et femelles de grande taille (31 à 60 cm) présentaient des facteurs de condition plus élevés et étaient en meilleure santé que les individus plus petits. Les variations saisonnières de l'indice gonadosomatique (IGS) étaient très importantes pour la population totale ($p = 0,000$, $F = 25,748$), et le sexe a montré une corrélation significative avec ce paramètre. Ces résultats concordent avec ceux de (Barakov *et al.*, 2024), qui ont identifié avril et mai comme les principaux mois de frai de *C. carpio* dans le réservoir de Kapchagay en 2022, l'activité gonadique diminuant progressivement jusqu'en octobre.

La variation saisonnière de l'indice hépatosomatique (IHS) était également très importante pour la population totale ($p = 0,000$, $F = 25,748$), bien qu'aucune corrélation significative n'ait été détectée avec le sexe ($p > 0,05$). Ces résultats contrastent avec ceux de (Sharma *et al.*, 2020), qui ont constaté des différences importantes ($p < 0,05$) dans les valeurs de l'IHS entre deux groupes d'âge pour les deux sexes.

La variation saisonnière de l'indice de profil est très significative, avec un $IP < 2,8$ indiquant un ralentissement très hétérogène de la croissance dans notre zone d'étude. Cela pourrait être dû à une alimentation insuffisante, à la présence de maladies ou à d'autres facteurs nécessitant une investigation plus approfondie dans le barrage. Cela coïncide avec les conclusions de (Hantanirina *et al.*, 2019), qui ont mené des recherches sur la carpe commune dans les zones de pêche de Madagascar.

Dans la recherche actuelle, aucune influence des paramètres physicochimiques n'a été trouvée sur les paramètres de reproduction, à l'exception d'une corrélation positive entre le pH et l'IGS ($r = 0,73$). Cela contraste avec les conclusions d'**(Agnes et Thirumathal, 2018)**, qui ont rapporté une corrélation négative entre le pH et l'indice gonadosomatique, ainsi qu'un effet positif de l'O₂ dissous sur l'IGS. Ceci est en accord avec l'étude de **(Siraj et al., 2016)**, qui ont également trouvé un effet positif de l'orthophosphate sur l'indice hépatosomatique ($r > 0,5$). De plus, ces résultats sont cohérents avec ceux d'**(Attal et al., 2023)**, dont les recherches menées au barrage de Ghrib, dans la région d'Ain Defla en Algérie, ont montré que le facteur de condition était négativement corrélé à la température de l'eau et de l'air. Les stratégies de reproduction spatiale et temporelle des poissons pourraient donc être des adaptations à certains facteurs environnementaux qui optimisent la survie des larves **(Fréon, 1988)**.

Le critère d'information bayésien (BIC) est conçu pour identifier systématiquement le véritable modèle, en supposant que l'un des modèles candidats représente le processus réel de génération de données. En revanche, le critère d'information d'Akaike (AIC) n'est pas asymptotiquement cohérent. Au lieu d'identifier précisément le véritable modèle, le AIC privilégie la précision prédictive et la simplicité du modèle, le rendant ainsi plus adapté aux prévisions à court terme. Il est intéressant de noter que, malgré leurs fondements théoriques différents, le AIC et le BIC donnent souvent des classements similaires des modèles candidats **(Spiegelhalter et al., 2014)**.

L'approche bayésienne complète des statistiques, bien que performante, est souvent moins accessible aux biologistes en raison de sa complexité et de ses exigences de calcul élevées. En revanche, l'approche fondée sur la théorie de l'information, qui inclut le AIC et le BIC, est plus simple et plus performante en termes de calcul. D'un point de vue philosophique, le cadre bayésien suppose l'existence d'un véritable modèle, tandis que la perspective de la théorie de l'information se concentre sur l'identification du modèle qui se rapproche le mieux des données disponibles **(Katsanevakis, 2006)**.

Dans cette étude, tous les modèles de croissance ont affiché d'excellentes performances, avec des valeurs R^2 élevées comprises entre 0,958 et 0,959, indiquant qu'ils expliquaient 95,8 % à 95,9 % de la variation de la croissance observée des poissons. Cela suggère un bon équilibre entre l'adéquation et la complexité du modèle. Parmi eux, les modèles de Schnute-Richards et de Weibull ont obtenu le pouvoir explicatif le plus élevé, avec tous deux un R^2 de 0,9590, ce qui concorde avec les conclusions de **(Zhu et al., 2009)**.

L'erreur quadratique moyenne (RMSE) corrobore ces résultats, car elle quantifie l'écart moyen entre les valeurs observées et les valeurs prédites. Des valeurs RMSE plus faibles reflètent une meilleure précision du modèle. Dans ce cas, les modèles de Weibull (0,6741) et de Schnute-Richards (0,6742) ont présenté les erreurs les plus faibles, confirmant leur précision dans la modélisation des données de croissance.

Malgré cela, sur la base des critères de sélection des modèles statistiques, le modèle de Von Bertalanffy s'est révélé globalement le meilleur. Ce modèle a obtenu les valeurs AIC (-88,2844) et BIC (-79,9220) les plus faibles, ce qui en fait le choix le plus approprié pour modéliser la croissance de la Carpe commune dans le barrage de MechraaSfa. Cela contraste avec certaines études antérieures (**Katsanevakis, 2006 ; Haddon *et al.*, 2008**), qui ont noté que le modèle de Von Bertalanffy suppose une diminution linéaire du taux de croissance avec l'augmentation de la taille des poissons, une hypothèse qui ne reflète pas toujours la réalité biologique.

La courbe de Ford-Walford indique que la valeur de a est égale à 0,417, ce qui signifie que la croissance est allométriquement faible et ralentit avec l'âge de la Carpe commune du barrage de MechraaSfa.

3. Bioaccumulation des métaux lourds chez *Cyprinus carpio*

Un indicateur biologique est un organisme ou un groupe d'organismes qui, par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques, permet de manière pratique et fiable de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un éco-complexe et de détecter aussi rapidement que possible les modifications, qu'elles soient naturelles ou provoquées (**Markert *et al.*, 2003**).

L'accumulation de polluants dans un milieu aquatique a des conséquences directes et indirectes sur les êtres humains et la faune marine à travers le réseau trophique (**Naqviet *al.*, 2016**).

Il a été prouvé que les oligo-éléments métalliques comme le cadmium, le cobalt, le nickel et le plomb influencent directement les poissons et autres êtres aquatiques. La plupart des oligo-éléments métalliques font aussi office de toxines écologiques dont ils ont des conséquences plus préjudiciables sur la santé des organismes vivants, car ils ont la capacité de se déplacer rapidement d'un niveau trophique à un autre, ce qui peut entraîner une accumulation plus importante au sein de la chaîne alimentaire (**Ezemonye *et al.*, 2019**).

Les poissons ont la capacité de concentrer les métaux lourds dans leurs tissus à des niveaux plus élevés que ceux trouvés dans l'environnement, grâce à leur absorption via la surface des branchies, les reins, le foie et la muqueuse intestinale. L'organisme du poisson n'a pas la capacité de métaboliser certains métaux lourds toxiques, qui s'accumulent alors dans ses tissus mous, un phénomène amplifié par la bioamplification. Si les taux de pollution dans les tissus des poissons excèdent les limites autorisées, manger du poisson peut devenir dangereux pour la santé humaine. En effet, certains métaux comme le mercure, le chrome, le cadmium et l'arsenic peuvent nuire aux reins, au foie et au système nerveux. Ces organismes vivants et leurs écosystèmes subissent des impacts négatifs dus aux métaux lourds. Une fois relâchés dans les milieux aquatiques, leur non-biodégradabilité les fait persister longtemps dans l'environnement. Dans l'environnement aquatique, les métaux se répartissent dans la colonne d'eau, s'accumulent dans les sédiments et sont assimilés par les organismes vivants. Du fait des procédures de désorption et de remobilisation des métaux, les sédiments représentent une source durable de pollution pour les organismes aquatiques et la chaîne alimentaire (**Medeiros et al., 2012 ; Sneddon et al., 2017**). Ainsi, ces derniers peuvent compromettre la qualité de l'eau (par exemple, en diminuant les concentrations d'oxygène dissous et en augmentant l'acidité), altérer la géochimie des sédiments (par accumulation, adhésion aux particules fines, coprécipitation avec les oxydes de fer ou de manganèse et lessivage) et infliger des préjudices considérables aux activités physiologiques (comme la croissance, la respiration et la reproduction) des organismes, pouvant même mener à une mortalité extensive (**Ali et Khan 2018**).

Selon (**Wang et al., 2024**), la croûte terrestre est la source primaire de métaux lourds dans l'environnement. Ainsi, des processus et conditions naturels comme l'érosion, la décomposition des roches, les dépôts minéraux, les tempêtes de sable, l'activité volcanique, le soulèvement des sédiments, les sources d'eau, les incendies de forêt et les mécanismes biogéniques sont déterminants dans la captation et le déplacement des métaux lourds vers divers écosystèmes. Les actions humaines sont la source majeure de pollution par les métaux lourds et de leur diffusion. Parmi les principales sources, on trouve les activités industrielles comme la fabrication de batteries, l'extraction minière, la production de pigments et la création de plastique. Les méthodes agricoles, en particulier l'usage des eaux résiduaires pour l'arrosage, les produits chimiques et les fertilisants, participent aussi de façon notable à cette problématique. Parmi les autres sources, on compte la combustion de combustibles (comme le tétraéthyle de plomb), les gaz d'échappement des voitures, les tanneries, le placage électrolytique, l'extraction de l'uranium, les déversements de produits pétroliers et les boues issues du traitement des eaux usées. Les métaux lourds entrent dans les environnements

aquatiques par différents mécanismes, y compris les inondations, l'érosion, le lessivage et les actions humaines directes comme les rejets industriels et la gestion des déchets urbains. L'exploration pétrolière brute est aussi liée à une hausse des concentrations de métaux lourds dans les plans d'eau en raison de la pollution qu'elle génère (**Fig. 90**). L'accumulation de métaux dans les tissus piscicoles provoque un stress oxydatif via la génération de ROS tels que le peroxyde d'hydrogène, les radicaux superoxydes et les radicaux hydroxyles (**Eroglu et al., 2015**).

Même si l'individu peut supporter des niveaux assez élevés de ces métaux, une consommation excessive de Cu et de Zn peut tout de même entraîner des conséquences désastreuses pour la santé. Une exposition étendue au Cu et au Zn peut entraîner une irritation des yeux, ainsi que des céphalées, des douleurs abdominales, des vomissements et de la diarrhée. Par exemple, un apport excessif en zinc (> 40 mg/jour) peut entraîner des céphalées, des nausées, de la diarrhée et des spasmes abdominaux. Une exposition significative au plomb (Pb) peut avoir des conséquences néfastes sur l'homme, pouvant causer des dysfonctionnements du système nerveux, de la formation du sang dans le squelette, et même entraîner la mort (**Ahmed et al., 2015 ; Saha et al., 2016**).

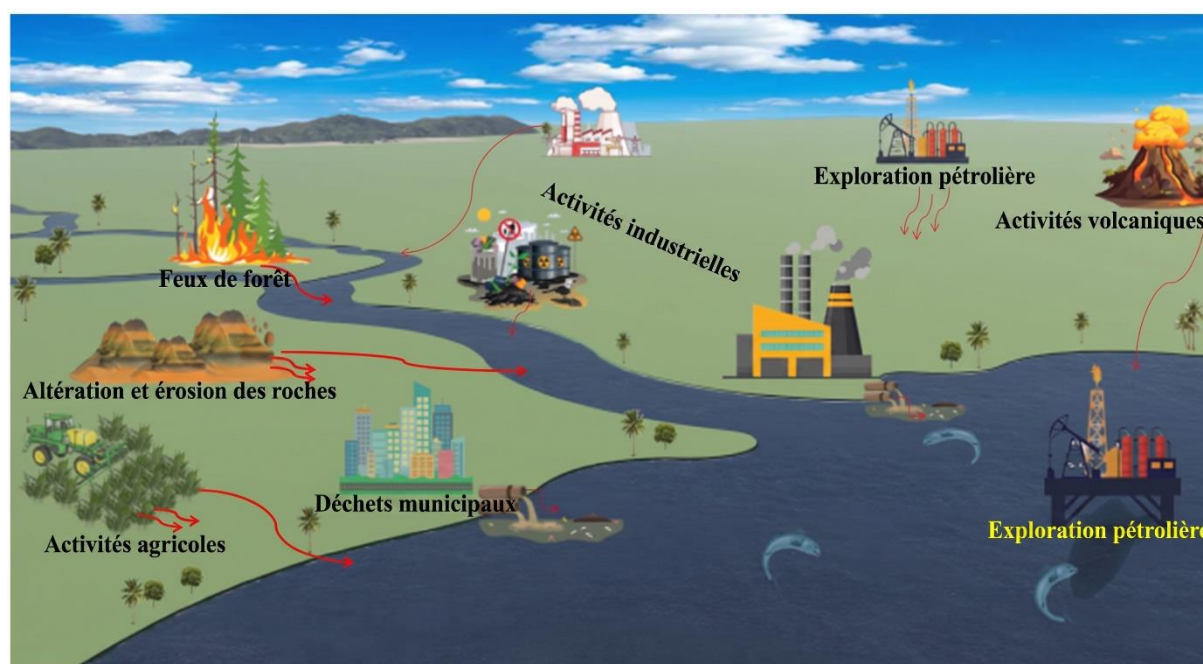


Figure 90. Sources de pollution par les ML et leur transfert dans l'environnement et l'eau (**Wang et al., 2024**).

Selon (**Lee et al., 2019**), l'exposition au plomb entraîne une multitude d'effets toxiques sur les poissons, perturbant leurs fonctions physiologiques et biochimiques. La bioaccumulation, parmi les diverses manifestations de toxicité dues à l'exposition au plomb, est

un indicateur des effets néfastes de ce métal. Les modèles d'accumulation causés par l'exposition au plomb sont influencés par les variations environnementales (eau douce ou eau salée) et les modes d'exposition (par voie hydrique ou alimentaire), de même que par ses attributs de liaison à l'oxygène, au soufre et aux groupes -SH présents dans les protéines. L'accumulation de plomb chez les poissons entraîne un stress oxydatif en produisant des ROS, et les réactions antioxydantes comme CAT, GST et GSH et TBARS chez ces poissons sont stimulées pour leur défense contre le stress oxydatif. La neurotoxicité chez les poissons est aussi causée par l'exposition au plomb, qui altère la fonction des neurotransmetteurs. Les effets toxiques modifient aussi les réponses immunitaires. Pour résumer, l'exposition au plomb chez les poissons entraîne des effets toxiques sur différents systèmes, et les signaux affectés par la toxicité du plomb peuvent servir d'indicateurs essentiels pour mesurer la toxicité du plomb dans les environnements aquatiques (**Fig. 91**).

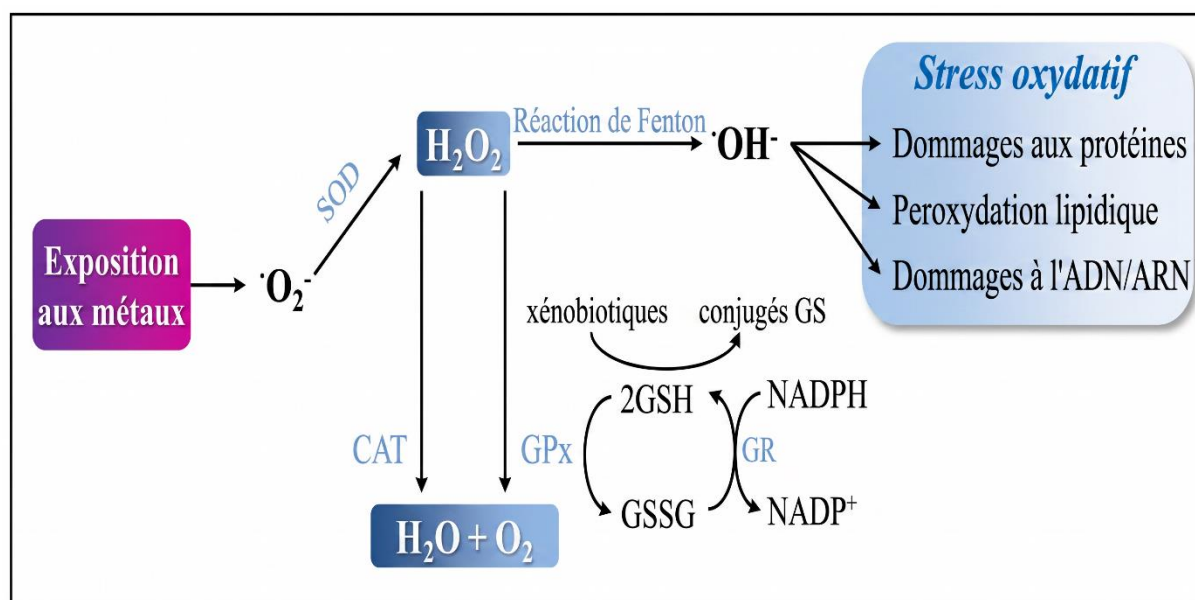


Figure 91. Mécanismes de stress oxydatif chez les poissons exposés aux métaux (**Lee et al., 2019**).

L'accumulation de plomb dans les muscles des poissons est un signe crucial de la sûreté alimentaire, étant donné que c'est le tissu le plus souvent consommé par l'homme. La concentration de plomb dans les muscles est bien moindre comparée à celle d'autres tissus. (**Zhai et al., 2017**). Ainsi, l'exposition au plomb peut provoquer des modifications structurales ou fonctionnelles des protéines, des variations dans l'expression génétique et des dérèglements dans les mécanismes de transduction et de réparation de l'ADN (**Richetti et al., 2011**).

Les poissons et d'autres vertébrés disposent de protéines qui se lient aux métaux, notamment les métallothionéines, dans leur foie. Ces protéines se fixent sur des métaux comme

le cuivre, le cadmium et le zinc, ce qui permet au foie de concentrer des niveaux de métaux supérieurs à ceux des autres organes (**Ploetz et al., 2007**).

Les résultats du présent travail se limitent uniquement au dosage des métaux suivant : Fe, Zn et Pb dans le muscle et le foie de *Cyprinus carpio* (selon la disponibilité de l'appareil de dosage SAA).

Les teneurs moyenne de Pb dans le muscle et le foie des échantillons examinés dans notre barrage sont respectivement 0ppm et 0,115±0ppm. Selon la présente analyse, les niveaux de plomb (Pb) détectés dans les muscles et les foies de *Cyprinus carpio* sont en dessous du seuil maximum fixé par la Commission Européenne et le Codex Alimentarius (**Union européenne, 2006**), qui est de 0,30 mg/kg poids humide (Règlement CE n°1881/2006), cette faible bioaccumulation du Pb indique une exposition à ce métal toxique de niveau modéré pour l'écosystème aquatique. Le fait qu'aucun seuil n'a été franchi est rassurant en termes de sécurité alimentaire pour le consommateur. Néanmoins, l'identification du plomb, même en quantités minimales, demeure source d'inquiétude en raison de sa capacité de bioaccumulation et de sa toxicité chronique, particulièrement sur le plan neurologique.

(**Taibi et Rguieg, 2021**) ont étudié la teneur en plomb dans le foie et le muscle de la Carpe commune provenant du barrage Bouggara, situé dans la région de Tiaret. Les résultats obtenus indiquent une concentration respective de 14.4±0.17mg/kg et 2.55±0.07mg/kg. Les valeurs enregistrées par (**Cherif et al., 2022**) indiquent les niveaux moyens de plomb détectés dans les filets (5,99 ± 3,19 mg/kg) et les gonades (5,87 ± 2,87 mg/kg) du Chinchard récolté dans la baie de Ghazaouet (côte méditerranéenne occidentale de l'Algérie). Dans la côte nord du golfe du Bengale (**Tahity et al., 2022**) ont indiqué des niveaux de Pb dans le foie et le muscle du barramundi sauvage et d'élevage étaient respectivement de 3,40±1,25mg/kg et 1,22±0,25mg/kg ces résultats sont presque similaires à celle de (**Alik et al., 2021**), dont les taux du pb dominant chez les mâles affichant un taux de 0,67 ± 0,06 mg/kg, chez le poisson *Merluccius merluccius* Linnaeus, 1758 dans le golfe de Béjaïa en Algérie.

(**Patra et al., 2001**) ont montré que les tissus hépatiques et rénaux sont des organes cibles des effets toxiques de l'exposition au plomb et ils présentent une importante accumulation de ce métal en cas d'exposition prolongée. Et ce que nous avons également constaté dans notre étude et dans des études précédentes.

Le fer (Fe) et le zinc (Zn) sont des oligo-éléments indispensables ; leur apport à l'organisme en quantités adéquates est nécessaire pour préserver les fonctions essentielles du corps humain (**Martinez-Ballesta et al., 2010**).

Des métaux tels que le fer, le zinc, le magnésium et le cobalt sont bénéfiques en faibles proportions puisqu'ils constituent certaines structures au sein des cellules. Toutefois, si la quantité limite est franchie, ils deviennent nocifs et peuvent porter préjudice aux organismes qui y sont exposés (**Naz et al., 2021**).

Ces éléments ont des fonctions différentes dans le corps humain, Le zinc est essentiel pour la croissance, le développement et la préservation d'os en bonne santé. Il favorise l'activité des ostéoblastes, freine la fonction des ostéoclastes et booste la synthèse des protéines osseuses, entraînant ainsi une augmentation de la masse et du développement osseux. Les individus souffrant d'ostéoporose montrent des niveaux de zinc dans le squelette plus bas que ceux observés chez les personnes en bonne santé. Par conséquent, une supplémentation en zinc pourrait être bénéfique pour la densité osseuse. Le fer est un élément faiblement associé non hémique des enzymes procollagènes, indispensables pour l'hydroxylation de la proline et de la lysine lors de la biosynthèse des précurseurs du collagène. Un manque de fer influence considérablement la densité minérale osseuse, le contenu osseux et la fragilité des os (**Yin et al., 2017**). Les poissons peuvent assimiler le fer contenu dans l'eau par leurs branchies, leur peau ou leur alimentation. Une concentration élevée de fer soluble dans l'eau peut provoquer la cristallisation de ce métal à l'intérieur des branchies des poissons, conduisant ainsi à leur obstruction et à des problèmes respiratoires. Les animaux qui ingèrent des nourritures riches en fer peuvent montrer une croissance diminuée, une moins efficace conversion alimentaire, un rejet de nourriture, un taux de mortalité plus élevé et des dommages histopathologiques au niveau du foie, où l'organisme accumule un surplus de fer (**Gemaque et al., 2019**).

Les différents organes de la Carpe examinée montrent une concentration de Fer qui varie de 3.36 ± 0.22 ppm pour le muscle et de 10.602 ± 0.852 ppm pour le foie et les valeurs du Zinc ont été respectivement 43.814 ± 13.822 et 31.463 ± 13.705 ppm. Selon les travaux d'(**Aakre et al., 2020**) qui ont analysé les concentrations de Fe, Cu, Zn, Pb, Cd, Cr et Mn dans l'eau, les sédiments et le poisson du réservoir d'Ureje, c'est dans les échantillons de poisson qu'ils ont relevé les teneurs maximales en Zn (13,08 mg/g) et en Fe (2,10 mg/g), comparativement aux autres métaux lourds évalués. (**Almashhadany et al., 2020**) ont étudié divers échantillons de poissons prélevés sur les marchés locaux d'Erbil afin d'évaluer les concentrations de métaux lourds (Co, Cr, Cu, Mn, Ni et Zn). Les concentrations étaient de 0,03, 0,02, 0,07, 0,10, 0,03 et 2,90 mg/kg dans l'ordre.

Selon (**Mielcarek et al., 2020**), la teneur moyenne globale en Zn dans les échantillons de poisson non traité était de 11,1 à 10,6 mg/kg. Dans l'ensemble des échantillons bruts prélevés dans le district des lacs de Mazurie, la plus haute teneur en Zn a été détectée chez les

échantillons d'anguille (32,2 à 7,6 mg/kg), tandis que la concentration minimale a été notée chez le corégone commun (3,95 à 0,9 mg/kg). Des prélèvements effectués par **(Polak-Juszczak et Robak, 2015)** qui ont signalé des concentrations moyennes de Zn plus faibles dans l'anguille non traité dans la lagune de la Vistula et le fleuve Vistula et ont révélé des concentrations respectives de 22,5 2,5 mg/kg et 21,5 3,1 mg/kg de zinc dont la plus petite concentration de zinc chez les anguilles dans les échantillons collectés dans la lagune de Szczecin (19,4 3,5 mg/kg). Plusieurs travaux de recherches ont été mené en Algérie sur ce sujet comme celui de **(Kalakhi et al., 2023)** sur l'évaluation des métaux lourds chez les sardines (*Sardina pilchardus*, Walbaum, 1792) de la côte ouest algérienne. Les échantillons prélevés ont été examinés par spectrophotométrie d'absorption atomique en fonction du sexe et pour deux organes (gonades et branchies), pour tous les échantillons mâles et femelles, les concentrations de Zn et de Fe étaient respectivement les plus importantes ($1,00 \pm 0,406$ mg/kg en poids vif et $0,770 \pm 0,28$ mg/kg), tandis que celles du Cu étaient les moins élevées (0,017 mg/kg en poids vif) et ils ont observé aussi une concentration plus importante de Zn et de Cd dans les gonades, alors que le taux de Fe et de Pb était supérieur dans les branchies. Les mesures de zinc détectées dans l'étude de **(Belhoucine et al., 2014)** sur l'accumulation de métaux lourds via *Merluccius merluccius* dans la baie d'Oran, Algérie, dans les deux organes cibles ont montré une différence notable ($p < 0,05$), avec une prédominance d'un taux supérieur chez les femelles ($11,58 \pm 0,96$) et ($10,54 \pm 0,36$) respectivement dans le foie et le muscle. Aussi pour l'étude de **(Sabrine et Ahmed 2025)** sur la bioaccumulation de métaux traces (Zn, Cd, Cu, Pb et Fe) dans Boopsboops (Walbaum, 1792) de la côte ouest Algérienne, les concentrations en fer dans les organes reproducteurs des deux genres sont similaires, avec une mesure de $0,525 \pm 0,244$ mg/kg de poids vif chez les mâles et de $0,514 \pm 0,211$ mg/kg de poids vif chez les femelles. Dans les branchies, ils ont observé des concentrations plus élevées chez les femelles, à $1,067 \pm 0,202$ mg/kg de poids frais. Les femelles présentent des niveaux de plomb plus importants dans leurs gonades ($0,045 \pm 0,019$ mg/kg de poids frais) comparativement aux mâles ($0,028 \pm 0,021$ mg/kg de poids frais) avec une légère différence entre les sexes concernant les concentrations dans les branchies, mesurées à $0,051 \pm 0,017$ et $0,059 \pm 0,019$ mg/kg de poids frais. Les niveaux de zinc dans les gonades des individus mâles sont supérieurs ($1,62 \pm 1,091$ mg/kg de poids vif) à ceux des femelles ($1,121 \pm 0,637$ mg/kg de poids vif). Le taux de ce métal est plus élevé chez les mâles ($0,852 \pm 0,420$ mg/kg de poids vif) que chez les femelles ($0,756 \pm 0,318$ mg/kg de poids vif), s'accumulant davantage dans leurs branchies.

4. Évaluation du danger que représentent les métaux lourds pour la santé des consommateurs de *Cyprinus carpio*.

Si le THQ est inférieur à 1, l'individu concerné présente moins de risques d'effets néfastes ; si ce dernier dépasse 1, il y a un risque potentiel pour la santé (**Wang et al., 2005**). Nos observations révèlent des taux de THQ inférieurs à 1 avec ($\text{THQ}_{\text{Pb}} < \text{Zn} < \text{Fe}$). Ces résultats rejoignent ceux de (**Hossain et al., 2022**) qui ont étudiées quatre espèces de poisson crustacés marins dans une région côtière subtropicale. Les moyennes individuelles de THQ pour le plomb, le cadmium, le nickel, le cuivre et le zinc étaient respectivement de 0,641, 0,0216, 0,0125, 0,814 et 0,173. Le métal Ni présente la valeur THQ la plus importante. Tous les indices THQ sont inférieurs à 1, ce qui suggère qu'il n'existe aucun impact négatif sur la santé.

En outre, l'indice de danger (HI) a été établi pour chacun des métaux. Un indice de toxicité (HI) supérieur à 1 signale une toxicité possible ainsi que les menaces sanitaires associés aux métaux (**Liu et al., 2018**). Selon nos données, le foie présente un indice légèrement supérieur à celui du muscle, avec des valeurs approchant 0.115 pour le foie et 0.097 pour le muscle. Cependant, comme l'indiquait la citation précédente, cela ne pose aucun risque pour la santé humaine. Cela ressemble aux conclusions de (**Ahmed et al., 2024**) qui ont examiné la distribution des métaux nocifs dans deux espèces de poissons fréquemment consommées dans un écosystème de zones humides subtropicales estuariennes. Leurs conclusions montrent qu'*O. pama* avait un indice d'impact plus élevé que *L. bata*, mais que les deux ont été considérés comme sûrs à consommer.

Dans cette investigation, on a appliqué le coefficient de bioaccumulation (BAF) pour mesurer la capacité des poissons à concentrer les métaux présents dans leur milieu aquatique. Les mesures relevées pour le plomb (Pb), le fer (Fe) et le zinc (Zn) sont toutes en dessous du seuil de 1000, conformément à la classification suggérée. Selon (**Arnot et Gobas 2006**), une bioaccumulation négligeable est observée. Effectivement, ces auteurs estiment que les substances avec un facteur de bioaccumulation (BAF) inférieur à 1000 n'ont aucun potentiel de bioaccumulation, celles ayant un BAF entre 1000 et 5000 sont modérément bioaccumulables, alors que les substances avec un BAF supérieur à 5000 indiquent une bioaccumulation importante. L'application de ces limites à nos constatations nous permet d'établir que malgré la présence de traces métalliques dans les tissus des poissons, leur exposition chronique reste faible, et le danger écologique lié à la bioaccumulation demeure limité. Cette constatation est en accord avec les concentrations détectées dans l'eau et les tissus, et elle indique que l'écosystème examiné ne montre pas de contamination métallique préoccupante sur le plan trophique. Les conclusions de (**Younis et al., 2015**) indiquent les diverses valeurs de BAF

calculées chez les calmars et crustacés de la mer Rouge, sur la côte de Djeddah, Arabie Saoudite, qui sont exposées dans le **(Tab. 21)**. Ces résultats ressemblent à ceux que nous avons obtenus.

Notre étude a démontré que les niveaux de zinc (Zn) et de fer (Fe) trouvés dans les muscles et les foies des poissons examinés sont en dessous des seuils maximaux autorisés par les entités internationales responsables de la sécurité alimentaire. Selon les directives de la **(FAO/WHO, 1989)**, le taux maximal préconisé de zinc dans la chair du poisson est de 100 mg/kg sur base humide. Bien qu'il n'existe pas de limite spécifique établie pour le fer, des recherches recommandent une fourchette acceptable allant de 30 à 100 mg/kg pour les produits marins destinés à être consommés par l'homme. Donc cela signifie qu'il n'y a pas de risque toxicologique aigu pour les consommateurs humains en ce qui concerne ces deux métaux.

Tableau 21 : Les concentrations de BAF dans les types de crustacés et de calmars recueillis au port islamique de Djeddah, en Arabie saoudite, Mer Rouge ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec). **(Younis et al., 2015)**

Espèce	Zn (ug/g)	Pb (ug/g)
<i>Metapenaeus dalli</i>	10.439	0.193
<i>Parateuthis tunicata</i>	12.581	0.279
<i>Chtenopteryx sicula</i>	40.694	0.274
<i>Panulirus penicillatus</i>	32.008	0.428
<i>Portunus petagicus</i>	35.319	0.007
<i>Cyprinus carpio</i> (la présente étude)	135.602	0

5. Activation des biomarqueurs de détoxification par le stress oxydatif induit par les métaux lourds, et les paramètres de l'environnement

L'étude des biomarqueurs dans cette partie a été faite pour mesurer l'effet des stress environnementaux et des polluants chimiques sur les écosystèmes aquatiques. Les poissons, en tant que bioindicateurs, offrent de nombreux avantages : ils montrent une sensibilité aux polluants, ont la capacité de bioaccumuler les substances nocives et jouent un rôle central dans la chaîne trophique **(Van der Oost et al., 2003)**. L'évaluation de biomarqueurs offre des renseignements concernant la qualité et l'intensité de la pollution chimique, ainsi que sur l'état de santé des êtres vivants et des communautés dans les écosystèmes aquatiques. La surveillance

de biomarqueurs biochimiques chez les poissons semble particulièrement pertinente en matière de sensibilité, spécificité et précocité parmi les biomarqueurs. Ainsi, les biomarqueurs se présentent comme un complément aux évaluations classiques de bioindication sur les populations d'invertébrés in situ (**Flammarion et al., 2001**).

La biodiversité est aussi associée aux services écosystémiques qu'elle fournit à la société, tout comme à sa capacité à résister aux perturbations, y compris celles liées au changement climatique, les poissons en tant qu'organismes sentinelles, dresse un bilan de l'utilisation des biomarqueurs (réactions au stress, enzymes, perturbateurs endocriniens, traceurs trophiques, métabolites énergétiques et biliaires, indicateurs génotoxiques, modifications histopathologiques et comportementales, ainsi que marqueurs génétiques) dans le but de déterminer les origines et les conséquences des stress anthropiques sur la biodiversité des rivières méditerranéennes (**Colin et al., 2016**). Les avancées récentes en biochimie ont conduit à l'élaboration de divers biomarqueurs pour les recherches sur la pollution aquatique. L'enjeu réside dans le choix d'un nombre et d'une catégorie appropriés de biomarqueurs pour recueillir les informations les plus exhaustives et les plus crédibles tout en minimisant les coûts. L'emploi d'un ensemble de biomarqueurs est habituellement soutenu, car chaque indication positive renforce l'argument pour identifier un écosystème de mauvaise qualité. Néanmoins, des incertitudes peuvent demeurer concernant les réactions des biomarqueurs, dues à un manque d'information et/ou de maîtrise sur les multiples mécanismes potentiellement impliqués à l'échelle biochimique, cellulaire ou physiologique. Si l'on suppose que divers biomarqueurs peuvent se baser sur des chemins métaboliques comparables (**Stegeman et al., 1992**).

L'exposition à des niveaux sublétaux d'oligo-éléments métalliques peut provoquer du stress chez les poissons, qui tend à se déposer dans différents tissus et organes, y compris les branchies, les reins, le foie, la peau, les muscles, entre autres. Les poissons possèdent un système de défense pour gérer le stress induit par l'exposition aux oligo-éléments métalliques, en mobilisant plus d'énergie issue de leurs glucides, protéines et lipides. Les éléments traces métalliques comme l'As, le Cd, le Cr, le Cu, le Fe, le Hg, le Ni, le Pb et le Zn sont des composants actifs en redox qui participent à la création d'ROS. Ces derniers ont une importance cruciale dans certaines fonctions physiologiques chez les poissons (**Naz et al., 2022**).

Selon (**Naz et al., 2023**), Une surcharge d'ROS signale une perturbation dans leur production, entraînant un stress oxydatif qui finit par perturber la fonction cellulaire en altérant les lipides, les protéines et l'ADN. Des enzymes comme la superoxyde dismutase (SOD), la catalase (CAT), la glutathion S-transférase (GST) et des substances non enzymatiques telles que le glutathion réduit (GSH) joue un rôle crucial dans la préservation de l'équilibre dynamique

des ROS par le biais de détoxification. La SOD transforme les radicaux libres superoxydes en peroxyde d'hydrogène, qui représente la combinaison des électrophiles avec le GSH. Toutefois, les composés électrophiles (radicaux libres et ROS) ont aussi la capacité d'oxyder le GSH de façon non enzymatique en disulfure de glutathion. Une entrave à l'activité enzymatique peut provoquer une accumulation de ROS dans les tissus des poissons, conduisant à un stress oxydatif. Les espèces réactives de l'oxygène peuvent détériorer la membrane cellulaire par peroxydation des lipides, entraînant une génotoxicité due à des dommages sur l'ADN. On trouve une vaste quantité de données sur l'impact des oligo-éléments métalliques sur la physiologie de différentes espèces piscicoles. Néanmoins, cette recherche s'intéresse à l'effet de certains oligo-éléments métalliques sur des systèmes spécifiques chez les poissons, comme le système nerveux, le système de reproduction, etc (**Fig. 92**).

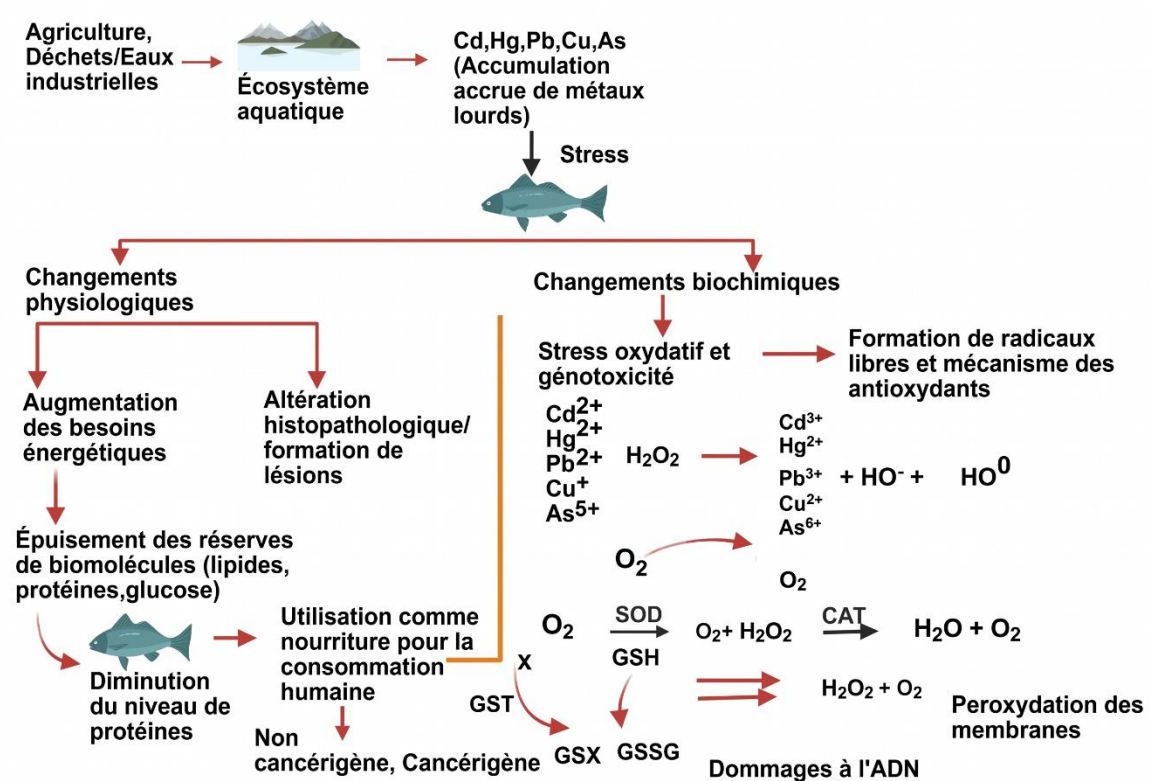


Figure 92. Effets des oligo-éléments métalliques sur la physiologie et la biochimie des poissons (Naz et al., 2023).

La température de l'eau a un impact considérable sur certains processus physiologiques chez les poissons, comme la croissance et le métabolisme (**Lermen *et al.*, 2004**). Des modifications de la température ambiante déclenchent une série de réactions comportementales et physiologiques chez un organisme ectotherme comme stratégies pour restaurer l'homéostasie (**Foss *et al.*, 2012**). Les poissons entrent en dépression métabolique en réaction à des températures de l'eau basses afin d'atténuer les effets de la température sur leur métabolisme.

Cela a des répercussions sur la performance au niveau de l'organisme dans son ensemble. (Alzaid *et al.*, 2015 ; Costa *et al.*, 2013).

Selon (Menon *et al.*, 2023), le secteur aquacole peut subir d'importantes pertes en raison des taux de mortalité élevés et de la diminution de la production due au stress thermique, ce qui affecte considérablement sa rentabilité. Par ailleurs, les conditions climatiques extrêmes peuvent accroître la susceptibilité des poissons aux maladies, ce qui amplifie les pertes économiques du secteur. Ainsi, la surveillance et le contrôle de la température de l'eau s'avèrent essentiels pour les pisciculteurs afin d'assurer des conditions idéales à la santé des poissons et d'éviter les pertes financières pour le secteur aquacole. On observe une liaison étroite entre la température de l'eau et sa concentration en oxygène dissous, sachant que l'eau chaude a une concentration en oxygène dissous inférieure à celle de l'eau froide. L'alimentation et la croissance des poissons sont affectées par un faible niveau d'oxygène dissous. La concentration d'DO dans l'eau a une relation inverse avec sa température. Les fluctuations de température peuvent provoquer la génération des ROS, ce qui modifie l'immunité et le potentiel antioxydant des poissons. On attribuerait ce phénomène à l'ajustement des taux de consommation d'O₂ mitochondrial chez les êtres aquatiques. D'après une recherche effectuée sur le poisson *Dicentrarchus labrax* pour déterminer la relation entre l'Oxygène dissous et la température, ils ont découvert que l'activité de la CAT et les taux de peroxydation lipidique (LPx) sont très compliqués à relier à la température ambiante, spécialement à des températures qui ne sont pas idéales pour ces espèces de poissons. À une température de 24 °C, également jugée comme étant la température optimale thermique pour l'espèce, l'activité enzymatique de la CAT et les niveaux de malondialdéhyde (MDA) atteignaient leur point le plus bas. Les poissons exposés à des températures supérieures ou inférieures à leur température idéale ont montré des niveaux d'activité CAT et de concentration en MDA maximaux, suggérant que le stress thermique a un impact sur la manière dont les jeunes *D. labrax* réagissent aux ROS dans leurs cellules. Les poissons exposés à des températures au-dessus ou en dessous de leur seuil thermique optimal ont montré des niveaux accrus de MDA et une activité enzymatique (CAT), illustrant ainsi le lien entre les facteurs de stress liés à la température, aux ROS et aux cellules du *D. labrax* (Fig. 93).

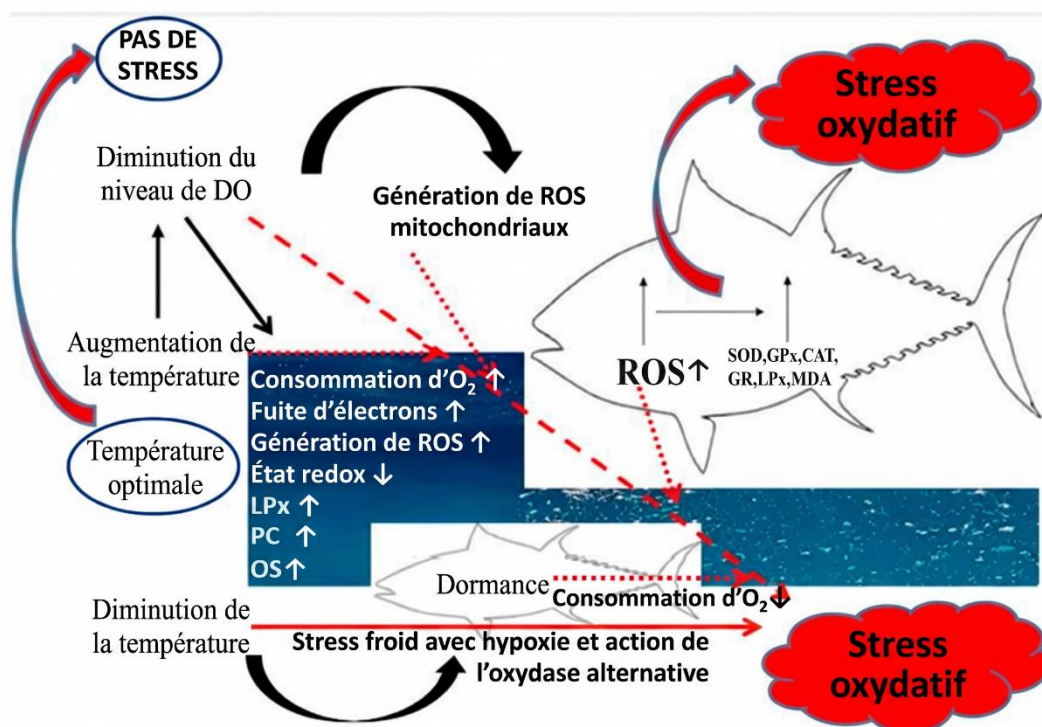


Figure 93. Impact de la température sur le stress oxydatif chez les poissons (milieu d'eau douce ou salée), la température provoque un stress oxydatif en intensifiant la consommation d'O₂, l'évasion d'électrons dans la chaîne de transport d'électrons des mitochondries. Cela entraîne une surproduction d'oxygène réactif (ROS), une diminution de l'état redox (réduction de l'activité des enzymes antioxydantes comme la superoxyde dismutase (SOD), la glutathion peroxydase (GPx) et la catalase), ainsi qu'une augmentation de l'oxydation des lipides (LPx) ou du taux de malondialdéhyde (MDA), de la carbonylation des protéines (PC) et du stress oxydatif (OS) (Menon et al., 2023).

Selon (Oros et al., 2025), les métaux lourds provoquent un stress à travers le cycle redox et leur interaction avec des biomolécules qui contiennent du soufre, de l'azote et de l'oxygène, ce qui perturbe les protéines, les enzymes et d'autres éléments cellulaires. Un processus clé implique une surproduction d'espèces réactives de l'oxygène (ROS), comme les anions superoxydes, les radicaux hydroxyles et le peroxyde d'hydrogène. Cela découle d'un dysfonctionnement mitochondrial, des réactions de Fenton/Haber-Weiss, de l'activité de la nicotinamide adénine dinucléotide phosphate (NADPH) oxydase et d'une modification des systèmes antioxydants. Cette disproportion entre la production d'ROS et les mécanismes de défense antioxydants engendre des lésions oxydatives aux lipides, protéines et acides nucléiques, ce qui altère le fonctionnement des cellules et des organes. Afin de minimiser les dommages causés par les ROS, les entités déclenchent les enzymes protectrices majeures suivantes : la superoxyde dismutase (SOD), la catalase (CAT) et la glutathion peroxydase (GPx). Ces enzymes agissent comme première barrière de protection en catalysant

respectivement la dismutation des radicaux superoxydes, la dégradation du peroxyde d'hydrogène et la réduction des hydroperoxydes lipidiques (**Fig. 94**), ainsi une interaction aiguë avec des métaux entraîne généralement leur régulation positive, un processus compensatoire. Toutefois, si la contamination par métal lourd persiste, les systèmes antioxydants peuvent être saturés ou inhibés, conduisant à des dommages oxydatifs prolongés. Une élévation des biomarqueurs de la peroxydation lipidique, comme le malondialdéhyde (MDA), et des indicateurs de dégradations oxydatives protéiques, tels que les protéines carbonyles. Des recherches en laboratoire et sur le terrain ont largement validé ces marqueurs moléculaires sensibles comme indicateurs précoces des effets toxiques chez les poissons.

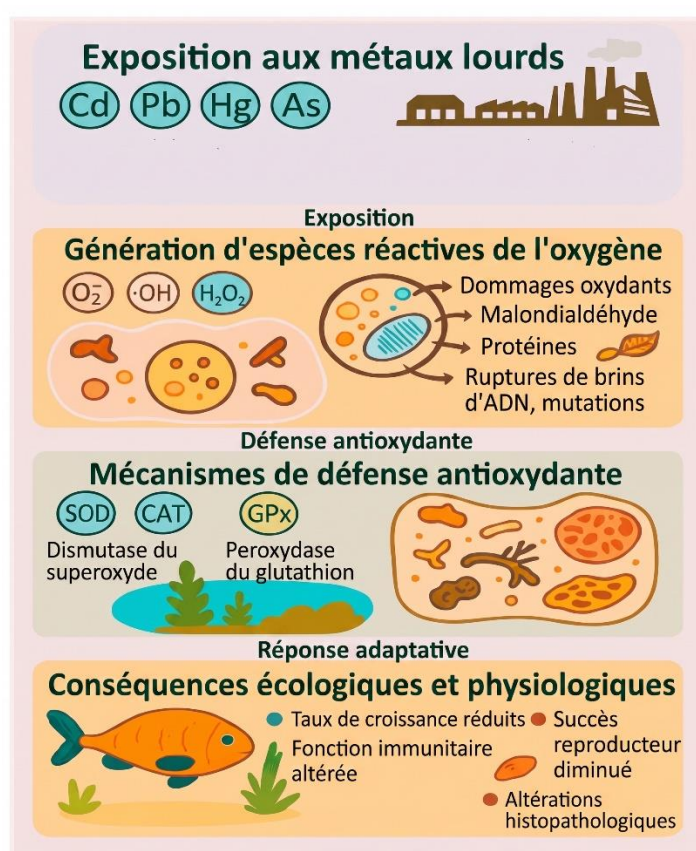


Figure 94. Aperçu du stress oxydatif et des réponses antioxydantes (Oros et al., 2025).

Dans notre résultat, les corrélations entre divers biomarqueurs (GSH, GST, CAT, MDA, MT) révèle des liaisons biologiquement logiques, soulignant la complexité des processus de résistance engagés chez les poissons soumis à des contraintes environnementales.

On a noté une corrélation fortement positive ($r = 0,959$) entre le GSH et la glutathion S-transférase (GST). Cette liaison démontre une dépendance fonctionnelle importante entre ces deux biomarqueurs du système antioxydant. Ce lien fonctionnel a été largement documenté, par (Kim et al., 2017) qui ont rapporté des corrélations similaires de GSH et GST chez l'espèce

aquatique *Acanthopagrus schlegelii* exposée au Zn, qui ont été obtenus auprès d'une pisciculture locale à Tongyeong, en Corée. Selon (Nwaedozie, 1998), le poisson *Wallgoattu* qui vit dans la rivière Panipat, en Inde. La baisse des niveaux d'enzymes antioxydantes et de glutathion (GSH) ainsi que de glutathion S-transférase (GST) dans les branchies pourrait justifier la peroxydation lipidique prononcée notée. Les branchies, étant plus en contact avec l'eau polluée, sont susceptibles de permettre aux métaux de s'infiltrer dans leurs délicates cellules épithéliales.

Par ailleurs, une corrélation significative ($r = 0,903$) a été observée entre le GSH et le malondialdéhyde (MDA), un indicateur de la peroxydation lipidique, dans notre barrage. Cette association pourrait suggérer une réaction adaptative à un stress oxydatif dont l'augmentation du MDA, qui reflète les lésions oxydatives sur les membranes lipidiques, est accompagnée d'une stimulation renforcée du GSH, dans le but de contrecarrer les radicaux libres (Florescu *et al.*, 2021). Aussi une faible corrélation qui égale 0.232 a également été observée par (Sinha *et al.*, 2014) chez *Cyprinus carpio* exposé à l'ammoniac, qui ont été obtenus auprès de l'écloserie de l'université de Wageningen.

Une corrélation positive modérée entre la GST et le MDA ($r = 0,786$) met en évidence une activation simultanée du système de détoxification et de défense oxydative. Cependant une étude réalisée par (Tang *et al.*, 2024) sur la *Carassius auratus* qui ont été acquis sur un marché de gros spécialisé dans les produits aquatiques, situé dans la ville de Harbin. Ils constatent que lors de la phase initiale de l'exposition à l'arsenic (As III), les deux biomarqueurs montrent une augmentation significative. Toutefois, leurs trajectoires diffèrent par la suite, avec un déclin graduel de l'activité de la GST tandis que le niveau de MDA demeure élevé, suggérant une continuité du stress oxydatif malgré la réduction de la réponse enzymatique détoxifiante.

Par contre, la catalase (CAT), qui joue un rôle dans la décomposition du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), n'a affiché que de faibles liens avec les autres biomarqueurs ($r \leq 0,25$). Cette association faible pourrait être due à une induction de la CAT plus spécifique ou plus tardive comparée aux enzymes du cycle du glutathion, comme cela a été démontré par (Karadag *et al.*, 2014) qui mettent en évidence un lien significatif entre l'activité de la catalase (CAT) et d'autres biomarqueurs comme le malondialdéhyde (MDA), la glutathione S-transférase (GST) et le glutathion réduit (GSH) chez *Cyprinus carpio* dans le lac d'Ataturk, indiquant que ces biomarqueurs fonctionnent en synergie pour témoigner de la qualité de l'eau et de la condition des poissons face à la pollution.

Finalement, les métallothionéines (MT), réputées pour leur fonction de chélation des métaux lourds, n'ont présenté aucune relation significative avec les autres indicateurs, ce qui

suggère qu'elles réagissent à des stress particuliers, indépendamment du stress oxydatif. Ce résultat est en accord avec les recherches de **(Ma'rifah et al., 2019)** qui ont étudiés l'impact du cuivre (Cu) présent dans l'eau sur les taux de métallothionéine (MT) dans les branchies du cichlidé *Oreochromis niloticus*, issu d'une exploitation agricole commerciale à Pasuruan, en Java oriental, Indonésie, les résultats montrent que la montée des niveaux de MT dans les branchies des poissons exposés au cuivre coïncide avec l'accumulation de cuivre et l'intensification de MT au fil des premiers jours pourrait être interprétée comme une réaction adaptative à la toxicité du cuivre. Ces observations suggèrent que l'induction des MT est plus étroitement associée à l'exposition aux métaux qu'aux dégradations oxydatives conventionnelles.

5.1 Biomarqueurs de la capacité antioxydante CAT, GSH et GST

De nombreux facteurs environnementaux induisent la production d'espèces réactives de l'oxygène ROS. En tant qu'organismes dépendants de la température, la plupart des poissons doivent régulièrement faire face à des fluctuations de la température ambiante et du taux métabolique, et par conséquent à des oscillations des niveaux d'ROS. Par conséquent, la production d'ROS, les taux d'oxydation et le statut antioxydant sont directement liés à la température ambiante ou à l'activité métabolique **(Wilhelm Filho et al., 2000)**.

De manière saisonnière, l'élévation de ces enzymes durant l'été comparativement aux autres saisons est associée à la hausse de la température de l'eau, entraînant ainsi une consommation d'oxygène et une production d'espèces réactives de l'oxygène durant la saison chaude, suivie d'une augmentation de la capacité antioxydante chez les poissons **(Wilhelm Filho et al., 2001)**.

Nos résultats démontrent des faibles valeurs de la catalase (CAT) aussi une fluctuation saisonnière notoire de cette activité enzymatique dont elle culmine pendant le printemps et l'été compensée par une légère baisse durant l'hiver, cela aussi a été démontré par **(Mohamed et al., 2019)** qui ont travaillé sur les variations saisonnières de l'activité des enzymes antioxydantes dans le foie de *T. Zillii* pêchés dans le lac Qarun.

(Qiang et al., 2012) ont soumis *O. niloticus* à diverses températures et salinités de l'eau (0 à 18 ppt) pour observer les modifications de la croissance et de l'activité des enzymes antioxydantes du foie (CAT). Selon leurs données, la croissance et l'activité des enzymes antioxydantes sont plus influencées par la température que par l'exposition à la salinité. Il est probable que cela soit dû à la capacité des tilapias à résister à la salinité de leur environnement. **(Kono et al., 1982)** a cité dans sa recherche l'impact de la salinité sur les poissons qui peut

aussi varier en fonction de leurs propriétés biologiques. La diminution de l'activité CAT peut être due au flux de radicaux superoxydes, qui inhibent l'activité CAT. **(Gulet *et al.*, 2004)** a précédemment noté une réduction de l'activité de la CAT chez les poissons de la famille Cyprinidae qui habitent le lac du barrage de Seyhan en Turquie, dont ce changement dans la fonction de la CAT a entraîné une hausse de l'activité de l'enzyme G6PDH, qui pourrait être associée à une réduction des niveaux de glutathion. **(Stanic *et al.*, 2005)** qui a marqué une croissance de l'activité SOD, ainsi qu'une hausse de l'activité CAT en 2001 et de l'activité GSH-Px en 2002.chez le sterlet *Acipenser ruthenus* du Danube en Serbie.

L'activité de la catalase demeure assez constante peu importe la catégorie du poids, sans fluctuation notable. Cela pourrait représenter une expression constitutive de l'enzyme, ou une fonction plus secondaire dans la gestion du stress oxydatif dans les conditions environnementales rencontrées, cela convient les résultats de **(Kanak *et al.*, 2014)** qui ont travaillé sur la réponse des système antioxydants de *Oreochromis niloticus* dans la région de Cukurova University, Turkey, dont l'activité CAT chez les individus qui ont une grande taille n'a connu de modification qu'après une exposition prolongée au Cu, mais pour les poissons de petite taille une exposition aiguë au Cu a provoqué une hausse de l'activité CAT. L'accroissement de l'activité de la CAT pourrait être associée à la compétence à gérer le stress oxydatif amplifié provoqué par l'exposition aux métaux, dans le but de préserver l'équilibre du système de défense antioxydant. **(Sanchez *et al.*, 2005)** a également constaté une hausse de ces activités enzymatiques chez diverses espèces de poissons suite à leur exposition aux métaux.

Un excès de GSH perturbe l'équilibre du métabolisme antioxydant dans le corps, ce qui conduit à une dysfonction antioxydante. Des recherches précédentes ont démontré qu'une surabondance de GSH peut stimuler la génération d'anions superoxydes, impactant de manière défavorable le fonctionnement des enzymes antioxydantes **(Sah *et al.*, 1995)**. Par ailleurs, divers métaux, comme le cadmium, le cuivre et le zinc, ainsi que d'autres polluants organiques (chlorothalonil, hydrocarbures aromatiques et PCB), entraînent une élévation du niveau de glutathion chez les poissons. Ceci procure une défense supplémentaire contre les conséquences cytotoxiques des molécules réactives biologiquement **(Paris-Palacios *et al.*, 2000)**.

Nos constatations indiquent une forte variation de GSH et attestent que cette activité est rigoureusement influencée par les saisons, permettant à l'organisme à ajuster ses mécanismes antioxydants en réponse aux variations environnementales. L'augmentation estivale indique une activation renforcée des mécanismes de défense face à un stress oxydatif significatif, alors que les valeurs réduites en hiver et au printemps suggèrent soit une diminution de la pression oxydative, soit une restriction temporaire de la capacité adaptative, ces résultats

sont similaires à (Nakano *et al.*, 2014) qui ont aussi rapporté des niveaux élevés de GSH dans le foie d'*Oncorhynchus kisutch*, dont ce dernier a été acheté auprès d'une éclosérie locale (Miyagi, Japon). La première exposition de 3 heures (à 15 °C et 35 °C) a montré une hausse continue des niveaux de GSH dans les muscles, ce qui a conduit à un effet notable de la température et du temps sur l'expression des niveaux de GSH, et aussi à (Zutshi *et al.*, 2020) qui ont fait une étude sur des Carpes koï juvéniles en bonne santé et ont été achetées au Centre de recherche sur les poissons d'ornement, à Bengaluru, dans l'État du Karnataka. Leurs résultats ont démontré un niveau de GSH plus élevé que celui de la température de contrôle pour les deux niveaux thermiques et les tissus dont les valeurs dans les muscles, variaient de $2,21 \pm 0,26$ mmol/mL d'échantillon (35 °C ; 6 h) à $5,78 \pm 0,13$ mmol/mL d'échantillon (35 °C ; 3 h).

On observe une réduction significative des niveaux de GSH avec l'accroissement du poids corporel, ce qui indique que les individus de petite taille conservent une activité antioxydante plus forte. Ce phénomène pourrait être associé à un métabolisme plus actif chez les jeunes poissons ou à une sensibilité accrue au stress oxydatif, qui requiert une réaction antioxydante plus intense, cela correspond aux résultats de (Winston et Di Giulio, 1991) qui ont mentionné que la baisse du niveau de GSH provoquée par les métaux pourrait être le résultat soit d'une liaison directe des métaux au GSH par l'intermédiaire de son groupe SH (augmentation des complexes métal-SG), soit d'une oxydation renforcée de ce thiol. À cause des effets pro-oxydants, une réduction de l'activité du GR pourrait provoquer une raréfaction du GSH si une production supplémentaire de GSH n'est pas envisageable pour maintenir son équilibre redox. Selon (Alzaid *et al.*, 2015 ; Costa *et al.*, 2013), les poissons entrent en dépression métabolique en réaction à des températures de l'eau basses afin d'atténuer les effets de la température sur leur métabolisme. Cela a des répercussions sur la performance au niveau de l'organisme dans son ensemble.

Les fortes valeurs de l'activité GST et les variations saisonnières que nous constatons reflètent une réaction adaptative dynamique aux conditions environnementales changeantes. Le pic durant l'été où la température d'eau était 18.2°C dénote une intensification notable de l'activité enzymatique pour répondre à un accroissement de la charge oxydative, alors que la diminution en hiver témoigne d'une baisse générale du métabolisme et d'une réduction de la capacité détoxifiante. Ces informations confirment les conclusions de (Rossi *et al.*, 2017) dont leurs échantillons du poisson ont été obtenus auprès d'une pisciculture locale. Les adultes *Hoplosternum littorale* ont été acclimatés pendant 4 semaines dans des bassins en plastique de 150 litres remplis d'eau du robinet déchlorée et aérée artificiellement. Pendant cette période, les poissons ont été nourris trois fois par jour avec des granulés secs commerciaux (protéines brutes

40 % ; matières grasses 10 % ; glucides 10 %. Marque Shulet ; Shulet S.A. ; 108/A/E ; Buenos Aires). Après une exposition prolongée (21 jours) à la température maximale 33°C, l'activité GST au niveau rénal a montré une augmentation notable, les GST constituent une superfamille d'enzymes dimériques multigéniques qui contribuent à la détoxification des polluants, des médicaments et des composés réactifs produits par le métabolisme cellulaire et l'activation de cette enzyme indique une amélioration de la capacité des poissons à supporter le stress oxydatif suite à 21 jours d'exposition à des températures hautes, sachant qu'ils ont mentionnées que l'activité GST a été déterminée à l'aide d'une technique non spécifique et les résultats obtenus doivent donc être considérés avec prudence car ils ne peuvent être attribués exclusivement à une fonction antioxydante.

On note également une baisse progressive de l'activité GST dans les résultats présentés, qui est corrélée à la prise de poids, indiquant une activité enzymatique plus élevée chez les poissons de petite taille. Ce phénomène pourrait être associé à une exposition plus importante chez les individus plus jeunes, ou à des disparités métaboliques. Selon (**Vanella et al., 2000**) l'étude métabolomique a révélé que le traitement chez les groupes des poissons qui ont des fortes densités avait un impact significatif sur les niveaux de différents acides gras, notamment de trois carnitines. Plus spécifiquement, l'augmentation notable des taux de palmitoylcarnitine et d'acétylcarnitine a été observée au sein des groupe, alors que ceux de propionylcarnitine ont connu une baisse significative. Ces recherches ont démontré que les métabolites énumérés ci-dessus jouent un rôle dans le métabolisme des acides gras, l'approvisionnement en énergie et la régulation antioxydante et métabolique, qui sont toutes cruciales pour préserver la santé et les fonctions des poissons.

5.2 Biomarqueur du stress oxydatif MDA

Dans les observations réalisées dans notre barrage, on note que les taux de MDA sont bas et à peu près stables (4.285 ± 3.54 nmol/mg de protéines) durant toutes les saisons et pour toutes les catégories du poids. Cette stabilité pourrait signaler l'absence de stress oxydatif grave, ou une compensation efficace par les systèmes antioxydants, contrairement au (**Belmokhtar et al., 2024**) ont trouvé que les niveaux de MDA dans le port de Beni-Saf sont plus élevés ($75,6 \pm 10,9$ nmol.mg⁻¹protéine) par rapport aux autres sites échantillonnés, la différence était statistiquement significative ($P=0,026$) et montre que l'étude intégrée des niveaux de MDA et des mécanismes de défense antioxydants paraît être un indicateur pertinent de la toxicité chez les bivalves marins et atteste que les fluctuations des paramètres antioxydants pourraient servir de biomarqueurs prospectifs pour la toxicité dans les programmes de suivi environnemental ;

et prouve que *M. galloprovincialis* est un instrument précieux pour la biosurveillance de la pollution aquatique, et peut être utilisé comme espèce sentinelle. Aussi (Sifi et Soltani 2019) ont révélé une hausse des niveaux de MDA chez *D. trunculus* du lieu contaminé de Sidi Salem, comparativement à *D. trunculus* du site d'El Battah. Les niveaux de MDA avaient une corrélation négative avec la quantité de lipides, qui était plus faible chez les échantillons de Sidi Salem comparativement à ceux d'El Battah. Ce phénomène pourrait être attribué à divers polluants, y compris les pesticides et les métaux lourds. (Vinagre et al., 2012) qui ont fait des études surlemuscle du bar juvénile, *Dicentrarchus labrax* obtenus auprès d'un incubateur local (A. Coelho e Castro, Lda, Póvoa do Varzim, Portugal), cela correspond à nos résultats, dont les niveaux les plus élevés de concentration de MDA ont été observés chez les poissons exposés à des températures en dehors de leur optimum thermique 28°C, ce qui signifie que le stress thermique affecte la réponse cellulaire des juvéniles de *D. labrax* face aux ROS, ils montrent aussi que la réaction au stress oxydatif n'est pas directement liée à la température, qu'elle est minimale à la température idéale et qu'elle s'intensifie en dehors des bornes thermiques supérieures et inférieures de l'espèce. Par conséquent, la gamme de températures pour un stress oxydatif réduit devrait varier en fonction de l'espèce, étant donné que les plages de températures idéales sont propres à chaque espèce. (Ahmad et al., 2008) ont signalé que la réponse provoquée par la température soit plus faible que celle produite par les contaminants, la variation importante des niveaux de ces biomarqueurs observée dans son étude, produite uniquement par la température, peut conduire à des résultats trompeurs lors de la comparaison de sites présentant des régimes thermiques différents, à savoir ceux situés à des latitudes ou à des profondeurs différentes.

Dans les observations réalisées, on note que les taux de MDA sont bas et à peu près stables d'une catégorie de poids à l'autre. Cette stabilité pourrait signaler l'absence de stress oxydatif grave, ou une compensation efficace par les systèmes antioxydants. (Jia et al., 2022) ont démontré que des densités de peuplement élevées peuvent représenter une source de stress, provoquant une élévation des niveaux de MDA dans différents tissus des animaux aquatiques. Cependant l'expérience qui a été menée à la base d'élevage de Jingjiang du Centre de recherche sur la pêche en eau douce (Jingjiang, Chine) par (Rong et al., 2024) a démontré que la densité de peuplement ne semblait pas affecter de manière évidente la formation de MDA dans les muscles du *C. carpio* et ils supposent que cela pourrait être attribué à la grande résistance des muscles à la peroxydation lipidique, provoquée par le stress de densité.

Dans les systèmes aquacoles, il est fréquent de rencontrer des densités de peuplement élevées, maximisant ainsi l'exploitation de l'espace et des ressources. Toutefois, un nombre

croissant d'études suggère que des densités de peuplement trop élevées peuvent constituer une source de stress, provoquant un stress oxydatif ou des lésions chez les espèces aquacoles, ce qui compromet leur bien-être et leurs fonctions physiologiques (Yang *et al.*, 2020).

5.3 Biomarqueur d'exposition aux métaux MT

Au sein de l'Union européenne, les biomarqueurs métaboliques (MT) sont identifiés comme faisant partie des « biomarqueurs fondamentaux » et sont par conséquent intégrés dans des opérations de calibration inter laboratoire destinées à perfectionner leur quantification. Les biomarqueurs sélectionnés pour le suivi de l'environnement marin dans le cadre du Plan d'action pour la Méditerranée du Programme des Nations unies pour l'environnement incluent également les MT (UNEP/RAMOGÉ, 1999).

Les variations observées dans les courants de Cd, Zn et Cu sont sans doute le résultat des susceptibilités distinctes des métaux associés aux MT lors de la dégradation lysosomale. Dans les conditions acides prédominantes dans les lysosomes, le complexe Zn-thiolate se révèle instable, alors que le complexe Cu-thiolate y demeure stable. Par conséquent, les cu-thionéines ont une propension à se polymériser en molécules qui ne sont pas solubles dans les lysosomes (Viarengo et Nott, 1993).

Des modifications globales des niveaux de MT pour Le bivalve d'eau douce englobent à la fois les processus de biosynthèse et de dégradation. Il est tout à fait possible que les processus physiologiques impliquant la MT soient plus intenses lors de l'exposition des invertébrés aquatiques à une charge métallique. Cependant, cette intensification de la MT au sein des organismes pourrait se manifester par une régénération plus rapide de la protéine plutôt qu'une élévation de sa concentration (Couillard *et al.*, 1995). Si elles sont employées judicieusement dans des programmes d'échantillonnage bien élaborés, les métallothionéines peuvent servir de biomarqueurs. Il est important de prendre des décisions éclairées concernant la sélection de l'entité, le choix de l'organe et la méthode d'analyse. Les méthodes de biologie moléculaire, notamment, prennent une importance croissante dans la surveillance de la qualité des eaux (Corporeau et Auffret, 2003).

Les données observées dans le barrage que nous avons fait notre études indiquent une fluctuation notable des niveaux de métallothionéines (MT) au fil des saisons, avec un pic enregistré au printemps et un creux en automne et une faible concentration constatée en automne pourrait être attribuée à une réduction du métabolisme de l'organisme étudié durant cette saison, ou à une diminution de la concentration des métaux dans l'environnement, cela convient (Amiard *et al.*, 2006) qui mettent en évidence que l'expression des MT chez les

invertébrés aquatiques est largement conditionnée par des éléments environnementaux comme la température, la durée d'ensoleillement, la salinité, ou la biodisponibilité des métaux dans leur habitat, il est possible aussi que d'autres éléments confondants influent sur l'initiation de la MT chez les invertébrés aquatiques, dans des conditions expérimentales ou sur le terrain. Cela inclut les variations de concentrations de MT dans les tissus, qui illustrent leur fonction physiologique dans les stratégies d'intervention sur les métaux. De manière générale, tout élément susceptible d'affecter le métabolisme des protéines aura un impact direct sur la MT ; tout facteur reconnu pour affecter l'absorption et la concentration des métaux (comme la taille, le sexe, la maturité sexuelle, etc.) influencera aussi indirectement les fluctuations des taux de MT. La concentration de MT, bien que potentiellement utile comme biomarqueur de l'exposition aux métaux, est limitée par l'impact relatif des facteurs naturels et de contamination, ces facteurs ont généralement un cycle saisonnier, ce qui pourrait justifier les variations que nous avons constatées dans notre recherche, soit comme il a dit (**Wallace et al., 1998**) que l'utilisation de la métallothionéine comme l'un des biomarqueurs est requise, en raison de l'existence d'une diversité d'inducteurs non associés à des contaminants métalliques. Il est peu probable qu'un unique métal soit identifié comme l'agent éco toxicologique dans une situation de terrain. (**Falfushynska et Stoliar 2009**) ont cité dans leur recherche sur *Cyprinus carpio* à divers emplacements de la partie occidentale de l'Ukraine que l'écart saisonnier dans la capacité des métallothionéines à se lier aux métaux chez la carpe a été observé sur deux sites qui sont relativement peu contaminés. On a constaté une accumulation particulière de composés riches en Cu et Cd sur le lieu rural au printemps, ainsi qu'un impact environnemental significatif sur le site industriel au cours de trois saisons. C'est uniquement l'évaluation de la capacité de liaison des métallothionéines, et non pas les niveaux de métaux dans les tissus, en particulier le foie, qui a permis d'obtenir des données cruciales concernant la condition physique de la carpe et les teneurs en métaux retrouvées dans l'eau.

Les niveaux très bas et stables que nous avons observés pourraient être attribués à une faible pression environnementale en matière de métaux ou à une stimulation tissulaire non généralisée. Il se peut également que les MT soient majoritairement présentes dans des organes tels que le foie ou les branchies, et que les fluctuations liées au poids soient moins prononcées.

6. Evaluation parasitologique : Infestation externe chez *Cyprinus carpio*

L'examen de la diversité parasitaire occupe une importance considérable pour diverses raisons. D'abord, les parasites, tout comme n'importe quel autre organisme, constituent une

composante essentielle de la biodiversité globale et offrent donc des renseignements précieux sur l'architecture et le fonctionnement des écosystèmes. Ensuite, la faune parasitaire spécifique observée pour chaque espèce hôte est façonnée par l'interaction de facteurs évolutifs, physiologiques, écologiques, géographiques et stochastiques associés à l'hôte, à des échelles variées et avec des forces différentes. En outre, des éléments extérieurs, tels que la température, peuvent affecter la biologie et la répartition des parasites, soit par une influence directe sur leur survie, soit en altérant les modèles de distribution des hôtes (**Carrassón et al., 2019**). Il est crucial de comprendre la diversité des parasites naturels, car ceux-ci peuvent devenir menaçants s'ils sont co-introduits avec leurs hôtes non indigènes dans l'environnement naturel ou dans les installations d'élevage piscicole (**Trujillo-González et al., 2018**).

Les Monogènes sont des parasites helminthes éctoparasites qui s'attaquent principalement aux poissons. Ils ont un cycle biologique direct, ce qui entraîne un taux de reproduction élevé. Par conséquent, plusieurs espèces d'ectoparasites sont nuisibles pour leurs hôtes, créant des problèmes sérieux dans les fermes aquacoles. Il s'agit de parasites ayant une spécificité d'hôte importante comparée aux autres helminthes, et certaines espèces de monogènes peuvent afficher un schéma d'infection saisonnier (**Ferreira-Sobrinho et Tavares-Dias, 2016**).

Le groupe des Monogènes (Monogenea), composé de vers plats, se distingue par la présence d'un organe d'attachement spécialisé nommé haptor, qui se situe à l'extrémité arrière du corps. Cette catégorie taxonomique regroupe une vaste variété d'organismes, principalement des ectoparasites qui se fixent à l'extérieur des poissons marins et d'eau douce. Cependant, les espèces de la famille des Polystomatidae qui parasitent les organes internes tels que le cloaque ou la vessie urinaires des vertébrés hôtes, y compris les amphibiens et les reptiles aquatiques. Par ailleurs, certains de ces organismes exploitent des invertébrés comme hôtes directs, tels que les copépodes, les isopodes et les céphalopodes (**Santillán et al., 2024**).

L'examen des parasites Monogènes chez *Cyprinus carpio* issu du barrage de Mechraa Sfa, nous a permis de relever 66 individus du parasite *Dactylogyrus extensus* qui fait partie de Monopisthocotylea. Plusieurs études sur les espèces de Monogènes identifiées signalent sa présence chez *Cyprinus carpio*. On le retrouve généralement chez *C. carpio* dans divers endroits : dans Devon, brème et rotengles du Humberside ainsi que grémille du Loch Loman, Écosse, Royaume-Uni (**Turgut et al., 2006**), et dans la recherche (**Abu Samak et Said, 2009**) dans un réseau hydrique dans la région d'Égypte, et dans un étang de loisir privé en Bavière (**Dzika et al., 2009**), et ils ont été obtenus aussi dans un étang extérieur à la station de

terrain de Tamaki de l'Institut de technologie des pêches, préfecture de Mie, Japon (**Nitta, 2023**).

(**Attia et al., 2022**), ont observé dans des préparations humides issues des branchies de l'ensemble des échantillons de poissons analysés (100 %). L'identification des parasites découverts a été validée grâce au séquençage et à l'alignement du gène 28S de l'ADN ribosomique, dans une ferme privée située dans le gouvernorat de Kafrelsheikh, en Égypte. Ainsi 2980 de *Dactylogyrus extensus* (73,6%) ont été obtenus à partir de 56 spécimens de la Carpe commune dans la région dans le lac Eber, Afyon, Turquie (**Oztürk, 2005**). *D.extensus* était le plus courant pour l'infestation de la Carpe miroir dans la région de Uluabat, Bursa, Turquie affichant une prévalence globale de 39,2 % (**Aydogdu et al., 2009**). L'analyse phylogénétique a montré la présence de *D. extensus* dans la région de Mashhad, dans le nord-est de l'Iran (**Ahmadi et al., 2017**).

En Algérie une étude menée par (**Allalguia et al., 2015**) dans le barrage Foum El-Khanga, Souk Ahras montre une prévalence maximale de 53,33 % à 60 % chez *D. extensus* au printemps. Selon (**Souffi, 2015**), deux espèces de Monogènes, *Dactylogyrus sp.*, et *Gyrodactylus sp.*, ont été identifiées sur les branchies du *C. carpio* capturé dans le Barrage Timgad, et ils occupent la deuxième place avec une quantité qui fluctue d'un lieu à un autre, tandis que les Barbus d'oued Tadjmout sont les espèces qui hébergent une charge plus importante en comparaison aux autres espèces.

Nos résultats indiquent une prédominance évidente d'*Ergasilus briani*, avec un dénombrement de 251 individus, cette disparité notable en quantité indique une présence plus importante d'*Ergasilus briani*. Par contre au *Dactylogyrus extensus*, qui se trouve en moins grande quantité. Le travail de (**Pegg et al., 2017**) a porté sur cinq groupes de poissons affectés par le parasite allochrone *Ergasilus briani*, lors des collectes, ils ont prélevé des poissons affectés et sains dans le lac Henleaze, situé au sud de l'Angleterre, dans les populations hôtes (*R. rutilus* et *A. brama*), ils ont observé une prévalence variant de 16 à 67%, avec un nombre de parasites par poisson pouvant s'élever jusqu'à 66. Bien qu'une hyperplasie et une hémorragie localisée aient été observées dans les tissus branchiaux, aucun écart significatif n'a été noté en ce qui concerne la longueur, le poids et l'état général entre les poissons infectés et ceux non infectés. (**Tuuha et al., 1992**) ont identifié quatre espèces d'ergasilidés issus de quatre lacs liés entre eux situés en Finlande centrale, dont la qualité trophique et le degré de pollution varient : (la prévalence et l'intensité sont respectivement, pour l'ensemble des échantillons. Sur le gardon, ils ont identifié *Ergasilus briani* (16,9 %, 0,5), *Neoergasilus japonicus* (15,6 %, 0,4) et

Paraergasilus longidigitus (2,1 %, 0,02). Tandis que sur la perche, il existe *Ergasilus sieboldi* (9,9 %, 0,1) et *P. longidigitus* (4,9 %, 0,05).

Plusieurs études en Algérie ont été menées sur l'examen des branchies des poissons hôtes tels que (**Houda Berrouk et al., 2020**) qui a permis la collecte de 135 copépodes dans le barrage de Beni-Haroun (Mila, nord-est de l'Algérie), comprenant 127 spécimens de *Cyprinus carpio* répartis sur cinq espèces (*Ergasilus sieboldi*, *Ergasilus briani*, *Neoergasilus japonicus*, *Neoergasilus longispinosus* et *Lernaea cyprinacae*) ainsi que 8 individus d'*Abramis brama* appartenant à deux espèces : *Ergasilus sieboldi* et *Ergasilus briani*. Il en résulte que *Cyprinus carpio* est l'espèce la plus touchée par rapport à *Abramis brama*. Cette recherche a aussi démontré que les indices parasitaires étaient plus importants chez *C. carpio* comparativement à *A. brama* durant la saison automnale, aucun changement n'ayant été noté concernant l'infestation pendant l'hiver. (**Berkani et al., 2017**), qui ont analysé 24 spécimens de l'espèce hôte *B. callensis*, affiliée à la famille Cyprinidae et capturée dans le barrage de Bouhamdane, a conduit à l'identification de cinq genres différents de parasites ; trois d'entre eux ont été repérés dans les branchies (*Ergasilus sp.*, *Myxobolus sp.*, *Dactylogyrus sp.*) et 1 dans le tube digestif (*Acanthogyrus marocanus*). L'étude de (**Brahmia, 2017**) qui se concentre sur la biologie et le parasitisme de deux espèces appartenant à la famille des Cyprinidae (*Cyprinus carpio* et *Barbus callensis*), capturées dans le lac Oubeira. L'examen des traits morpho-anatomiques des parasites collectés a abouti à l'identification de neuf espèces parasitaires : quatre localisées dans les branchies (*Dactylogyrus anchoratus*, *Dactylogyrus prostrae*, *Argulus foliaceus*, *Ergasilus sp.*) et cinq situées dans le système digestif (*Ligula intestinalis*, *Bothriocephalus acheilognathi*, *Contracaecum sp.*, *Anisakis sp.*, *Acanthogyrus sp.*).

Le rôle de la température de l'eau est jugé prépondérant dans le contrôle de l'apparition saisonnière des monogènes, bien que la composition de la communauté monogène soit influencée par divers facteurs environnementaux. Il a généralement été prouvé que l'effet saisonnier a un impact sur la structure de la communauté monogène. Les fluctuations saisonnières de la température de l'eau ont un impact sur la prévalence des monogènes. Toutefois, l'influence de la température varie en fonction des espèces parasitaires. Par exemple, les *gyrodactylus* se nourrissent normalement de poissons lorsque la température est faible aussi l'impact de la température de l'eau sur la diversité et/ou le nombre de parasites chez les dactylogyridés (**Šimková et al., 2001**).

Selon (**Poulin et Rohde 1997**) a montré que la taille de l'hôte et la température de l'eau pourraient toutes deux influencer le nombre de parasites, y compris les monogènes. Cependant, il semble que seule la température de l'eau ait un impact sur les ectoparasites et que ses

observations ont démontré que la température de l'eau avait un impact sur les dactylogyridés, bien qu'il nous soit impossible de valider l'influence de la taille de l'hôte du fait de la légère variation entre les poissons analysés. À l'inverse de nos conclusions qui confirment l'existence de l'effet taille sur les deux espèces analysées (*Dactylogerus extensus* et *Ergasilus briani*, indiquant que le sexe aussi exerce une influence significative sur la variable parasitologique observée. Ainsi pour l'analyse statistique multivariée met en évidence l'impact du microhabitat, de la saison et de la taille de *Cyprinus carpio* sur l'infestation parasitaire par les trois espèces de copépodes collectées dans le barrage de Foum Elkhanga, Souk ahras ; en revanche, le sexe ne semble pas avoir d'effet sur cette infestation (**Boualleg et al., 2015**). Des prélèvements ont été réalisés pour *G. affinis* dans les lacs Knighton et Oranga à la recherche de parasites monogènes *S. seculus*. L'intensité a été significativement influencée par la température, la taille des poissons et leur sexe. Concernant les facteurs environnementaux, la chlorophylle a montré la plus forte association positive avec l'intensité de l'infestation, alors que le lien avec la température était faible et défavorable. Les femelles étaient touchées par un plus grand nombre de *S. seculus* que les mâles. Il existait une corrélation positive entre la taille des poissons et l'intensité (**Renner et Duggan, 2024**).

(**Yang et al., 2016**) dans sa recherche sur la Carpe herbivore dans un étang à poissons à Wuhan, en Chine a indiqué que les deux espèces de *Dactylogyrus* ont montré une présence relativement constante tout au long de l'année, cependant des fluctuations saisonnières marquées ont été notées en ce qui concerne l'intensité moyenne des deux espèces ($p < 0,05$). La valeur moyenne de *D. lamellata* a culminé à la fin de l'hiver et au printemps, avant de descendre à son niveau le plus faible durant l'été. Dans l'étude de (**Öztürk et Altunel, 2006**) sur les parasites dactylogyridés présents dans les branchies de quatre poissons cyprinidés (*Bliccabjoerkna*, *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Vimbavimba*) du lac Manyas, en Turquie, quatre espèces de *Doctylogyrus* ont été identifiées sur les branchies des poissons hôtes : *D. sphyrna* sur *B. bjoerkna*, *D. crucifer* sur *R. rutilus*, *D. difformis* sur *S. erythrophthalmus*, *D. cornu* sur *V. vimba*. Entre la fin de l'automne et l'hiver, une chute significative des niveaux d'intensité des trois parasites de poissons a été observée, à l'exception du *D. crucifer*, suite aux variations saisonnières de leur prévalence et intensité.

Selon (**Allalguia et al., 2021**), l'analyse de 341 individus de *Luciobarbus callensis* prélevés dans le barrage de Foum El Khanga en 2015 a abouti à la collecte de 2782 individus de l'espèce parasitaire *Dactylogyrus heteromorphus*, le traitement statistique de la répartition de l'indice épidémiologique de *D. heteromorphus* révèle que le degré d'infestation parasitaire

fluctue d'une saison à l'autre. Cependant, le parasitisme n'est pas influencé par le sexe ou la taille de *L. callensis*. Des tests statistiques ont été effectués sur les fluctuations de l'indice épidémiologique de *D. heteromorphus* liées à quinze paramètres physicochimiques de l'eau. **(Borji et al., 2012)** ont réalisé une étude pour comprendre l'infestation par *Dactylogyrus spp.*, et d'autres parasites chez la carpe commune (*Cyprinus carpio*) récoltée dans les bassins de Mashhad, dans le nord-est de l'Iran. Parmi les 100 Carpes communes observées de mars à décembre 2011, (61%) entre elles portaient des parasites. La majorité des poissons étaient principalement affectés par le Monogenea dans les proportions suivantes : *Dactylogyrus extensus* (29 %), *Dactylogyrus anchoratus* (2 %), *Ichthyophthirius multifiliis* (10 %), *Trichodinanigra* (7 %), *Capillaria spp.* (5 %), *Procaecum spp.* (2 %), *Argulus foliaceus* (2 %) et *Lernaea cyprinacea* (4 %), dont la majorité des taxons montraient une variation saisonnière dans la présence de parasites, avec une prévalence et une diversité parasitaire plus élevées durant l'été comparativement aux autres saisons.

Les études statistiques révèlent une corrélation forte entre la distribution des deux parasites *D. extensus* et *E. brianii* dans le milieu que nous avons analysé, nos résultats sont similaires à l'étude de **(Woo et al., 2023)** qui a facilité la compréhension des liens entre les copépodes parasites et les sébastes d'une exploitation aquacole à Tongyeong-si, dans le Gyeongsang du Sud, en Corée, et le trématode monogène *Microcotylesebastis*, et ils ont découvert, grâce à cette étude, que les monogènes étaient prévalents, affichant un pourcentage de 98,4 % et le niveau d'infection parmi les copépodes parasitaires était également significatif, atteignant 91,7 %. Il est notable que 90,8 % des cas sont marqués par une coinfection des deux groupes de parasites. Par ailleurs, des œufs de *M. sebastis* ont été trouvés chez *Lepeophtheirus elegans* et *Peniculus truncatus*, deux espèces de copépodes parasites. Cela illustre une association entre les infestations par les copépodes parasites chez les sébastes d'élevage en Corée et le trématode monogène *M. sebastis*. Ces recherches mettent en lumière l'importance de développer des techniques de lutte antiparasitaire plus performantes pour l'industrie de l'aquaculture et soulignent les interactions complexes entre diverses espèces parasites.

Suite à une étude de corrélation concernant les propriétés biologiques associées aux biomarqueurs et les infestations parasitaires, nous avons démontré que les infestations par *D. extensus* et *E. brianii* sont liées à une perturbation de l'équilibre oxydatif chez *Cyprinus carpio* dans le barrage de Mechraa Sfa, lors de fortes infestations, les enzymes CAT et MT ont tendance à être inhibées (corrélations négatives). Toutefois, une corrélation positive a été observée entre GSH, GST et MDA avec l'infestation, indiquant soit une réponse adaptative en cours, soit une intensification du stress oxydatif et des lésions cellulaires. Nos résultats sont

similaires à plusieurs études dans ce contexte comme, (**Mozhdeganloo et Heidarpour, 2014**) qui montrent que l'infection par *Dactylogyrus spp*, accroît la génération de ROS dans le tissu ramifié des carpes. Cela provoque un stress oxydatif et donc des lésions aux branchies par le biais de produits issus de la peroxydation des lipides. La peroxydation lipidique qui en découle pourrait jouer un rôle dans la pathogenèse de l'infection par *Dactylogyrus spp*. Il est nécessaire de mener davantage de recherches pour déterminer le lien entre la densité des parasites et les indicateurs de stress oxydatif chez les poissons infectés par *Dactylogyrus spp*. Aussi (**Dautremepuits et al., 2002**) qui ont constaté une réponse antioxydante amplifiée (catalase, glutathion s-transférase (GST) et activités de glutathion réductase (GRD) dans le foie ainsi que GST dans les reins et de la tête) chez la Carpe parasitée par *Ptychobothrium sp*. Comparativement aux poissons en bonne santé. Et (**Li et al., 2025**) qui ont acquis 1 000 *A. latus* de Yuxiangzi Aquatic Technology, située à Yangjiang City, dans la province du Guangdong, en Chine, cette recherche atteste que l'infection par *A. ocellatum* induit un stress oxydatif, une inflammation et une apoptose au sein des branchies d'*A. latus*, facteurs qui contribuent à la mortalité des poissons.

Les résultats de (**Cohen-Sánchez et al., 2023**), ont démontré une forte prévalence des échantillons de *X. novacula* touchés par l'ectoparasite du genre *Scaphanocephalus sp*, dans la zone d'Es Cubells, sur l'île d'Ibiza. À mesure que le parasitisme s'intensifie, une activation progressive de l'antioxydant et des systèmes immunitaires est déclenchée dans le mucus chez les individus affectés par cette infection. Cette activation semble être efficace dans les premiers stades de l'infection ou en cas d'infection modérée, alors que lorsque le degré d'infection est très élevé, les mécanismes de protection ne sont pas en mesure d'empêcher une augmentation de la peroxydation lipidique, indiquant un stress oxydatif. (**El Gamal et al., 2023**) a examiné les réactions immunitaires et antioxydantes face à l'infection par *Saprolegnia parasitica* chez le Nil tilapia (*Oreochromis niloticus*) qui ont été transférés vivants de leur ferme aquatique privée de la province de Kafr El-Sheikh vers l'Institut de recherche animale (ARI), antenne de Mansoura. Les mesures oxydatives et antioxydantes au niveau des branchies ont montré une concentration notablement supérieure de malondialdéhyde (MDA) chez le groupe infecté comparativement au groupe témoin. Ils ont observé une réduction significative de la catalase, de la glutathion peroxydase et des niveaux de superoxyde dismutase (Cat, GSH et SOD) au sein du groupe infecté comparativement au groupe de contrôle. Finalement (**Sahreen et al., 2021**) ont déterminé que l'infection due au parasite *I. Hypselobagri* entraîne un stress oxydatif qui génère des espèces réactives de l'oxygène chez l'hôte, le Poisson-chat indien (*Wallagoattu*). Ces sujets ont été récupérés sur le marché local du poisson et transférés vers le laboratoire, ce qui a

modifié le niveau des enzymes antioxydantes essentielles, telles que GST, SOD, GPX, GR, CAT et LPO. Une infection par un parasite provoque un stress oxydatif considérable, visible à travers l'augmentation des enzymes antioxydantes et de la peroxydation des lipides, ce qui engendre une réaction pathologique chez l'organisme hôte. De plus, le système de défense antioxydant du parasite aide à neutraliser les réponses immunitaires de l'hôte, ce qui favorise une installation réussie et assure une longévité prolongée chez l'hôte final.

**Conclusion
et
perspectives**

Conclusion générale

Cette recherche représente une contribution unique et inédite à la compréhension de la vie écologique du *Cyprinus carpio* dans le barrage de Mechraa Sfa (Tiaret), un milieu aquatique douce encore largement inexploré sur le plan scientifique. Dans un cadre écologique qui se distingue par l'absence de pressions industrielles directes, notre étude interdisciplinaire a permis d'évaluer de manière holistique la santé des populations locales de Carpes communes grâce à des examens biométriques, écotoxicologiques, biochimiques et parasitologiques.

L'analyse biométrique indique un développement marqué par une allométrie négative, signalant un déséquilibre entre la taille et le poids, ce qui pourrait suggérer soit des restrictions environnementales influençant la croissance somatique, soit une stratégie énergétique privilégiant d'autres fonctions biologiques telles que la reproduction ou la survie en conditions éprouvantes. Malgré une disparité notable en termes de sexe (82 femelles contre 31 mâles et 07 confondus), l'absence de différences biométriques importantes entre les sexes témoigne d'une uniformité morphologique qui pourrait être le résultat de facteurs environnementaux. Les indices physiologiques (GSI, IHS, K et IP) montrent une importante variabilité saisonnière, soulignant la cyclicité des mécanismes reproductifs et métaboliques, en relation avec les conditions hydrologiques sur place.

D'un point de vue chimique, l'eau du barrage présente une faible présence de métaux lourds (Pb, Zn, Fe). Cependant, elle est sensible à des fluctuations saisonnières, en particulier lors de sécheresses prolongées. Ces conditions entraînent une hausse de la température de l'eau, une baisse de l'oxygène dissous et une contamination par des coliformes totaux. Ces conditions physicochimiques défavorables peuvent générer un stress physiologique de longue durée chez les poissons, même si les concentrations de métaux identifiées ne constituent pas un danger sanitaire direct pour les consommateurs humains. Toutefois, bien qu'encore modérés, les faibles concentrations de métallothionéines (MT) observées laissent présager une bioaccumulation graduelle qui pourrait se révéler inquiétante sur le long terme.

Un des grands bénéfices de cette recherche est l'évaluation croisée des infestations parasitaires et des biomarqueurs de stress oxydatif. Deux espèces majeures de parasites ont affecté les carpes : *Ergasilus briani*, un copépode qui s'attache aux branchies, et *Dactylogyrus extensus*, un Monogène. Bien que les parasites soient de prévalence modérée, ils ont démontré leur contribution aggravante à la perturbation du métabolisme oxydatif des hôtes, en synergie avec les facteurs environnementaux. L'examen des biomarqueurs antioxydants (CAT, GST, GSH, MDA) a révélé une réaction enzymatique qui varie selon les saisons. Durant l'été, une hausse de l'activité de la GST et du GSH indique un déploiement actif des défenses

antioxydantes face à un stress amplifié, conjuguant température élevée, faible teneur en oxygène et présence de parasites. Par contre, des valeurs hivernales plus faibles indiquent une diminution du métabolisme global et aussi une capacité réduite à neutraliser les espèces réactives de l'oxygène (ROS). Le rôle de la catalase, stable en fonction du sexe et du poids, mais sujet à variation saisonnière, semble suggérer une importance constitutive marquée qui est toutefois moins dynamique comparée à celle des autres enzymes antioxydantes.

➤ Perspectives

Les résultats obtenus ouvrent plusieurs chemins de recherche à explorer :

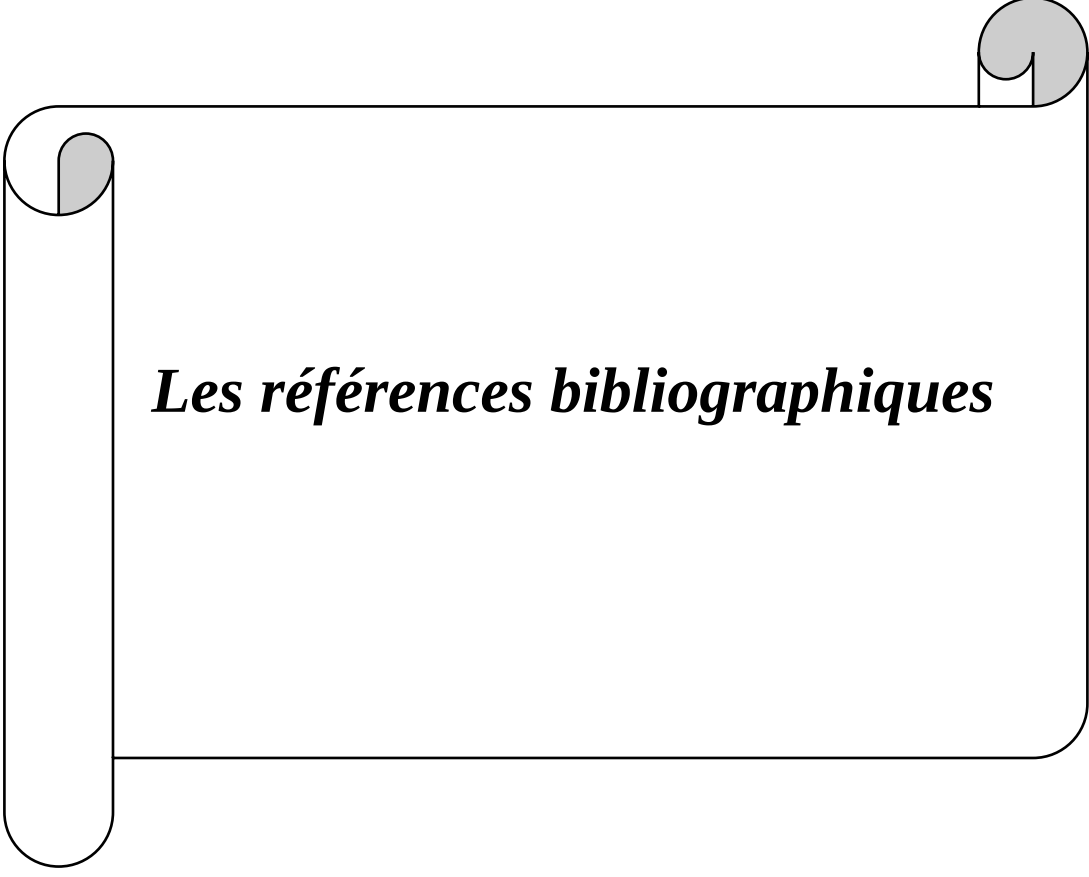
-Suivi spatio-temporel approfondi : élargir les opérations d'échantillonnage à d'autres saisons et à des barrages adjacents (Eldjelfa, Laghouat, Mascara...etc) afin de créer une carte régionale des réactions physiologiques des Carpes.

-Étude complémentaire en analyse moléculaire : examiner l'expression génique des enzymes antioxydantes et des métallothionéines afin de mieux saisir les processus adaptatifs au niveau cellulaire.

-Approfondissement de l'étude de la dynamique parasitaire à travers le suivi intégré : analyse des relations entre les paramètres abiotiques et les interactions interspécifiques, en se basant notamment sur des indicateurs d'infestation, de prévalence et d'intensité.

-Modélisation écosystémique : l'inclusion de données environnementales, biologiques et parasitaires dans des modèles de prévision pour anticiper les impacts du changement climatique et des sécheresses successives sur les écosystèmes aquatiques au nord-ouest de l'Algérie.

-Approche comparative multi-espèces : intégrer d'autres poissons autochtones (par exemple, *Barbus callensis*, *Carassius auratus*) pour mesurer la réactivité interspécifique face aux mêmes conditions environnementales.



Les références bibliographiques

Les références bibliographiques

(A)

Aakre, I.; Bøkevoll, A.; Chaira, J.; Bouthir, F. Z.; Frantzen, S.; Kausland, A. and Kjellefold, M. (2020). Variation in Nutrient Composition of Seafood from North West Africa: Implications for Food and Nutrition Security. *Foods*. 9(10): 1516.

Abdulla, M., & Chmielnicka, J. (1989). New aspects on the distribution and metabolism of essential trace elements after dietary exposure to toxic metals. *Biological Trace Element Research*, 23(1), 25-53.

Abu Samak, O. A., & Said, A. E. (2009). Comparative topography and ultrastructure of tegument in a polyopisthocotylean parasite (*Metamicrocotylacephalus*) and a monopisthocotylean parasite (*Dactylogyrus extensus*). *Journal of the Egyptian Society of Parasitology*, 39(2), 559–573.

ADE (2022). <https://www.ade.dz/>

Adhikary, R. K., Starrs, D., Wright, D., Croke, B., Glass, K., & Lal, A. (2024). Spatio-Temporal Variation in the Exceedance of Enterococci in Lake Burley Griffin: An Analysis of 16 Years' Recreational Water Quality Monitoring Data. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 21(5), 579.

Aebi, H. (1984). Catalase in vitro. In *Methods in enzymology*. Vol. 105, pp. 121-126. Academic press.

Aera, C. N.; Migiro, K. E.; Ogello, E. O.; Githukia, C. M.; Yasindi, A.; Outa, N. and Munguti, J. M. (2014). Length–weight relationship and condition factor of common carp, *Cyprinus carpio* in lake Naivasha, Kenya. *International journal of current research*, 6(9), 8286-8292.

Afroz, R., & Rahman, A. (2017). Health Impact of River Water Pollution in Malaysia. *Int. J. Adv. Appl. Sci.*, 4, 78–85.

Agarwal, A., Gupta, S., & Sharma, R. K. (2005). Role of oxidative stress in female reproduction. *Reproductive biology and endocrinology*, 3(1), 28.

Agnes, S. B. & Thirumathal, K. (2018). Influence of biological factors in relationship with spermatological qualities of common carp (*Cyprinus carpio*).

Ahmad, I., Maria, V.L., Oliveira, M., Serafim, A., Bebianno, M.J., Pacheco, M., Santos, M.A., (2008). DNA damage and lipid peroxidation vs. protection responses in the gill of *Dicentrarchus labrax* L. from a contaminated coastal lagoon (Ria de Aveiro Portugal). *Sci. Total Environ.* 406, 298–307

- Ahmadi, A., Borji, H., Naghibi, A., Nasiri, M. R., & Sharifiyazdi, H. (2017).** Morphologic and molecular (28S rDNA) characterization of *Dactylogyrus* spp. in *Cyprinus carpio* and *Ctenopharyngodonidella* in Mashhad, Iran. *Canadian journal of veterinary research = Revue canadienne de recherche veterinaire*, 81(4), 280–284.
- Ahmed, I., Zakiya, A., & Fazio, F. (2022).** Effects of aquatic heavy metal intoxication on the level of hematocrit and hemoglobin in fishes: a review. *Front. Environ. Sci.* 10. doi: 10.3389/fenvs.2022.919204
- Ahmed, M. M., Nur, A. A. U., Sultana, S., Jolly, Y. N., Paray, B. A., Arai, T., & Hossain, M. B. (2024).** Risk assessment and sources apportionment of toxic metals in two commonly consumed fishes from a subtropical estuarine wetland system. *Biology*, 13(4), 260.
- Ahmed, M.K.; Baki, M.A.; Islam, M.S.; Kundu, G.K.; Habibullah-Al-Mamun, M.; Sarkar, S.K.; Hossain, M.M. (2015).** Human health risk assessment of heavy metals in tropical fish and shellfish collected from the river Buriganga, Bangladesh. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22, 15880–15890
- Akaike, H., (1998).** Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In *Selected papers of Hirotugu Akaike* p. 199-213. New York, NY: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1694-0_15
- Ali, H.; Khan, E. (2018).** Bioaccumulation of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in freshwater fish. Risk to human health. *Environ. Chem. Lett.*, 16, 903–917
- Alik, O., Oudainia, S. E., Bouchebbah, S., Dehbi-Zebboudj, A., & Zerouali-Khodja, F. (2021).** Heavy metal and trace element bioaccumulation in muscle and liver of the merlu (*Merluccius merluccius* Linnaeus, 1758) from the Gulf of Bejaia in Algeria. *Ekológia*, 40(1), 91-100.
- Allalgua, A., Guerfi, S., Kaouachi, N., Boualleg, C., & Barrou, C. (2015).** L'infestation de *Cyprinus carpio* (Cyprinidés) peuplant le barrage Foug El-Khanga (Souk Ahras, Algérie) par les monogènes parasites. *Bull. Soc. zool. Fr.*, 140(3).
- Allalgua, A., Menasria, A., Mouaissa, W., Bensouilah M., & Kaouachi, N. (2021).** Effect of biotic and abiotic factors on the epidemiological index of *Dactylogyrus heteromorphus* El Gharbi, 1994 (Monogenea) parasitizing the algerian barbel *Luciobarbus callensis* (Cyprinidae) inhabiting Foug-El-Khanga dam (Souk-Ahras, Algeria). *Acta Aquatica Turcica*, 17(4), 532-540. <https://doi.org/10.22392/actaqua.896109>
- Alliouche, F., Bensaâd, B., L, Radi N., Ahmed, S., Ayad, M., Hemeir, A. (2024).** La consommation des poissons d'eau douce et de l'aquaculture en Algérie, spécialement le Tilapia : état des lieux et perspectives. *Hippocampus* 1: 14-24.

Almashhadany, D. A.; Khalid, H. S. and Ali, H. S. (2020). Determination of heavy metals and selenium contents in fish meat sold at Erbil City, Kurdistan Region, Iraq. *Italian Journal of Food Safety*, 9(3):

Alonso, M. L., Montaña, F. P., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., & Benedito, J. L. (2004). Interactions between toxic (As, Cd, Hg and Pb) and nutritional essential (Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, Zn) elements in the tissues of cattle from NW Spain. *Biometals*, 17(4), 389-397.

Alston, S., Boxshall, G. A., & Lewis, J. W. (1993). A redescription of adult females of *Ergasilus briani* Markewitsch, 1933 (Copepoda: Poecilostomatoida). *Systematic Parasitology*, 24(3), 217-227.

Alzaid, A., Hori, T. S., Hall, J. R., Rise, M. L., & Gamperl, A. K. (2015). Cold-induced changes in stress hormone and steroidogenic transcript levels in cunner (*Tautoglabrus adspersus*), a fish capable of metabolic depression. *General and Comparative Endocrinology*, 224, 126-135.

Amiard, J. C., Amiard-Triquet, C., Barka, S., Pellerin, J., & Rainbow, P. S. (2006). Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic toxicology*, 76(2), 160-202.

ANBT, (2021). Agence Nationale des Barrages et Transferts. <https://www.anbt.dz/>.

Arnot, J. A., & Gobas, F. A. P. C. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, 14(4), 257–297

Ashraf, M. A., Maah, M. J., & Yusoff, I. (2012). Bioaccumulation of heavy metals in fish species collected from former tin mining catchment. *International Journal of Environmental Research*, 6(1), 209–218.

Askri, B.; Daho, O.; Bensahla, T. L. and Bensahla, T. A. (2013). Relations biométriques chez la carpe commune *Cyprinus caprio* (Linnaeus, 1758) pêchée dans le Barrage Dahmouni Tiaret

Aslam, M., Roy, S., Ali, M. S., Kamruzzaman, M., Hasan, M. M., Hassan, M. T. (2025). Assessment of heavy metal concentrations in commercially farmed fishes in the South-West region of Bangladesh and associated health risk assessment. *Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research*, 60(1), 53–62.

Atli, G., Alptekin, Ö., Tükel, S., & Canli, M. (2006). Response of catalase activity to Ag⁺, Cd²⁺, Cr⁶⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺ in five tissues of freshwater fish *Oreochromis niloticus*.

Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 143(2), 218-224. DOI: 10.1016/j.cbpc.2006.02.003

Attal, M.; Mounia, B. A. H. A. and Abdeslem, A. R. A. B. (2023). Environnemental factors and growth of *Cyprinus carpio* (L., 1758) in Ghrib dam (Ain Defla) Algeria.

Attia, M. M., Abdelsalam, M., Elgendy, M. Y., & Sherif, A. H. (2022). Dactylogyrus extensus and Pseudomonas fluorescens dual infection in farmed common carp (Cyprinus carpio). *Microbial pathogenesis*, 173(Pt A), 105867. <https://doi.org/10.1016/j.micpath.2022.105867>

Austin, B. (1998). The effects of pollution on fish health. *J. Appl. Microbiol.* 85, 234S–242S. doi:10.1111/j.1365-2672.1998.tb05303.x

Authman, M. M., & Abbas, H. H. (2007). Accumulation and Distribution of Copper and Zinc in Both Water and Some Vital Tissues of Two Fish Species (*Tilapia zillii* and *Mugil cephalus*) of Lake Qarun, Fayoum Province, Egypt. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 10(13), 2106-2122.

Aydogdu, A., Selver, M., & Aydin, C. (2009). Occurrence of metazoan parasites of the mirror carp (*Cyprinus carpio* L. 1758) in a fish farm, Uluabat, Bursa, Turkey. *Pakistan Journal of Zoology*, 41(4).

(B)

Badgley BD, Thomas FI, Harwood VJ. (2010) The effects of submerged aquatic vegetation on the persistence of environmental populations of *Enterococcus* spp. *Environ Microbiol* 12(5):1271–1281. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2010.02169.x>

Bakiu, R., Piva, E., Pacchini, S., & Santovito, G. (2024). Antioxidant Systems in Extremophile Marine Fish Species. *Journal of Marine Science and Engineering*, 12(8), 1280. <https://doi.org/10.3390/jmse12081280>

Balon, E. K. (1995). Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers. *Aquaculture*, 129(1-4), 3-48.

Balon, E.K. (1958). Contributions to the embryonal and larval development of the carp (*Cyprinus carpio* L.). Veda, Slovak Academy of Sciences, Bratislava, 112 p.

Bandilla, M., Valtonen, E. T., Suomalainen, L. R., Aphalo, P. J., & Hakalahti, T. (2006). A link between ectoparasite infection and susceptibility to bacterial disease in rainbow trout. *International Journal for Parasitology*, 36(9), 987–991. <https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2006.04.002>

Bangladesh, S. Y. (2019). Bangladesh Bureau of Statistics: Dhaka.

- Barakov, R. T.; Nurtazin, S. T.; Sharakhmetov, S. E.; Pueppke, S. G.; Graham, N. A.; Isbekov, K. B. and Galymzhanov, I. S. (2024).** Biological and ecological characteristics of Common carp (*Cyprinus carpio*, Linnaeus, 1758) in Kapchagay Reservoir, Kazakhstan. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 50(3), 400-407.
- Baranyi, J., Roberts, T. A., (1994).** A dynamic approach to predicting bacterial growth in food. *International journal of food microbiology* 23: 277-294. [https://doi.org/10.1016/0168-1605\(94\)90157-0](https://doi.org/10.1016/0168-1605(94)90157-0)
- Bechaa Hayat; LiachaBesma, S. (2022).** *Evaluation De La Qualité Physicochimique Et Bactériologique Des Eaux Du Barrage De Bouhamdane, Wilaya De Guelma*. [Mémoire de Master, Université 8 Mai 1945 - Guelma].
- Belhoucine, F., Alioua, A., Bouhadiba, S., & Boutiba, Z. (2014).** Impact of some biotics and abiotics factors on the accumulation of heavy metals by a biological model *Merluccius merluccius* in the bay of Oran in Algeria.
- Belmokhtar, R., Belmokhtar, F., Kerfouf, A., & Hamed, M. B. B. (2024).** Multi-biomarker Approach as a Response of Oxidative Stress in *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) Obtained from the Algerian west coast. *ILMU KELAUTAN: Indonesian Journal of Marine Sciences*, 29(3).
- Benhaddya, M. L., Halis, Y., & Hamdi-Aïssa, B. (2020).** Assessment of heavy metals pollution in surface and groundwater systems in Oued Righ region (Algeria) using pollution indices and multivariate statistical techniques. *African Journal of Aquatic Science*, 45(3), 269-284.
- Benovics, M., Rahmouni, C., Řehulková, E., Nejat, F., & Šimková, A. (2024).** Uncovering the monogenean species diversity of cyprinoid fish in Iraq using an integrative approach. *Parasitology*, 151(2), 220-246.
- Benzineb, D. & Tchaker, F. (2019).** *Impact Des Actions Anthropiques Sur Le Statu Bio-écologique Des Poissons (barbus Callensis) Des Oueds* [Mémoire de Master, Université Yahia Fares - Médéa].
- Berkani, N., Zighem, I., & Foughali, S. (2017).** *Parasites du barbeau Barbus callensis (Valencienne, 1842) du barrage de Bouhamdane – Guelma* (Mémoire de Master, Université 8 Mai 1945 – Guelma, Algérie). Université de Guelma.
- Beverton, R. J. H., (1954).** Notes on the use of theoretical models in the study of the dynamics of exploited fish populations. *US Fishery Laboratory* 2 :181.
- Billard, R. (1997).** Les poissons d'eau douce des rivières de France : identification, inventaire et répartition des espèces. Paris : Éditions Delachaux et Niestlé, 240 pages

- Birben, E.; Sahiner, U. M.; Sackesen, C.; Erzurum, S.; Kalayci, O. (2012).** Oxidative Stress and Antioxidant Defense. *World Allergy Organization Journal*, 5(1): 9–19. DOI: 10.1097/WOX.0b013e3182439613
- Blazhekovikj-Dimovska, D., & Stojanovski, S. (2022).** Parasitic Copepods on Common Carp (*Cyprinus carpio*, L. 1758) from Gradche Reservoir (Macedonia). *Journal of Fisheries Science*, 4(1), 61-67.
- Bleeker, P. (1857).** Recherches sur les crustacés de l'Inde archipélagique. *Verhandelingen/Natuurkundige Vereeniging in Nederlandsch Indië*, d. 2.
- Borji, H., Naghibi, A., Nasiri, M. R., & Ahmadi, A. (2012).** Identification of *Dactylogyrus* spp. and other parasites of common carp in northeast of Iran. *Journal of Parasitic Diseases*, 36(2), 234-238.
- Botsoglou, N. A., Fletouris, D. J., Papageorgiou, G. E., Vassilopoulos, V. N., Mantis, A. J., & Trakatellis, A. G. (1994).** A rapid, sensitive and specific thiobarbituric acid method for measuring lipid peroxidation in animal tissues, food, and feed-stuff samples. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 42, 1931-1937.
- BOUALLEG, C., KAOUACHI, N., ALLALGUA, A., Menasria, A., MAAZI, M. C., & Mourad, B. (2015).** L'infestation de la population de *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) par les copépodes parasites dans le barrage foun el khanga (souk-ahras, Algérie). *Bulletin de la société zoologique de France*, 140(3).
- Bougis, P. (1952).** Recherches biométriques sur les rougets, *Mullus barbatus* L. et *Mullus surmuletus* L. Centre national de la recherche scientifique.
- Boutahraoui, I. (2017).** *Etude Physico-chimique Et Biologique Des Eaux Du Barrage De Boukourdane (tipaza)*. [Mémoire de Master, Université Saad Dahleb - Blida].
- Bouteldjaoui, F. (2024).** *Étude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau potable par approche statistique et indice de qualité de l'eau (IQE) : Cas de Hassi Bahbah et Ain Oussera*
- Bouzenda, R. (2017).** Evaluation De La Pollution De L'eau Du Littoral D'annaba Par L'impact Chez Le Mulet Doré *Liza aurata* (Poisson Téléostéen) [Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar - Annaba].
- Boxshall, G. A., & Halsey, S. H. (2004).** An introduction to copepod diversity (pp. xv+-vii+).
- Boyd, C. E., Tucker, C. S., and Viriyatum, R. (2011).** Interpretation of pH, acidity, and alkalinity in aquaculture and fisheries. *N. Am. J. Aquac.* 73, 403–408. doi:10.1080/15222055.2011.620861

Brahmia, S. (2017). *Ecologie Parasitaire Des Cyprinidés Du Lac Oubeira (nord-est Algérien)* [Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar - Annaba].

Bush, A.O., Lafferty, K.D., Lotz, J.M., Shostak, A.W. (1997). *Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited.* *Journal of Parasitology*, 83(4), 575–583.

(C)

Campana SE. (2001). Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *Journal of Fish Biology* 59: 197–242. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb00127.x>.

Carrassón, M., Dallarés, S., Cartes, J. E., Constenla, M., Pérez-del-Olmo, A., Zucca, L., & Kostadinova, A. (2019). Drivers of parasite community structure in fishes of the continental shelf of the Western Mediterranean: the importance of host phylogeny and autecological traits. *International Journal for Parasitology*, 49(9), 669-683.

Castela, J., Ferreira, V., and Graca, M. A. (2008). Evaluation of stream ecological integrity using leaf litter decomposition and benthic invertebrates. *Envir. Pollut.* 153: 440–449. doi: 10.1016/j.envpol.200

Censi P, Spoto SE, Saiano F, Sprovieri M, Mazzola S, Nardone G, Di Geronimo SI, Punturo R, Ottonello D. (2006). Heavy metals in coastal water systems. A case study from the northwestern Gulf of Thailand. *Chemosphere*. 64(7):1167-76.

Charpy, R. (1943). De la détermination de l'indice I= L/H en carpiculture. *Bulletin Français de Pisciculture*, (129), 125-131.

Cherif, M., Benguedda-Rahal, W., Belhadj, M., & Mokri, F. Z. (2022). Heavy metal levels in tissues (gonads and fillets) of Horse mackerel collected from Ghazaouet Bay (Western Mediterranean coast of Algeria). *Indian Journal of Geo-Marine Sciences (IJMS)*, 51(03), 263-269.

Cherkasov, A. S., Biswas, P. K., Ridings, D. M., Ringwood, A. H., & Sokolova, I. M. (2006). Effects of acclimation temperature and cadmium exposure on cellular energy budgets in the marine mollusk *Crassostrea virginica*: linking cellular and mitochondrial responses. *Journal of Experimental Biology*, 209(7), 1274-1284.

Claiborne, A. (1985) Catalase activity. In: Greenwald, R.A., Ed., *CRC Handbook of Methods for Oxygen Radical Research*, CRC Press, Boca Raton, 283-284

Clijsters, H., & Van Assche, F. (1985). *Inhibition of photosynthesis by heavy metals.* *Photosynthesis Research*, 7, 31–40. <https://doi.org/10.1007/BF00032920>

Cohen-Sánchez, A., Sánchez-Mairata, A. G., Valencia, J. M., Box, A., Pinya, S., Tejada, S., & Sureda, A. (2023). Immune and Oxidative Stress Response of the

Fish Xyrichtys novacula Infected with the Trematode Ectoparasite Scaphanocephalus sp. in the Balearic Islands. *Fishes*, 8(12), 600. <https://doi.org/10.3390/fishes8120600>

Colin, N., Porte, C., Fernandes, D., Barata, C., Padrós, F., Carrassón, M., ... & Maceda-Veiga, A. (2016). Ecological relevance of biomarkers in monitoring studies of macro-invertebrates and fish in Mediterranean rivers. *Science of the Total Environment*, 540, 307-323.

Commission européenne. (2023). *Règlement (UE) 2023/915 fixant les teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires.*

Copp, G. H. (2003). Is fish condition correlated with water conductivity? *Journal of Fish Biology*, 63(1), 263-266.

Corporeau, C., Auffret, M., (2003). In situ hybridisation for flow cytometry: a molecular method for monitoring stress-gene expression in hemolymph cells of oysters. *Aquat. Toxicol.* 64,427–435.

Costa, I. A., Driedzic, W. R., & Gamperl, A. K. (2013). Metabolic and cardiac responses of cunner *Tautoglabrus adspersus* to seasonal and acute changes in temperature. *Physiological and Biochemical Zoology*, 86(2), 233-244.

Couillard, Y., Campbell, P. G. C., Tessier, A., Pellerin-Massicotte, J., & Auclair, J.-C. (1995). Field transplantation of a freshwater bivalve, *Pyganodon grandis*, across a metal contamination gradient. II. Metallothionein response to Cd and Zn exposure—Evidence for cytoprotection. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(4), 703–715.

(D)

Dadebo, E., Eyayu, A., Sorsa, S., & Tilahun, G. (2015). Food and feeding habits of the common carp (*Cyprinus carpio* L. 1758) (Pisces: Cyprinidae) in Lake Koka, Ethiopia. *Momona Ethiopian Journal of Science*, 7(1), 16-31.

Dautremepuits, C., Betoulle, S., & Vernet, G. (2002). Antioxidant response modulated by copper in healthy or parasitized carp (*Cyprinus carpio* L.) by *Ptychobothrium* sp. (Cestoda). *Biochimica et biophysica acta*, 1573(1), 4–8. [https://doi.org/10.1016/s0304-4165\(02\)00328-8](https://doi.org/10.1016/s0304-4165(02)00328-8)

Davies-Colley, R. J., & Smith, D. G. (2001). Turbidity suspended sediment, and water clarity: a review 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 37(5), 1085-1101.

Dbaska, K.; Rutkowska, B.; Szulc, W. (2021). The influence of a dam reservoir on water quality in a small lowland river. *Environ. Monit. Assess.*, 193, 123.

Delarras C (2003). Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux : réglementation-Prélèvement -Analyse, Edition médicales internationales, Lavoisier, Paris, 269p.

Dereli, H.; Kebapcioglu, T. and Yusuf, Ş. E. N. (2022). Some aspects of the reproductive biology of the common carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus 1758) in Marmara Lake, Western Anatolia, Turkey. *Turkish Journal of Maritime and Marine Sciences*, 8(1), 69-79.

Dieuzeide, R. and Rolland, J. (1951). Laboratory of hydrobiology & freshwater pisciculture of Mazafran. *Bull Stat Aquic Pêche Castiglione*, 3, 190-207.

Dzika, E., Dzikowiec, M., & Hoffmann, R. W. (2009). Description of the development of the attachment and copulatory apparatus of *Dactylogyrus extensus* from *Cyprinus carpio* var. koi. *Helminthologia*, 46(1), 39-44.

(E)

Ebrahimi, M., Nematollahi, A., Samiei, A., & Golabi, M. (2018). Ectoparasitism on freshwater fish in West Azerbaijan, northwest of Iran. *Comparative Clinical Pathology*, 27(2), 353-356.

Effler, S. W. (1988). Secchi Disc Transparency and Turbidity. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE

Eilert, S. J. (2020). The future of animal protein: feeding a hungry world. *Animal Frontiers*, 10(4), 5-6. <https://doi.org/10.1093/af/vfaa033>

El Gamal, S. A., Adawy, R. S., Zaki, V. H., & Zahran, E. (2023). Host-pathogen interaction unveiled by immune, oxidative stress, and cytokine expression analysis to experimental *Saprolegnia parasitica* infection in Nile tilapia. *Scientific reports*, 13(1), 9888. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-36892-w>

Ellman, G. L. (1959). *Tissue sulphydryl groups*. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 82(1), 70–77.

El-Sharkawy, M.; Alotaibi, M.O.; Li, J.; Du, D.; Mahmoud, E. (2025). Heavy Metal Pollution in Coastal Environments: Ecological Implications and Management Strategies: A Review. *Sustainability*, 17, 701

Epa, U. S. (2011). Regional screening level (RSL) summary table. United States Environmental Protection Agency, Washington.

Ercal, N., Gurer-Orhan, H., Aykin-Burns, N. (2001). Toxic metals and oxidative stress part I: mechanisms involved in metal-induced oxidative damage. *Current topics in medicinal chemistry*, 1(6), 529-539, doi:10.2174/156802601339483

Erdorul, Ö., & Ates, D. A. (2006). Determination of cadmium and copper in fish samples from Sir and Menzelet dam lake Kahramanmaraş, Turkey. *Environmental monitoring and assessment*, 117(1-3), 281.

- Eroglu, A., Dogan, Z., Kanak, E. G., Atli, G. Ü. L. İ., & Canli, M. U. S. T. A. F. A. (2015).** Effects of heavy metals (Cd, Cu, Cr, Pb, Zn) on fish glutathione metabolism. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(5), 3229-3237. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2972-y>
- Esenowo, I., E. Ogidiaka, and I. Brownson. (2016).** Length-Weight relationships of some economic freshwater fishes of Nwaniba River, Southeast Nigeria.
- Esmaili Sari, A. (2002).** Pollutants, health and standards in the environment. Tehran. *Naghsh-e-Mehr*, 24, 767.
- Euzet L, Combes C. (1998).** The selection of habitats among the Monogenea. *Int. J Parasitol.*;28:1645–52.
- Ezemonye, L.I.; Adebayo, P.O.; Enuneku, A.A.; Tongo, I.; Ogbomida, E. (2019).** Potential health risk consequences of heavy metal concentrations in surface water, shrimp (*Macrobrachium macrobrachion*) and fish (*Brycinus longipinnis*) from Benin River, Nigeria. *Toxicol. Rep.*, 6, 1–9.

(F)

- Falfushynska, H. I., & Stoliar, O. B. (2009).** Function of metallothioneins in carp *Cyprinus carpio* from two field sites in Western Ukraine. *Ecotoxicology and environmental safety*, 72(5), 1425-1432.
- FAO, (2006).** Cultured Aquatic Species Information Programme « *Cyprinus carpio* : conditions optimales de croissance et de reproduction »
- FAO, (2016).** The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO, (2018).** The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO, (2023).** The State of World Fisheries and Aquaculture: Towards Blue Transformation.
- FAO, (2024).** The State of World Fisheries and Aquaculture. Blue Transformation in Action; Rome, Italy.
- FAO. (1992).** *Introduction à l'étude de l'âge et de la croissance des poissons.*
- FAO. (1997).** *The State of Food and Agriculture 1997: The agroprocessing industry and economic development* (SOFA No. 814 539). Rome, Italie: FAO.
- FAO. (2009).** *The state of world fisheries and aquaculture*
- FAO/WHO. (2019).** General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed (Codex Stan 193-1995).

- FAO/WHO. (1989).** Evaluation of certain food additives and contaminants: *Thirty-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives* (WHO Technical Report Series No. 776). World Health Organization.
- Farag, F., Wally, Y., Daghash, S., & Ibrahim, A. (2014).** Some gross morphological studies on the internal anatomy of the scaled common carp fish (*Cyprinus carpio*) in Egypt. *Journal of Veterinary Anatomy*, 7(1), 15-29. doi: 10.21608/jva.2014.44724
- Ferreira de Oliveira, T., de Sousa Brandão, I. L., Mannaerts, C. M., Hauser-Davis, R. A., Ferreira de Oliveira, A. A., Fonseca Saraiva, A. C., de Oliveira, M. A., & Ishihara, J. H. (2020).** *Using hydrodynamic and water quality variables to assess eutrophication in a tropical hydroelectric reservoir.* *Journal of Environmental Management*, 256, Article 109932.
- Ferreira-Sobrinho, A., & Tavares-Dias, M. (2016).** A study on monogenean parasites from the gills of some cichlids (Pisces: Cichlidae) from the Brazilian Amazon. *Revistamexicana de biodiversidad*, 87(3), 1002-1009.
- Flammarion, P., Devaux, A., & Garric, J. (2001).** Marqueurs biochimiques de pollution dans les écosystèmes aquatiques continentaux. Exemples d'utilisation et perspectives pour le gestionnaire. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (357-360), 209-226.
- Florescu, I. E., Georgescu, S. E., Dudu, A., Balaş, M., Voicu, S., Grecu, I., & Costache, M. (2021).** Oxidative stress and antioxidant defense mechanisms in response to starvation and refeeding in the intestine of stellate sturgeon (*Acipenser stellatus*) juveniles from aquaculture. *Animals*, 11(1), 76.
- Ford, E. (1933).** An Account of the Herring Investigations Conducted at Plymouth during the Years from 1924 to 1933. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 19: 305. <https://doi.org/10.1017/S0025315400055910>
- Foss, A., Grimsbø, E., Vikingstad, E., Nortvedt, R., Slinde, E., Roth, B. (2012).** Live chilling of Atlantic salmon: physiological response to handling and temperature decrease on welfare. *Fish. Physiol. Biochem.* 38 (2), 565–571. <http://dx.doi.org/10.1007/s10695-011-9536-6>
- Fréon, P. (1988).** Réponses et adaptations des stocks de clupéidés d'Afrique de l'ouest à la variabilité du milieu et de l'exploitation : Analyse et réflexion à partir de l'exemple du Sénégal.
- Froese, R. (2006).** Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of applied ichthyology*, 22(4), 241-253.
- Fukunaga, K., Nakazono, N., Suzuki, T., & Takama, K. (1999).** Mechanism of oxidative damage to fish red blood cells by ozone. *IUBMB life*, 48(6), 631-634.

Gao, X.; Lin, P.; Li, M.; Duan, Z.; Liu, H.; Gao, X.; Lin, P.; Li, M.; Duan, Z.; Liu, H. (2014). Effects of Water Temperature and Discharge on Natural Reproduction Time of the Chinese Sturgeon, *Acipenser sinensis*, in the Yangtze River, China and Impacts of the Impoundment of the Three Gorges Reservoir. *Zool. Sci.* 31, 274

Garric, J.; Morin, S.; Vincent-Hubert, F. (2010). Les biomarqueurs en écotoxicologie : définition, intérêt, limite, usage. *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 1 (2010/1), pages 12–17. DOI : 10.3917/set.001.0012

Gasmi, Y.; Aissa, W. and Heramza K. (2023). Comparative Study on the Influence of Physicochemical Parameters on Biometric Parameters and Parasitic Infestation in *Cyprinus carpio* (Carp) from Lakes Oubeira and Tonga, Algeria. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 27(3), 997-1011.

Gemaque, T. C., da Costa, D. P., Pereira, L. V., & Campos, K. (2019). Evaluation of iron toxicity in the tropical fish *Leporinus friderici*. *Biomed J Sci Tech Res*, 18(2), 13436-13441.

Gompertz, B. (1825). On the Nature of the Function Expressive of the Law of Human Mortality, and on a New Mode of Determining the Value of Life Contingencies. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 115: 513–583. <https://doi.org/10.1098/rstl.1825.0026>

Groeger, A. W., & Kimmel, B. L. (1984). Organic matter supply and processing in lakes and reservoirs. *Lake and Reservoir Management*, 1(1), 282-285.

Gul, S.; Belge-Kurutas, E.; Yildiz, E.; Sahan, A.; Doran, F. (2004). Pollution correlated modifications of liver antioxidant systems and histopathology of fish (Cyprinidae) living in Seyhan Dam Lake, Turkey. *Environ Int.*, 30, 605-9.

(H)

Habig, W.H., Pabst, M.J., & Jakoby, W.B. (1974). Glutathione S-transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of Biological Chemistry*, 249(22), 7130–7139.

HaddidiBouteldja, M., & Melek, I. (2016). *Étude bactériologique de l'eau du barrage de Zit-Emba et microflore de Barbus callensis* (Mémoire de Master, Université 8 Mai 1945 – Guelma, Algérie). *Étude bactériologique de l'eau du barrage de Zit-Emba et microflore de Barbus callensis* (Mémoire de Master, Université 8 Mai 1945 – Guelma, Algérie).

Haddon, M., Mundy, C., Tarbath, D. (2008). Using an inverse-logistic model to describe growth increments of blacklip abalone (*Haliotis rubra*) in Tasmania. *FISH B-NOAA* 106: 58–71.

- Hajlaoui, W. ; Troudi, D. ; Chalhaf, M. and Missaoui, H. (2016).** Caractères biométriques de la carpe commune *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) dans la retenue du barrage de Sidi Saâd (Centre de la Tunisie). *JNS AgriBiotech*, 29, 1657-1663.
- Hajlaoui, W.; Chalhaf, M.; Troudi, D.; Cherif, M.; Mili, S. and Missaoui, H. (2022).** Investigating age and growth of *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) in Sidi Saad reservoir (Central Tunisia). *Vie Milieu*, 72, 1-2.
- Halliwell, B., & Gutteridge, J. M. (2015).** Free radicals in biology and medicine. Oxford university press.
- Hamil, S., Arab, S., Chaffai, A., Baha, M., & Arab, A. (2018).** Assessment of surface water quality using multivariate statistical analysis techniques: a case study from Ghrib dam, Algeria. *Arabian Journal of Geosciences*, 11(23), 754.
- Hanis, F., Messaoudi, M., Bouamra, M., Abdelhadi, S. A., Ouanezar, A., Malki, A., & Zahnit, W. (2024).** Analysis and risk assessment of essential and toxic elements in Algerian canned tuna fish. *Biological Trace Element Research*, 202(3), 1212-1223.
- Hantanirina, H. I.; Randriarilala, F.; Rabearimisa, R. N.; Herintsoarilalamisainjanahay, N.; Rafomanana, G. and de Neupomuscène Rakotozandriny, J. (2019).** Variabilités morphométriques de la Carpe commune « *Cyprinus carpio* » (Linnaeus, 1758) : cas de la zone de pêche d'Ambatondrazaka, Mahajanga et Miandrivazo, Madagascar. *Afrique SCIENCE*, 15(4), 281-289.
- Heath, A. G. (2018).** Water pollution and fish physiology. CRC press.
- Hook, S. E., Kroon, F. J., Metcalfe, S., Jones, D. A., & Osborn, H. L. (2014).** The role of biomarkers in the assessment of aquatic ecosystem health. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 10(2), 331–341. DOI :10.1002/ieam.1530
- Hopkin, S. P. (1989).** Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates. London: Elsevier Applied Science.
- Hossain, M. B., Bhuiyan, N. Z., Kasem, A., Hossain, M. K., Sultana, S., Nur, A. A. U., & Arai, T. (2022).** Heavy metals in four marine fish and shrimp species from a subtropical coastal area: accumulation and consumer health risk assessment. *Biology*, 11(12), 1780.
- HoudaBerrouk, MouniaTolba, MoundjiTouarfia, & ChahinezBoualleg. (2020).** “A Study of Parasitic Copepod Infesting Two Freshwater Fish Populations (*Cyprinus Carpio* and *Abramis Brama*) from Beni-Haroun Dam (Mila) North-East of Algeria”. *Annual Research & Review in Biology* 34 (3):1–11. <https://doi.org/10.9734/arrb/2019/v34i330159>.

Huët, M. A. L., & Puchooa, D. (2017). Bioremediation of heavy metals from aquatic environment through microbial processes: A potential role for probiotics. *Journal of Applied Biology & Biotechnology*, 5(6), 14–23.

Hurvich, C. M., Tsai, C. L. (1989). Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76: 297-307. <https://doi.org/10.1093/biomet/76.2.297>

(I)

Isiri, F. (2010). Feed-maximum Limit of Heavy Metals. The Institute of Standards and Industrial Research of Iran, 12968, 15.

(J)

James, G., Witten, D., Hastie, T., Tibshirani, R. (2013). An Introduction to Statistical Learning. Springer Texts in Statistics. Springer, Cham.

Jena, S. D., Behera, M., Dandapat, J., & Mohanty, N. (2009). Non-enzymatic antioxidant status and modulation of lipid peroxidation in the muscles of Labeorohita by sub lethal exposure of CuSO₄. *Veterinary research communications*, 33(5), 421-429. <https://doi.org/10.1007/s11259-008-9188-x>

Jia, R.; Wang, L.; Hou, Y.R.; Feng, W.R.; Li, B.; Zhu, J. (2022). Effects of stocking density on the growth performance, physiological parameters, redox status and lipid metabolism of *Micropterus salmoides* in integrated rice-fish farming systems. *Antioxidants*, 11, 1215.

Jomová, K., Raptová, R., Alomar, S. Y., Alwasel, S., & Valko, M. (2023). Reactive oxygen species, toxicity, oxidative stress, and antioxidants: Chronic diseases and aging. *Archives of Toxicology*, 97(10), 1–76.

Jović, M., & Stanković, S. (2014). Human exposure to trace metals and possible public health risks via consumption of mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Adriatic coastal area. *Food and chemical toxicology: an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*, 70, 241–251. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2014.05.012>.

(K)

Kalakhi, N., Bendimerad, M. A., & Kerfouf, A. (2023). Heavy metals (Zn, Cd, Cu, Pb, and Fe) assessment in sardines (*Sardina pilchardus*, Walbaum, 1792) from the Algerian west coast. *Journal of Survey in Fisheries Sciences*, 10(1), 1-11.

Kanak, E. G., Dogan, Z., Eroglu, A., Atli, G. Ü. L. Ü. Z. A. R., & Canli, M. U. S. T. A. F. A. (2014). Effects of fish size on the response of antioxidant systems of *Oreochromis niloticus* following metal exposures. *Fish physiology and biochemistry*, 40(4), 1083-1091.

- Kara, H. M. (2012).** Freshwater fish diversity in Algeria with emphasis on alien species. *European journal of wildlife research* 58: 243-253. <http://dx.doi.org/10.1007/s10344-011-0570-6>.
- Karadag, H., Firat, Ö., & Firat, Ö. (2014).** Use of oxidative stress biomarkers in *Cyprinus carpio* L. for the evaluation of water pollution in Atatürk Dam Lake (Adiyaman, Turkey). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 92(3), 289-293.
- Karadede, H., & Ünlü, E. (2000).** Concentrations of some heavy metals in water, sediment and fish species from the Atatürk Dam Lake (Euphrates), Turkey. *Chemosphere*, 41(9), 1371-1376.
- Kartas, F. and Quignard, J. P. (1984).** *La fécondité des poissons téléostéens* (p. 121). Paris: Masson.
- Katsanevakis, S. (2006).** Modelling fish growth: Model selection, multi-model inference and model selection uncertainty. *Fisheries Research* 81: 229–235 <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2006.07.002>
- Keith, P et Allardi, J. (2001).** Atlas des poissons d'eau douce de France. (Ed.). Muséum national d'histoire naturelle-Institut d'écologie et de gestion de la biodiversité-Service du patrimoine naturel.
- Khawla, S., Bouarioua, B., & Boulares, S. (2021).** *Étude biométrique et parasitisme de quelques espèces de poissons d'eau douce vivant dans le barrage Béni Haroun* (Mémoire de master, Centre Universitaire Abdel Hafid Boussouf – Mila).
- Khelfaoui, M., Benaissa, A., Kherraf, S., Madjram, M. S., Bouras, I., & Mehri, K. (2022).** Assessment of groundwater and surface water pollution by hazardous metals, using multivariate analysis and metal pollution index around the old Sidi Kamber mine, NE Algeria. *Pollution*, 8(3), 889-903.
- Khélifi-Touhami, M., Ounissi, M., Saker, I., Haridi, A., Djorfi, S., & Abdenour, C. (2006).** The hydrology of the Mafrag estuary (Algeria): Transport of inorganic nitrogen and phosphorus to the adjacent coast. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 4(2), 340.
- Khonok A, Sarai Tabrizi M, Babazadeh H, Saremi A, Mohammadi Ghaleni M. (2021)** Sensitivity analysis of water quality parameters related to flow changes in regulated rivers. *Int J Environ Sci Technol* 19 :3001–3014. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03421-z>
- Khoubnasabjafari, M., Soleymani, J., & Jouyban, A. (2018).** Avoid using spectrophotometric determination of malondialdehyde as a biomarker of oxidative stress. *Biomarkers in medicine*, 12(6), 551-554.
- Kim, I.-H., & Choi, S.-K. (2003).** Copepod parasites (Crustacea) of freshwater fishes in Korea. *The Korean Journal of Systematic Zoology*, 19, 57–93.

- Kim, J. H., Park, H. J., Kim, K. W., & Kang, J. C. (2017).** Oxidative stress and non-specific immune responses in juvenile black sea bream, *Acanthopagrus schlegelii*, exposed to waterborne zinc. *Fisheries and Aquatic Sciences*, 20(1), 11.
- Kirk, J. T. O. (1994).** Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. (Second Edition). Cambridge University Press, New York, New York. 509 pp.
- Kirpichnikov, V. S. (1981).** Genetic bases of fish selection (p. 410). Berlin: Springer-Verlag.
- Kono, Y., & Fridovich, I. (1982).** Superoxide radical inhibits catalase. *Journal of Biological Chemistry*, 257(10), 5751–5754.
- Kovacik, A. (2017).** Oxidative stress in fish induced by environmental pollutants. *Scientific Papers Animal Science and Biotechnologies*, 50(1), 121-121.
- Krika, A., & Krika, F. (2018).** Assessment of heavy metals pollution in water and sediments of Djendjen River, North Eastern Algeria. *Pollution*, 4(3), 495-502.

(L)

- Lafferty, K. D., Dobson, A. P., & Kuris, A. M. (2008).** Parasites dominate food web links. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(22), 11433–11438. <https://doi.org/10.1073/pnas.0803232105>
- Lagadic, L. ; Caquet, T. ; Amiard, J.-C. ; Ramade, F. (1997).** Biomarqueurs en écotoxicologie : principes et définitions. In *Biomarqueurs en écotoxicologie : aspects fondamentaux*, sous la direction de L. Lagadic, T. Caquet, J.-C. Amiard, F. Ramade, pp. 1–9. Collection Écologie, éditions Masson, Paris, 419 p.
- Lambrou, T.P. ; Panayiotou, C.G. ; Anastasiou, C.C. (2012).** A low-cost system for real time monitoring and assessment of potable water quality at consumer sites. In *Proceedings of the IEEE Sensors*, Taipei, Taiwan, 28–31
- Le Cren, E. D. (1951).** The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology*, 201-219.
- Lee, J. W., Choi, H., Hwang, U. K., Kang, J. C., Kang, Y. J., Kim, K. I., & Kim, J. H. (2019).** Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. *Environmental toxicology and pharmacology*, 68, 101-108.
- Lermen, C. L., Lappe, R., Crestani, M., Vieira, V. P., Gioda, C. R., Schetinger, M. R. C., ... & Morsch, V. M. (2004).** Effect of different temperature regimes on metabolic and blood parameters of silver catfish *Rhamdia quelen*. *Aquaculture*, 239(1-4), 497-507.
- Li, Z., Zhuang, J., Wang, H., Cao, J., Wang, B., Han, Q., Luo, Z., Dong, C., & Li, A. (2025).** Oxidative stress, inflammation, and apoptosis contribute to the pathogenesis of

Amyloodiniumocellatum infection in yellowfin seabream (*Acanthopagrus latus*). *Fish & shellfish immunology*, 162, 110312. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2025.110312>

Linnaeus, C. (1758). *Systema Naturae per Regna Tria Naturae, secundum Classes, Ordines, Genera, Species, cum Characteribus, Differentiis, Synonymis, Locis. Tomus I. Editio decima, reformata.* Holmiae (Stockholm): Laurentii Salvii. 824 pp.

Liu, Q.; Liao, Y.; Shou, L. (2018). Concentration and potential health risk of heavy metals in seafoods collected from Sanmen Bay and its adjacent areas, China. *Mar. Pollut. Bull.*, 131, 356–364.

Livingstone, D. R. (2003). Oxidative stress in aquatic organisms in relation to pollution and aquaculture. *Revue de Médecine Vétérinaire*, 154(6), 427–430.

Loucif, K., & Chenchouni, H. (2024). Water physicochemical quality as driver of spatial and temporal patterns of microbial community composition in lake ecosystems. *Applied Water Science*, 14(6), 115.

LOUIZ, I., BEN-ATTIA, M., GADDACHA, W., PALLUEL, O., AÏT-AÏSSA, S., & Ben, O. K. (2017). Seasonal variations of oxidative stress biomarkers in *Z. ophiocephalus* and *G. niger* in an unpolluted site on the north-eastern coast of Tunisia

Lushchak, V. I. (2011). Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals. *Aquatic toxicology*, 101(1), 13–30.

Lushchak, V. I., Lushchak, L. P., Mota, A. A., & Hermes-Lima, M. (2001). Oxidative stress and antioxidant defenses in goldfish *Carassius auratus* during anoxia and reoxygenation. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, 280(1), R100–R107.

(M)

Ma’rifah, F., Saputri, M. R., Soegianto, A., Irawan, B., & Putranto, T. W. C. (2019). The change of metallothionein and oxidative response in gills of the *Oreochromis niloticus* after exposure to copper. *Animals*, 9(6), 353.

Madene, E., Boufekane, A., Busico, G., Meddi, M., & Maizi, D. (2023). Temporal evaluation of surface water quality in semiarid regions: a case study of the Ouled Mellouk dam in north-western Algeria. *Water Supply*, 23(6), 2387–2403.

Margolis, L., Esch, G.W., Holmes, J.C., Kuris, A.M., Schad, G.A. (1982). *The use of ecological terms in parasitology.* *Journal of Parasitology*, 68(1), 131–133.

Markert, B., Breure, A. M., & Zechmeister, H. G. (2003). *Bioindicators and biomonitors: Principles, concepts and applications.* Elsevier.

- Martinez-Ballesta MC, Dominguez-Perles R, Moreno DA, Muries B, Alcaraz-Lopez C, Bastias E, Garcia-Viguera C, Carvajal M. (2010).** Minerals in plant food: effect of agricultural practices and role in human health A review. *Agron Sustain Dev* 30(2):295–309
- Medeiros, R.J.; dos Santos, L.M.G.; Freire, A.S.; Santelli, R.E.; Braga, A.M.C.; Krauss, T.M.; Jacob, S.d.C. (2012).** Determination of inorganic trace elements in edible marine fish from Rio de Janeiro State, Brazil. *Food Control*, 23, 535–541.
- Menai, N. & Noui, M. (2018).** Etude Comparative De La Qualité Physico-chimique Et Bactériologique Des Eaux De Deux Barrages Boukerdane Et Kef Eddir [Mémoire de Master, Université Saad Dahleb - Blida].
- Mendoza-Lera, C., Larranaga, A., Pérez, J., Descals, E., Martínez, C., Moya, O., Arostegui, I., and Pozo, J. (2012).** Headwater reservoirs weaken terrestrial-Aquatic linkage by slowing leaf litter processing in downstream regulated reaches. *River. Res. Appl.* 28: 13–22. doi: 10.1002/rra.1434
- Menon, S. V., Kumar, A., Middha, S. K., Paital, B., Mathur, S., Johnson, R., ... & Asthana, M. (2023).** Water physicochemical factors and oxidative stress physiology in fish, a review. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1240813.
- Mezhoud, B. & Cherair, L. & Belhadj, H. (2021).** Contribution A L'étude De La Qualité Physicochimique Des Eaux Piscicoles Provenant D'un Bassin D'élevage De Poisson Chat (*clarias Gariepinus*) Au Niveau De La Ferme Titeri Aquacole - Medea [Mémoire de Master, Université Yahia Fares - Médéa].
- Mielcarek, K., Puścion-Jakubik, A., Gromkowska-Kępka, K. J., Soroczyńska, J., Karpińska, E., Markiewicz-Żukowska, R., & Socha, K. (2020).** Comparison of zinc, copper and selenium content in raw, smoked and pickled freshwater fish. *Molecules*, 25(17), 3771.
- Mimeche, F.; Belhamra, M. and Mimeche, H. (2015).** Growth Parameters of *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 (CYPRINIDAE) in the k'sob reservoir in m'sila (Algeria)
- Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. B., Nainu, F., Khusro, A., Khandaker, M. U., Idris, A. M., Hossain, M. J., & Simal-Gandara, J. (2022).** Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University – Science*, 34, 101865.
- Mohamed, A. S., Gad, N. S., & El Desoky, M. A. (2019).** Liver Enzyme Activity of *Tilapia zillii* and *Mugil capito* Collected Seasonally from Qarun Lake, Egypt. *Fisheries and Aquaculture Journal*, 10(1), 1-5.

Morey, G. A. M., Valera, A. M. B., & Malta, J. D. O. (2017). First record in Brazil of an *Ergasilus* species (Cyclopoida: Ergasilidae) parasitizing the gills and nasal fossae of *Raphiodon vulpinus* (Characiformes: Cynodontidae).

Mozhdeganloo, Z., & Heidarpour, M. (2014). Oxidative stress in the gill tissues of goldfishes (*Carassius auratus*) parasitized by *Dactylogyrus* spp. *Journal of Parasitic Diseases*, 38(3), 269-272.

Munir, N., Jahangeer, M., Bouyahya, A., El Omari, N., Ghchime, R., Balahbib, A., et al. (2021). Heavy metal contamination of natural foods is a serious health issue: A review. *Sustainability* 14, 161. doi: 10.3390/su14010161.

(N)

Nakano, T., Kameda, M., Shoji, Y., Hayashi, S., Yamaguchi, T., & Sato, M. (2014). Effect of severe environmental thermal stress on redox state in salmon. *Redox Biology*, 2, 772–776. <https://doi.org/10.1016/j.redox.2014.05.007>.

Naqvi, G.; Shoaib, N.; Majid, A. (2016). Genotoxic potential of pesticides in the peripheral blood erythrocytes of fish (*Oreochromis mossambicus*). *Pak. J. Zool.*, 48, 1643–1648.

Naz, S., Chatha, A. M. M., Téllez-Isaías, G., Ullah, S., Ullah, Q., Khan, M. Z., ... & Kari, Z. A. (2023). A comprehensive review on metallic trace elements toxicity in fishes and potential remedial measures. *Water*, 15(16), 3017.

Naz, S.; Hussain, R.; Ullah, Q.; Chatha, A.M.M.; Shaheen, A.; Khan, R.U. (2021). Toxic effect of heavy metals on hematology and histopathology of major carp (*Catlacatla*). *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 28, 6533–6539.

Naz, S.; Mansouri, B.; Chatha, A.M.M.; Ullah, Q.; Abadeen, Z.U.; Khan, M.Z.; Khan, A.; Saeed, S.; Bhat, R.A. (2022). Water quality and health risk assessment of trace elements in surface water at Punjnad Headworks, Punjab, Pakistan. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 29, 61457–61469

Nitta, M. (2023). New records of monogeneans, *Gyrodactylus*cyprini (Gyrodactylidae) and *Dactylogyrus*extensus (Dactylogyridae), parasitic on reared common carp *Cyprinus carpio* (Cypriniformes: Cyprinidae) in Mie Prefecture, Japan. *Species Diversity*, 28(2), 273-284.

Nwaedozie, J. M. (1998). The determination of heavy metal pollutants in fish samples from River Kaduna *J. Chem. Soc. Nigeria*. 23, 21-23.

(O)

Ogle, D. H. (2015). *Introductory Fisheries Analyses with R*. Chapman & Hall/CRC. ISBN 9781482235203. <https://doi.org/10.1201/9781315371986>

Ohkawa, H., Ohishi, N., & Yagi, K. (1978). Reaction of linoleic acid hydroperoxide with thiobarbituric acid. *Journal of lipid research*, 19(8), 1053-1057.

OMS (2017). Chemical aspects – *Addenda to the 4th edition*

Oros, A., Coatu, V., Damir, N., Danilov, D., Ristea, E., & Lazar, L. (2025). Molecular Mechanisms and Biomarker-Based Early-Warning Indicators of Heavy Metal Toxicity in Marine Fish. *Fishes*, 10(7), 339.

Otitoloju, A., & Olagoke, O. (2011). Lipid peroxidation and antioxidant defense enzymes in *Clarias gariepinus* as useful biomarkers for monitoring exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Monitoring and Assessment*, 182(1), 205-213.

Özcan, G. (2008). Length–weight relationships of five freshwater fish species from the Hatay Province, Turkey.

Oztürk M. O. (2005). Eber Gölü (Afyon)'ndeki sazan (*Cyprinus carpio* L.)'ların metazoon parazitleri üzerine bir araştırma [An investigation of metazoan parasites of common Carp (*Cyprinus carpio* L.) in Lake Eber, Afyon, Turkey.]. *Turkiyeparazitoloji dergisi*, 29(3), 204–210.

Öztürk, M. O., & Altunel, F. N. (2006). Occurrence of *Dactylogyrus* infection linked to seasonal changes and host fish size on four cyprinid fishes in Lake Manyas, Turkey. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 52(4), 407-415.

(P)

Parameswaran, S.; Selvaraj, C. and Radhakrishnan, S. (1974). Observations on the biology of *Labeogonius* (Hamilton). *Indian Journal of Fisheries*, 21(1), 54-75.

Paris-Palacios, S., Biagianti-Risbourg, S., Vernet, G. (2000). Biochemical and (ultra)structural hepatic perturbations of *Brachydanio rerio* (Teleostei, Cyprinidae) exposed to two sublethal concentrations of copper sulphate. *Aquat. Toxicol.* 50, 109–124

Park, J. M., Mun, S. J., Yim, H. S., Han, K. H. (2017). Egg development and larvae and juveniles' morphology of carp, *Cyprinus carpio*. *Development & Reproduction*, 21(3), 287–295.

Patra, R. C., Swarup, D., & Dwivedi, S. K. (2001). Antioxidant effects of α tocopherol, ascorbic acid and L-methionine on lead induced oxidative stress to the liver, kidney and brain in rats. *Toxicology*, 162(2), 81-88.

Pegg, J., Andreou, D., Williams, C. F., & Britton, J. R. (2017). Consistent patterns of trophic niche specialization in host populations infected with a non-native copepod parasite. *Parasitology*, 144(7), 945–953. <https://doi.org/10.1017/S0031182017000075>

Piasecki, W., Goodwin, A. E., Eiras, J. C., & Nowak, B. F. (2004). Importance of Copepoda in freshwater aquaculture. *Zoological studies*, 43(2), 193-205.

Pinto, E., Sigaud-kutner, T. C., Leitaó, M. A., Okamoto, O. K., Morse, D., & Colepicolo, P. (2003). Heavy metal-induced oxidative stress in algae 1. *Journal of phycology*, 39(6), 1008-1018.

Ploetz, D. M., Fitts, B. E., & Rice, T. M. (2007). Differential accumulation of heavy metals in muscle and liver of a marine fish, (King Mackerel, *Scomberomorus cavalla* Cuvier) from the Northern Gulf of Mexico, USA. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 78(2), 134-137.

Polak-Juszczak, L.; Robak, S. (2015). Macro- and microelements in eel (*Anguilla anguilla*) from the northern regions of Poland. *J. Elem.*, 20, 385–394.

Poulin, R. & Rohde, K. (1997) Comparing the richness of metazoan communities of marine fishes: controlling for host phylogeny. *Oecologia*

Preece, R.M.; Jones, H.A. (2010). The effect of Keepit Dam on the temperature regime of the Namoi River, Australia. *River Res. Appl.*, 18, 397–414

(Q)

Qiang, J., Ren, H., Xu, P. (2012). Synergistic effects of water temperature and salinity on the growth and liver antioxidant enzyme activities of juvenile GIFT *Oreochromis niloticus*. *Chin. J. Appl. Ecol.* 23, 255–263.

Quinn, T. J., Deriso, R. B. (1999). Quantitative fish dynamics. oxford university Press.

(R)

Rakib, M. R. J., Sarker, A., Nahida, Z. T., Islam, A. R. M. T., Mia, M. Y., Rahman, M. N., & Malafaia, G. (2024). A critical review on heavy metal contamination in aquatic food webs by edible fish species: a special case concerning Bangladesh. *Environmental monitoring and assessment*, 196(12), 1175. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-024-13347-x>

Renner, E. D., & Duggan, I. C. (2024). Season, size, and sex: factors influencing monogenean prevalence and intensity on *Gambusia affinis* in New Zealand. *Parasitology Research*, 123(6), 228.

République Algérienne Démocratique et Populaire. (2011). *Décret exécutif n° 11-125 du 22 mars 2011 fixant les spécifications des eaux destinées à la consommation humaine*. Journal Officiel de la République Algérienne, n° 18, 23 mars 2011, pp. 4–20.

Richards, F. J. (1959). A flexible growth function for empirical use. *Journal of experimental Botany* 10: 290-301. <https://doi.org/10.1093/jxb/10.2.290>

- Richetti, S. K., Rosenberg, D. B., Ventura-Lima, J., Monserrat, J. M., Bogo, M. R., & Bonan, C. D. (2011).** Acetylcholinesterase activity and antioxidant capacity of zebrafish brain is altered by heavy metal exposure. *Neurotoxicology*, 32(1), 116-122.
- Ricker, W. E. (1973).** Linear regressions in fishery research. *Journal of the fisheries board of Canada*, 30(3), 409-434.
- Ritter, L.; Solomon, K.; Sibley, P.; Hall, K.; Keen, P.; Mattu, G.; Linton, B. (2002).** Sources, pathways, and relative risks of contaminants in surface water and groundwater: A perspective prepared for the Walkerton inquiry. *J. Toxicol. Environ. Health A*, 65, 1–142.
- Roberts, A. P., & Oris, J. T. (2004).** Multiple biomarker response in rainbow trout during exposure to hexavalent chromium. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 138(2), 221-228. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cca.2004.08.006>
- Rodier, J. (1996).** *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer* (8^e éd.). Paris : Dunod.
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009).** *L'Analyse de l'eau* (9^e éd.). Paris: Dunod.
- Roesijadi, G. (1992).** Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. *Aquatic toxicology*, 22(2), 81-113.
- Rong, Y., Li, B., Hou, Y., Zhang, L., Jia, R., & Zhu, J. (2024).** Influences of Stocking Density on Antioxidant Status, Nutrients Composition, and Lipid Metabolism in the Muscles of *Cyprinus carpio* under Rice–Fish Co-Culture. *Antioxidants*, 13(7), 849.
- Rossi, A., Bacchetta, C., & Cazenave, J. (2017).** Effect of thermal stress on metabolic and oxidative stress biomarkers of *Hoplosternum littorale* (Teleostei, Callichthyidae). *Ecological Indicators*, 79, 361-370.
- Rouane-Hacene O. (2013).** Biosurveillance de la qualité des eaux côtières du littoral occidental algérien, par le suivi des indices biologiques, de la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb et Cd) chez la moule *Mytilus galloprovincialis*. Université d'Oran. 295 p.

(S)

- Sabrine, B., & Ahmed, K. (2025).** Bioaccumulation of Trace Metals (Zn, Cd, Cu, Pb, and Fe) in *Boops boops* (Walbaum, 1792) from the Algerian West Coast: Human Health Risk Assessment. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 29(3), 1077-1093.
- Sah, N., Kumar, S., Subramanian, M., & Devasagayam, T. (1995).** Variation in the modulation of superoxide-induced single-strand breaks in plasmid pBR322 DNA by biological antioxidants. *Biochemistry and Molecular Biology International*, 35(2), 291–296.

- Saha, N.; Mollah, M.; Alam, M.; Rahman, M.S. (2016).** Seasonal investigation of heavy metals in marine fishes captured from the Bay of Bengal and the implications for human health risk assessment. *Food Control* 70, 110–118
- Saha, S.N., P. Vijayanand, and S. Rajagopal. (2009).** Length-weight relationship and relative condition factor in *Thenus Orientalis* (Lund, 1793) along East Coast of India. *Current Research Journal of Biological Sciences*, 1(2): p. 11-14.
- Sahreen, A., Fatima, K., Zainab, T., & Saifullah, M. K. (2021).** Changes in the level of oxidative stress markers in Indian catfish (*Wallago attu*) infected with *Isoparorchishypselobagri*. *Beni-Suef University Journal of Basic and Applied Sciences*, 10(1), 85.
- Sanchez W, Palluel O, Meunier L, Coquery M, Porcher JM, AitAissa S. (2005)** Copper-induced oxidative stress in threespined stickle back: relationship with hepatic metal levels. *Environ ToxicolPharmacol* 19 :177–183
- Santillán, L. A., Cruces, C. L., Sáez, G. M., Martínez-Rojas, R., Mondragón-Martínez, A., MurrietaMorey, G. A., ... &Chero, J. D. (2024).** An Annotated Checklist of Monogeneans (Platyhelminthes, Monogenea) from Aquatic Vertebrates in Peru: A Review of Diversity, Hosts and Geographical Distribution. *Animals*, 14(11), 1542.
- Santonen, T.; Aitio, A.; Fowler, B. A.; Nordberg, M. (2015).** Biological Monitoring and Biomarkers. Dans *Handbook of Biomarkers*, Elsevier, pp.155–171. DOI: 10.1016/B978-0-444-59453-2.00008-1
- Schnute, J. T. (1981).** A versatile growth model with statistically stable parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38, 1128–1140
- Scholz, T., Vanhove, M. P., Smit, N., Jayasundera, Z., &Gelnar, M. (Eds.). (2018).** A guide to the parasites of African freshwater fishes (Vol. 18, pp. 9-13). Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences.
- Schwarz, G., (1978)** Estimating the Dimension of a Model. *The Annals of Statistics* 6: 461-464. <http://dx.doi.org/10.1214/aos/1176344136>
- Shahjahan, M., Taslima, K., Rahman, M. S., Al-Emran, M., Alam, S. I., and Faggio, C. (2022).** Effects of heavy metals on fish physiology—a review. *Chemosphere* 300, 134519. doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.134519
- Sharma, L. and Ram, R. N. (2020).** The relationship of gonadosomatic index and hepatosomatic index in two different age groups of common carp. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci*, 9(3), 727-732.

- Sifi, K., & Soltani, N. (2019).** Seasonal changes of two biomarkers of oxidative stress (LDH, MDA) in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca: Bivalvia) from the Gulf of Annaba (Algeria): correlation with carbohydrate and lipid contents. *Molluscan research*, 39(1), 44-52.
- Šimková, A. (2024).** Host-specific monogeneans parasitizing freshwater fish: The ecology and evolution of host-parasite associations. *Parasite*, 31, 61.
- Šimková, A., Sasal, P., Kadlec, D., & Gelnar, M. (2001).** Water temperature influencing dactylogyrid species communities in roach, *Rutilus rutilus*, in the Czech Republic. *Journal of Helminthology*, 75(4), 373-383.
- Sinha, A. K., Abdelgawad, H., Giblen, T., Zinta, G., De Rop, M., Asard, H., ... & De Boeck, G. (2014).** Anti-oxidative defences are modulated differentially in three freshwater teleosts in response to ammonia-induced oxidative stress. *PLoS One*, 9(4), e95319.
- Siraj, M. A. G.; Omar, S. S.; and Anwer, A. Y. (2016).** Water quality and physiological parameters of common carp fingerling fed on Jerusalem artichoke tubers. *Polytechnic*, 6(3), 502-516.
- Smart, J. J., Chin, A., Tobin, A. J., Simpfendorfer C. A. (2016).** Multimodel approaches in shark and ray growth studies: strengths, weaknesses and the future. *Fish and Fisheries* 17: 955–971. <http://dx.doi.org/10.1111/faf.12154>
- Sneddon, E.J.; Hardaway, C.J.; Sneddon, J.; Boggavarapu, K.; Tate, A.S.; Tidwell, S.L.; Douvris, C. (2017).** Determination of selected metals in rice and cereal by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES). *Microchem. J.*, 134, 9–12.
- Souffi, I. (2015).** *Contribution De L'étude De Phénomène De Parasitisme Chez Certains Poissons Des Eaux Continentales* [Mémoire de Master, Université Amar Telidji - Laghouat].
- Spiegelhalter, D.J., Best, N.G., Carlin, B.P., Linde, A. (2014).** The deviance information criterion: 12 years on. *J R Stat Soc B* 76: 485–493. <https://doi.org/10.1111/rssb.12062>
- Stanic, B.; Andric, N.; Zoric, S.; Grubor-Lajsic, G.; Kovacevic, R. (2005).** Assessing pollution in the Danube River near Novi Sad (Serbia) using several biomarkers in sterlet (*Acipenser ruthenus* L.). *Ecotoxicol Environ Safety*, Sep 26.
- Stegeman, J. J., Brouwer, M., Di Giulio, R. T., Förlin, L., Fowler, B. A., Sanders, B. M., & Van Veld, P. A. (1992).** Molecular responses to environmental contamination: Enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effect. In R. J. Huggett, R. A. Kimerle, P. M. Mehrle, & H. L. Bergman (Eds.), *Biomarkers: Biochemical, physiological, and histological markers of anthropogenic stress* (pp. 235–335). Chelsea, MI: Lewis Publishers.
- Stephensen E, Sturve J, Förlin L. (2002).** Effects of redox cycling compounds on glutathione content and activity of glutathione-related enzymes in rainbow trout liver. *Comp*

BiochemPhysiol C ToxicolPharmacol. Nov;133(3):435-42. doi: 10.1016/s1532-0456(02)00129-1.

Stuhlmann, F. L. (1892). Dolopsranarumsp. nov. (Crustacés : Branchiura), parasite de têtards, description originale. Localité-type : Bukoba, Tanzanie.

Su, L. J., Zhang, J. H., Gomez, H., Murugan, R., Hong, X., Xu, D., & Kellum, J. A. (2019). Reactive oxygen species-induced lipid peroxidation in cell death. *Oxidative Medicine and Cellular Longevity*

Subotić, S., VišnjićJeftić, Ž., Spasić, S., Hegediš, A., Krpo-Ćetković, J., & Lenhardt, M. (2013). Distribution and accumulation of elements (As, Cu, Fe, Hg, Mn, and Zn) in tissues of fish species from different trophic levels in the Danube River at the confluence with the Sava River (Serbia). *Environmental Science and Pollution Research*, 20(8), 5309-5317.

Szalai, E.B., Fleischer, G.W., Bence, J.R. (2003). Modelling time-varying growth using a generalized von Bertalanffy model with application to bloater (*Coregonus hoyi*) growth dynamics in Lake Michigan. *Can J Fish Aquat Sci* 60: 55–66. <https://doi.org/10.1139/f03-003>.

(T)

Tabinda, A. B., Hussain, M., Ahmed, I., & Yasar, A. (2010). Accumulation of toxic and essential trace metals in fish and prawns from Ketu Bunder, Thatta District, Sindh. *Pakistan Journal of Zoology*, 42(5), 631–638.

Tadrist N, Debauche O, Remini B, Xanthoulis D, Degré A. (2016). Impact de l'érosion sur l'envasement des barrages, la recharge des nappes phréatiques côtières et les intrusions marines dans la zone semi-aride méditerranéenne : Cas du barrage de Boukourdane (Algérie). *Biotechnologie, Agronomie. Soil&Environment* 20 : 453–467.

Tahity, T., Islam, M. R. U., Bhuiyan, N. Z., Choudhury, T. R., Yu, J., Noman, M. A., ... & Hossain, M. B. (2022). Heavy metals accumulation in tissues of wild and farmed barramundi from the northern Bay of Bengal coast, and its estimated human health risks. *Toxics*, 10(8), 410.

Taibi, S., Rguieg, A. (2021). Evaluation de la bioaccumulation des métaux lourds chez les poissons dulçaquicoles de barrage Bougara Tiaret

Tang, S., Gao, L., Qin, D., Wang, H., Huang, L., Wu, S., ... & Chen, Z. (2024). Toxic Effects of Arsenic on Four Freshwater Aquatic Species and Its Transformation Metabolism in Crucian Carp (*Carassius auratus*). *Toxics*, 12(3), 221.

Taylor, A. M. et Maher, W. A. (2010). Établissement de relations dose-réponse d'exposition aux métaux chez des organismes marins : illustré par une étude de cas sur le cadmium dans *Teliinadeltoidalis*. In *New Oceanography Research Developments: Marine Chemistry, Ocean*

Floor Analysis and Marine Phytoplankton, éd. L. Martorino & K. Puopolo, pp. 1-57. Nova Science Publishers, New York, NY, USA

Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy metal toxicity and the environment. *Molecular, clinical and environmental toxicology: volume 3: environmental toxicology*, 133-164. doi: 10.1007/978-3-7643-8340-4_6.

Trujillo-González, A., Becker, J. A., & Hutson, K. S. (2018). Parasite dispersal from the ornamental goldfish trade. *Advances in parasitology*, 100, 239-281.

Tsani, S., Koundouri, P., Akinsete, E. (2020). Resource management and sustainable development: A review of the European water policies in accordance with the United Nations' Sustainable Development Goals. *Environmental Science & Policy* 114: 570-579. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2020.09.008>

Turgut E, Shinn A & Wootten R. (2006). Spatial distribution of *Dactylogyrus* (Monogenean) on the gills of the host fish. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 6 (2), pp. 93-98.

Tutiempo Network. (2025). Données climatiques historiques : Tiaret, Algérie. <https://fr.tutiempo.net/climat/tiaret.html>

Tuuha, H., Valtonen, E. T., & Taskinen, J. (1992). Ergasilid copepods as parasites of perch *Perca fluviatilis* and roach *Rutilus rutilus* in Central Finland: Seasonality, maturity and environmental influence. *Journal of Zoology*, 228(3), 405-422.

TW, F. (1904). The rate of growth of fishes. *Twenty-second annual report*, 141-241. meta-analysis and recommendations. *Journal of applied ichthyology*, 22(4), 241-253.

(U)

UNEP/RAMOGÉ. (1999). Manual on the Biomarkers Recommended for the MED POL Biomonitoring Programme. UNEP, Athens, 92 p.

Union européenne. (2006). Règlement (CE) n° 1831/2003 de la Commission du 26 octobre 2003 fixant les teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. *Journal officiel de l'Union européenne*, L261, 5-24.

U.S. Environmental Protection Agency. (1989). *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A)* (EPA/540/1-89/002). U.S. EPA.

U.S. Environmental Protection Agency. (2000). *Bioaccumulation testing and interpretation guidance* (Guidance document). U.S. EPA.

Ustaoglu, F., Tepe, Y. (2019). Water quality and sediment contamination assessment of Pazarsuyu Stream, Turkey using multivariate statistical methods and pollution indicators. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 7, 47–56. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.09.001>.

(V)

Van Cleave, H. J., & Mueller, J. F. (1932). Parasites of Oneida Lake fishes. Part II. Descriptions of new species and some general taxonomic considerations, especially concerning the Trematoda family Heterophyidae. *Roosevelt Wild Life Annals*, 3, 79-137

Van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, N. P. E. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13(2), 57–149. [https://doi.org/10.1016/S1382-6689\(02\)00126-6](https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6)

Vanella, A.; Russo, A.; Acquaviva, R.; Campisi, A.; Di Giacomo, C.; Sorrenti, V.; Barcellona, M.L. (2000). L-Propionyl-carnitine as superoxide scavenger, antioxidant, and DNA cleavage protector. *Cell Biol. Toxicol.*, 16, 99–104.

Varol, M., Kaya, G.K., Alp, A. (2017). Heavy metal and arsenic concentrations in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farmed in a dam reservoir on the Fırat (Euphrates) River: Risk-based consumption advisories. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.052>.

Verhulst, P. F. (1838). Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement. *Correspondence mathématique et physique* 10: 113-121.

Viarengo, A., Nott, J.A. (1993). Mechanisms of heavy metal cation homeostasis in marine invertebrates. *Comp. Biochem. Physiol. C* 104 (3), 355–372.

Viarengo, A., Ponzano, E., Dondero, F., & Fabbri, R. (1997). A simple spectrophotometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: an application to Mediterranean and Antarctic molluscs. *Marine environmental research*, 44(1), 69-84.

Vilizzi, L. (2018). Age determination in common carp *Cyprinus carpio*: history, relative utility of ageing structures, precision and accuracy. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28(3), 461-484.

Vinagre, C., Madeira, D., Narciso, L., Cabral, H. N., & Diniz, M. (2012). Effect of temperature on oxidative stress in fish: Lipid peroxidation and catalase activity in the muscle of juvenile seabass, *Dicentrarchus labrax*. *Ecological indicators*, 23, 274-279.

Von Bertalanffy, L. (1938). A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws II). *Human Biology*, 10(2), 181–213.

(W)

- Walford, L. A. (1946).** A new graphic method of describing the growth of animals. *The Biological Bulletin* 90: 141–147. <https://doi.org/10.2307/1538217>
- Wallace, W.G., Lopez, G.R., Levinton, J.S. (1998).** Cadmium resistance in an oligochaete and its effect on cadmium trophic transfer to an omnivorous shrimp. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 172, 225–237.
- Wang, X., Sato, T., Xing, B., & Tao, S. (2005).** Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish. *Science of the Total Environment*, 350, 28–37. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.044>
- Wang, Y., Noman, A., Zhang, C., Al-Bukhaiti, W. Q., & Abed, S. M. (2024).** Effect of fish-heavy metals contamination on the generation of reactive oxygen species and its implications on human health: a review. *Frontiers in Marine Science*, 11, 1500870.
- Weatherley, A.H. and Gill, K.F. (1987).** The biology of fish growth. Academic press, London, UK. 443P.
- Weckberker, G., & Cory, J. G. (1988).** Ribonucleotide-reductase activity and growth of glutathione-depleted mouse leukemic 1210 cells in vitro. *Cancer Letters*, 40, 257-264.
- Weibull, W. (1951).** A statistical distribution function of wide applicability. *Journal of applied mechanics* 18: 293-297. <https://doi.org/10.1115/1.4010337>
- Wheeler, T.A., & Klassen, G.J. (1988).** *Thylacicleidusserendipitus* n. gen., n. sp. (Monogenea: Ancyrocephalidae), from the Indonesian freshwater/brackish-water pufferfish *Tetraodon nigroviridis*. *Canadian Journal of Zoology*, 66(9): 1928–1930
- Wiener, J. G., & Spry, D. J. (1996).** Toxicological significance of mercury in freshwater fish.
- Wilhelm Filho D, Torres MA, Marcon JL, Fraga CG, Boveris (2000).** A Comparative antioxidant defences in vertebrates—emphasis on fish and mammals. *Trends Comp BiochemPhysiol.*; 7:33–45.
- Wilhelm Filho D., Torres M.A., Tribess T.B., Pedrosa R.C. and Soares C.H. (2001).** Influence of season and pollution on the antioxidant defenses of the cichlid fish acará (*Geophagusbrasiliensis*) *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*. 34: 719-726.
- Winston, G. W., & Di Giulio, R. T. (1991).** *Prooxidant and antioxidant mechanisms in aquatic organisms*. *Aquatic Toxicology*, 19(2), 137–161.
- Woo, P. T. K. (Ed.). (2006).** Fish diseases and disorders, Volume 1: Protozoan and metazoan infections (2nd ed.). CABI Publishing.
- Woo, W. S., Kang, G., Kim, K. H., Son, H. J., Sohn, M. Y., & Park, C. I. (2023).** Correlation of endemicity between monogenean trematode, *Microcotylesebastis*, and parasitic copepods in

Korean rockfish, *Sebastes schlegelii*, from a fish farm in Tongyeong-si, Gyeongsangnam-do, Korea. *Parasites, hosts and diseases*, 61(3), 332–337. <https://doi.org/10.3347/PHD.23019>

World Health Organization. (1993). *Guidelines for Drinking-Water Quality* (2^{ed.}, Vol. 1 : Recommendations). Genève, Suisse: OMS.

World Health Organization. (2022). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda* (4th ed.). WHO

(Y)

Yadav, V. K., Choudhary, N., Inwati, G., Rai, A., Singh, B., Solanki, B., Kharwar, R. N., & Kushwaha, A. (2023). Recent trends in the nanozeolites-based oxygen concentrators and their application in respiratory disorders. *Frontiers in Medicine*, 10, 1147373.

Yang, B. J., Zou, H., Zhou, S., Wu, S. G., Wang, G. T., & Li, W. X. (2016). Seasonal dynamics and spatial distribution of the *Dactylogyrus* species on the gills of grass carp (*Ctenopharyngodonidellus*) from a fish pond in Wuhan, China. *Journal of Parasitology*, 102(5), 507-513.

Yang, Q.; Guo, L.; Liu, B.S.; Guo, H.Y.; Zhu, K.C.; Zhang, N.; Jiang, S.G.; Zhang, D.C. (2020). Effects of stocking density on the growth performance, serum biochemistry, muscle composition and HSP70 gene expression of juvenile golden pompano *Trachinotus ovatus* (Linnaeus, 1758). *Aquaculture*, 518, 734841.

Yildirim, Y., Gonulalan, Z., Narin, I., & Soylak, M. (2009). Evaluation of trace heavy metal levels of some fish species sold at retail in Kayseri, Turkey. *Environmental monitoring and assessment*, 149(1), 223-228.

Yin Y, Li Y, Li Q, Jia N, Liu A, Tan Z, Wu Q, Fan Z, Li T, Wang L (2017) Evaluation of the relationship between height and zinc, copper, iron, calcium, and magnesium levels in healthy young children in Beijing, China. *Biol Trace Elem Res* 176:244–250

Younis, A. M., Amin, H. F., Alkaladi, A., & Mosleh, Y. Y. (2015). Bioaccumulation of heavy metals in fish, squids and crustaceans from the Red Sea, Jeddah Coast, Saudi Arabia. *Open Journal of Marine Science*, 5(4), 369-378.

Zerarguia, I., Willia, K., Farid, D., Imen, L., & Mohamed, F. (2022). Evaluation of metallic pollution of north eastern Algerian coasts using the demosponge *Chondrilla nucula* Schmidt, 1862. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 26(5), 851-878. doi: 10.21608/ejabf.2022.265388

Zhai, Q., Wang, H., Tian, F., Zhao, J., Zhang, H., & Chen, W. (2017). Dietary *Lactobacillus plantarum* supplementation decreases tissue lead accumulation and alleviates lead toxicity in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture Research*, 48(9), 5094-5103.

Zhu X, Tallman RF, Howland KL, Carmichael TJ. (2016). Modeling spatiotemporal variabilities of length-at-age growth characteristics for slow-growing subarctic populations of Lake Whitefish, using hierarchical Bayesian statistics. *J Great Lakes Res*42: 308–318.

Zhu, L., Li, L., Liang, Z. (2009). Comparison of six statistical approaches in the selection of appropriate fish growth models. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*27: 457–467. <http://dx.doi.org/10.1007/s00343-009-9236-6>

Zielinski, S. &Pörtner, H. O. (2000). Oxidative stress and antioxidative defense in cephalopods: a function of metabolic rate or age? *Comparative Biochemistry and Physiology B – Biochemistry & Molecular Biology*, 125(2), 147–160.

Zutshi, B., Singh, A., & Dasgupta, P. (2020). Impact of transient temperature disturbance on the oxidative stress indices and glucose levels of juvenile Koi carps (*C. yprinuscarpio* var koi). *The Journal of Basic and Applied Zoology*, 81(1), 4.

Zuykov, M.; Pelletier, É.; Harper, D. A. T. (2013). Bivalve mollusks in metal pollution studies: From bioaccumulation to biomonitoring. *Chemosphere*, Volume 93, pages 201–208. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.05.001>

Production scientifique:

Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries
Zoology Department, Faculty of Science,
Ain Shams University, Cairo, Egypt.
ISSN 1110 – 6131
Vol. 29(1): 1437 – 1450 (2025)
www.ejabf.journals.ekb.eg



Evaluating Growth, Reproductive Indices and Environmental Adaptability of the Common Carp (*Cyprinus carpio*) in Mechraa Sfa Dam, Tiaret Region, Algeria

Aissa Widad^{1*}, Safa Omar², Gasmi Yousria¹, Bouacha Mohamed Islem²

¹Laboratory of Biodiversity and Ecosystems Pollution, Chadli Bendjedid University, El Tarf, Algeria

²Laboratory of Agro-Biotechnology and Nutrition in Semi-Arid Zones, University of Tiaret, Faculty of Natural and Life Sciences, Algeria

*Corresponding Author: aissa-widad@univ-eltarf.dz

ARTICLE INFO

Article History:

Received: Nov. 20, 2024

Accepted: Jan. 30, 2025

Online: Feb. 8, 2025

Keywords:

Mechraa Sfa Dam,

Biological indices,

Cyprinus carpio,

Fish health

ABSTRACT

This study evaluated the health and growth patterns of fish in the Mechraa Sfa Dam, Tiaret, in 2022. Analysis showed slight allometric growth, with the b-value below 3, indicating asymmetry. Statistically significant hepato-somatic, gonado-somatic ($P < 0.05$) highlighted variations in liver condition, reproductive health, and body form. The condition factor averaged 2.0476 ± 1.2356 , reinforcing the asymmetric growth pattern. The environmental parameters recorded no effect on the biological indices, except for a positive correlation of GSI with pH and dissolved oxygen as well as HIS with orthophosphate ($r > 0.5$). These findings establish a baseline for assessing fish health, supporting future conservation and fishery management efforts in the region.