



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

جامعة الاخوة منتوري قسنطينة 1

UNIVERSITÉ DES FRÈRES MENTOURI CONSTANTINE 1

Faculté des sciences de la nature et de la vie

Département : Biochimie et biologie cellulaire

Et moléculaire

كلية علوم الطبيعة و الحياة

قسم : الكيمياء الحيوية و علم الاحياء

الخلوي و الجزيئي

MEMOIRE DE FIN D'ETUDE

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de Master

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : Biochimie appliquée

Intitulé

**Biomonitoring de la qualité de l'eau de barrage Beni Haroun par
l'utilisation des biomarqueurs chez les poissons**

Présenté et soutenu par :

**Brahma Raouia
Boukhtala Abir**

Le : 22/ 06 /2023

Jury d'évaluation :

- **Président du jury** : Dr. Kitouni Rachid MC <> Université Constantine 1
- **Rapporteur** : Dr. Gherib Abdelfettah MR << A >> Centre de recherche en Biotechnologie –CRBt- Constantine
- **Examineur** : Dr. Bouyahemed Hani MR <> centre de recherche en Biotechnologie –CRBt- Constantine

Année universitaire 2022/2023

Remerciement

Nous tenons à remercier en premier lieu DIEU, le tout puissant de nous avoir donné courage, santé et patience pour achever ce travail.

Nous remercions vivement et chaleureusement, Monsieur **GHERIB Abdelfattah**, Directeur de la Division de Biotechnologie et Environnement Centre de recherche en Biotechnologie CRBt Constantine, Algérie, pour avoir encadré et dirigé ce mémoire avec une grande rigueur scientifique aussi pour ses encouragements, ses conseils, sa confiance, sa patience, il a constamment porté un regard critique ouvert et constructif sur ce travail.

Nous remercions également, Monsieur **GOUASMIA Yassine** le Co encadreur de notre mémoire et M^{me} **CHERB Noura** Ingénieure principale de laboratoire d'analyses environnementales en CRBt

Nous aussi à présenter nos vifs remerciements et notre respect au jury pour l'honneur qu'il nous a fait en acceptant de juger ce mémoire :

Mr **Kitouni Rachid, MCB** en tant que présidente du jury

Mr **Bouyahemed Hani** maître de recherche "B" centre de recherche en biotechnologie CRBt Constantine tant qu'examinatrice.

Dédicace

*Je dédie ce modeste travail aux deux bougies qui
ont éclairé ma vie.*

*À la plus tendre et la plus caressante mère dans le
monde, à **maman**.*

*À la plus proche de mon cœur : mon **Père**.*

Je dédie ainsi ce travail à :

*La source de ma force mon frère **Bilel**.*

À toutes mes sœurs et mes frères.

*À mon encadreur Monsieur « **Dr. Gherib Abdelfettah** ».*

À toute ma famille.

*À tous mes amis surtout : ma binôme **Raouia, Chamse,
Somia & Soundous**.*

ABIR

Dédicace

*Merci à Dieu à qui je dois tout d'avoir guidé mes pas
et de m'avoir donné la volonté pour réaliser ce
travail.*

*Je dédie ce mémoire à celle qui m'a donné la vie ; qui
s'est sacrifiée pour ma réussite et mon bonheur, à ma
chère mère merci maman **Zelíkha**.*

*A mon père **Rabeh** symbole de tendresse, qui a veillé
tout au long de ma vie à m'encourager ; m'aider et
mes protéger je t'aime papa.*

*A mon encadreur **Cherib Abdelfettah**.*

*A mes belles sœurs **Aziza, Fatíha, Amína** je leur
souhaite bonheur et répondre à leurs exigences.*

*A mon fiancée **Hamza** à qui je souhaite beaucoup de
réussite.*

*A mes petites princesses de mes sœurs **Louaie, Maroïne,
Inas, Rawaa, Rahaf et Rahim**.*

*Aux personnes qui m'ont toujours aidée encouragé,
qui étaient toujours à mes côtés et qui m'ont
accompagnaient durant mon chemin d'études
supérieurs, mon binôme **Abir** et mes amis : **Somía,
Soundous et Amína**.*

A tous mes amis et collègues de la promotion.

RAOUIA

Sommaire

Liste des tableaux

Liste des figures

Introduction

PARTIE I : Synthèse bibliographique

I -1-Généralités sur la pollution

I -1-1-Définition de la pollution	1
I -1-2-Les différents types de pollution	1
I -1-2-1-La pollution de l'air	1
I -1-2-2-La pollution de sol	2
I -1-2-3-La pollution de l'eau	3
I -1-3-Origine de la pollution aquatique	3
I -1-3-1-Pollution organique	3
I -1-3-1-1-Les composés azotés.....	4
I -1-3-1-2-Les engrais	4
I -1-3-1-3-Les hydrocarbures	4
I -1-3-1-4-Les pesticides	4
I -1-3-1-5-Les Polychlorobiphényles (PCBs).....	4
I -1-3-1-6-Les Plastiques	5
I -1-3-2-Pollution chimique	5
I -1-3-2-1-Métaux lourds	5
I -1-3-3-Pollution biologique	6
I -1-4-Conséquences de la pollution des milieux aquatiques	7

I -2-Biomonitoring

I-2-1-Biomonitoring	10
I-2-1-1-Applications de biomonitoring	10
I-2-1-1-1-Evaluation de la pollution par les métaux lourds dans l'écosystème aquatique	10
I-2-1-1-2-Bioremediation.....	11
I-2-1-2-Classification.....	11
I-2-1-2-1-Biomonitoring active.....	11
I-2-1-2-2-Biomonitoring passive	11
I-2-1-2-3-Biomonitoring intégré	12
I-2-1-3-Bioindicateur	12
I-2-1-3-1-Classification des bioindicateurs	13
I-2-1-3-1-1 Bioindicateurs de réaction.....	13
I-2-1-3-1-2-Bioindicateurs d'exposition	13
I-2-1-3-1-3-Bioindicateurs de dommage.....	14
I-2-1-3-4-Bioindicateurs de biodiversité.....	14
I-2-1-3-4-Bioindicateurs de biodiversité.....	14
I-2-1-4-Bioaccumulation	14
I-2-1-4-1-Facteur de bioconcentration (BCF)	15

Sommaire

I-2-1-5-Biomarqueurs	15
I-2-1-5-1-Classification des biomarqueurs	15
I-2-1-5-1-1-Biomarqueurs d'exposition	16
I-2-1-5-1-2-Biomarqueurs d'effet	16
I-2-1-5-1-3-Biomarqueurs de susceptibilité	16
I-2-1-6-Le stress oxydatif	16
I-2-1-6-1-Le système antioxydant enzymatique	17
I-2-1-6-1-1-La catalase (CAT)	17
I-2-1-6-1-2-Glutathion S-transférases (GST).....	18
I-2-1-6-2-Le système antioxydant non enzymatique	18
I-2-1-6-2-1- Glutathion (GSH).....	18
I-2-1-6-2-2- Malondialdéhyde (MDA).....	19
I-2-1-7-Poissons	19
PARTIE II : partie expérimentale	
II-1-Matériel et méthodes.....	
II-1-1-1-Présentation de la zone d'étude	20
II-1-1-2-Climatologie	21
II-1-1-2-1-La précipitation.....	22
II-1-1-2-2-Température	23
II-1-1-2-3-Diagramme ombrothermique	23
II-1-1-2-4-Vent	24
II-1-1-3-Activité socio-économique	24
II-1-1-4-Eaux usées domestiques.....	24
II-1-1-5-Eaux usées industrielles	25
II-1-1-6-Activités agricoles.....	25
II-1-1-7-Couverture végétale	25
II-1-1-8-Aperçu géologique et pédologique	26
II-1-2-Plan d'échantillonnage	26
II-1-3-Prélèvement des échantillons des eaux du barrage.....	28
II-1-3-1-Flaconnage de prélèvement.....	28
II-1-3-2-Préparation des échantillons.....	28
II-1-4-Caractérisation physico-chimique	29
II-1-4-1-Analyses in-situ.....	29
II-1-4-1-1-pH.....	30
II-1-4-1-2-Conductivité électrique	29
II-1-4-2-Analyse au laboratoire	29
II-1-4-2-1-Demande biochimique en oxygène.....	29
II-1-4-2-2-Demande chimique en oxygène.....	29
II-1-4-2-3-Le rapport DCO /DBO ₅ (indice de biodégradabilité)	30
II-1-4-2-4-Nitrites	30
II-1-4-2-5-Nitrates.....	30
II-1-4-2-6-Orthophosphates	30

Sommaire

II-1-4-2-7-Matière en suspension (MES).....	31
II-1-5-Prélèvements des poissons	31
II-1-5-1-Mesures morphométriques.....	31
II-1-5-2-Identification du sexe.....	31
II-1-6-Description des espèces choisies pour notre étude.....	32
II-1-6-1-carassin commun (<i>Carassius carassius</i> « Linnaeus, 1758 »).....	32
II-1-6-1-1-Caractéristiques biologiques.....	32
II-1-6-1-2-Position systématique	32
II-1-6-1-1-3-Morphologie externe	33
II-1-6-1-1-4-Habitat	33
II-1-6-1-1-5-Régime alimentaire.....	33
II-1-6-1-1-6-Reproduction	33
II-1-6-2-Abramis brama (Linnaeus, 1758)	34
II-1-6-2-1-Classification	34
II-1-7-Dissection	35
II-1-7-1-Préparation de l'organe après dissection.....	35
II-1-8-Dosage des biomarqueurs	35
II-1-8-1-Biomarqueurs non enzymatiques.....	35
II-1-8-1-1-Protéines totales	35
II-1-8-1-2-Malondialdéhyde (MDA)	36
II-1-8-1-3-Glutathion réduit (GSH)	36
II-1-8-2-Biomarqueurs enzymatiques.....	36
II-1-8-2-1-Catalase (CAT)	36
II-1-8-2-2-Glutathion S-transférase (GST)	36
II-2-Résultat et Discision	
II-2-1-Présentation des résultats.....	37
II-2-2-Caractérisation physico-chimique des eaux de Barrage de Beni Haroun.....	37
II-2-2-1-pH.....	37
II-2-2-2-Conductivité.....	38
II-2-2-3-Demande biologique en oxygène (DBO ₅)	39
II-2-2-4-Demande chimique en oxygène DCO	40
II-2-2-5-Rapport DCO/DBO.....	41
II-2-2-6-Nitrites	42
II-2-2-7-Nitrates.....	42
II-2-2-8-Orthophosphates	43
II-2-2-9-Matière en suspension	44
II-2-3-Biomarqueurs de stress	46
II-2-3-1-Biomarqueurs non enzymatique	46
II-2-3-1-1-Protéines totales	46
II-2-3-1-2-Peroxydation lipidique (MDA).....	47

Sommaire

II-2-3-1-3-Glutathion réduit (GSH)	49
II-2-3-2-Biomarqueurs enzymatiques	50
II-2-3-2-1-Catalase	50
II-2-3-2-2-Glutathion S-transférase	52
Conclusion et perspectives	
Références bibliographiques	

Liste des figures

Figure 01 : Figure représente la pollution de l'air	2
Figure 02 : Figure représente la pollution des sols	2
Figure 03 : Figure représente la pollution des eaux	3
Figure 04 : Cycle simplifié des ETM depuis les émissions jusqu' l'exposition humaine	8
Figure 05 : Carte de situation géographique de la wilaya de Mila	20
Figure 06 : Carte géographique du relief wilaya de Mila	20
Figure 07 : Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien	22
Figure 08 : Diagramme ombrothermique de la région d'étude (Période 2012-2022)	23
Figure 09 : Plan d'échantillonnage	27
Figure 10 : Figure représente les échantillons de l'eau	29
Figure 11 : <i>C. Carassius</i> et <i>A. Brama</i>	29
Figure 12 : L'espèce <i>C. Carassius</i> pêchée dans le barrage Beni Haroun (photo personnel)	33
Figure 13 : <i>A. Brama</i> pêchée dans le barrage Beni Haroun (Photo personnel).	34
Figure 14 : Prélèvement sanguin sur des poissons à nageoires par ponction de la veine caudale	36
Figure 15 : Figure représente la dissection des poissons	37
Figure 16 : pH des eaux de barrages Beni Haroun durant la période de Mai 2023	39
Figure 17 : Conductivité des eaux de barrages Beni Haroun durant la période de Mai 2023	40
Figure 18 : DBO5 des eaux de barrage Beni Haroun durant la période de Mai 2023	41
Figure 19 : DCO des eaux de barrage de Beni Haroun durant la période de Mai 2023	42
Figure 20 : Teneurs en nitrites des eaux de barrage de Beni Haroun durant la période de Mai 2023	43
Figure 21 : Teneurs en nitrates des eaux de barrage Beni Haroun durant la période de Mai 2023	44
Figure 22 : Teneurs en PO_4^{3-} des eaux de barrage Beni Haroun durant la période de Mai 2023	45
Figure 23 : Teneurs en MES des eaux de barrage Beni Haroun durant la période de Mai 2023	46
Figure 24 : Teneurs en protéine totale chez les <i>C. Carassius</i> et <i>A. Brama</i>	47
Figure 25 : Teneurs MDA chez les <i>C. Carassius</i> et <i>A. Brama</i>	48
Figure 26 : Teneurs en GSH chez les <i>C. Carassius</i> et <i>A. Brama</i>	50
Figure 27 : Teneurs en catalase chez les <i>C. Carassius</i> et <i>A. Brama</i>	51
Figure 28 : Teneurs en GST chez les <i>C. Carassius</i> et <i>A. Brama</i>	53

Liste des tableaux

Tableau 01 : Les précipitations enregistrées du niveau du barrage Beni Haroun (2012-2022)	22
Tableau 02 : Les températures moyennes mensuelles du bassin du barrage de Beni Haroun (2012-2022)	23
Tableau 03 : Taille et poids des échantillons de poissons étudiés	30
Tableau 04 : Position systématique de l'espèce <i>Carassius Carassius</i>	33
Tableau 05 : Position systématique de l'espèce <i>Abramis Brama</i>	34
Tableau 06 : Rapport DCO/ DBO des eaux de barrages Beni Haroun	42
Tableau 07 : Qualité des eaux de barrages Beni Haroun, en fonction de leurs teneurs en MES	47
Tableau 08 : Comparaison de résultats obtenu avec la littérature : Cas de protéine	48
Tableau 09 : Comparaison de résultats obtenu avec la littérature : Cas de MDA	49
Tableau 10 : Comparaison de résultats obtenu avec la littérature : Cas de GSH	51
Tableau 11 : Comparaison de résultats obtenu avec la littérature : Cas de CAT	52
Tableau 12 : Comparaison de résultats obtenu avec la littérature : Cas de GST	53

INTRODUCTION

Introduction

Considérée comme l'or bleu et le pétrole de XXI siècle, l'eau est devenue aujourd'hui un bien économique naturel, spécifique et une contrainte de développement socio-économique notamment pour les pays arides et semi-arides (Kherbache, 2014).

L'eau recouvre 72% de la surface terrestre et représente une réserve totale de 1350 milliard de km³ dans la biosphère (Genin et al, 2003). Toutefois seulement 3% du stock total de l'eau sur la planète est douce. 75% de cette eau douce est bloquée dans les calottes de glace polaires dans les pôles nord et sud et 1/3 dans les nappes souterraines est inaccessible. Il ne reste que 0.3 % de l'eau douce (soit 0.01% de l'eau planétaire) sous forme de fleuves, de lacs et de réservoirs est disponible pour l'utilisation par les êtres vivants (Hinrichsen et Tacio, 2002). Malheureusement cette même petite proportion de l'eau accessible est inégalement répartie dans le temps et dans l'espace (UNESCO, 2017) et une grande partie est menacée par la croissance démographique rapide, par l'urbanisation et par la forte demande des secteurs agricole et industriel (Mancosu et al, 2015), mais aussi par les changements climatiques et par la pollution par les différentes substances chimiques toxiques (ArenasSánchez et al, 2016).

De nos jours, les activités humaines exercent des pressions se traduisant par des impacts multiples sur les milieux aquatiques. Le développement de l'industrie, de l'agriculture intensive et l'anthropisation des territoires d'une manière générale ont entraîné de profondes modifications des milieux aquatiques et ont provoqué leur dégradation à plusieurs niveaux. La qualité de l'eau s'est détériorée (pollution chimique, matière organique...), l'hydromorphologie des milieux a été altérée (artificialisation des berges, drainage, recalibrage, ...) et ainsi les cortèges biologiques ont été bouleversés. De plus, Après un choc hydraulique en 2002, où l'Algérie était sur le point d'importer l'eau d'outre-mer, et grâce aux programmes d'investissement publics de grandes envergures favorisés par les ressources financières tirées de la rente pétrolière, l'Algérie s'est vue ses indicateurs de l'eau en amélioration notable. Celles-ci étaient une phase de rattrapage et une sortie d'une rareté économique de l'eau prévalue durant les années 90. Cela dit, l'eau en Algérie souffre encore de deux énormes contraintes : La rareté et la mauvaise gestion. Jusque-là, la politique nationale de l'eau oriente les efforts vers l'offre (mobilisation de l'eau par des transferts et des grands projets énergivores, budgétivores, à haute complexité technique et à haut contenu technologique) négligeant d'agir suffisamment sur la demande par une gestion de la demande en eau (GDE) plus valorisante des ressources déjà mobilisées (Kherbache, 2014).

Introduction

L'évaluation de la qualité des milieux aquatiques peut s'effectuer par la mesure des concentrations des polluants dans les eaux et les sédiments en utilisant des techniques d'analyse physico-chimiques. Bien que ces analyses fournissent des informations précieuses sur la qualité des milieux aquatiques et les niveaux de polluants chimiques, elles restent néanmoins insuffisantes pour évaluer la qualité environnementale des écosystèmes aquatiques (Cajaraville et al, 2000; Van der Oost et al, 2003), car ces techniques ne permettent pas de suivre le nombre des innombrables polluants présents dans les milieux aquatiques (van der Oost et al, 2003). En outre, les concentrations de ces substances se situent généralement en dessous de la limite de détection des méthodes analytiques et les analyses chimiques ne peuvent pas refléter les interactions complexes entre les différents produits chimiques qui conduisent à des effets additifs, synergiques et/ou antagonistes (Wan et al, 2015).

La diversité des sources de pressions sur les milieux aquatiques (chimique et physique) associée aux interactions complexes et souvent mal connues du cumul de ces altérations, ont engendré la nécessité de développer des indicateurs intégrateurs des milieux. Le monitoring de la pollution aquatique est théoriquement possible par l'analyse de l'eau et des sédiments, mais cette approche semble coûteuse, fastidieuse, peu commode et ne peut pas caractériser la pollution ponctuelle et instantanée. Outre, cette approche est insuffisante pour évaluer les risques d'exposition et les effets sur des organismes vivants dans les écosystèmes pollués (Chen et al, 2015 ; Wahsha et al, 2017), à partir desquels la toxicité des polluants assimilés peut être estimée (Amiard-Triquet et al, 1999). Les organismes aquatiques tels les poissons, les crustacés, les algues, les protozoaires, les macrophytes, les bactéries et le plancton sont largement utilisés comme biomarqueurs pour déterminer la qualité des systèmes aquatiques (Yarsan et Yipel, 2013). L'approche de biomonitoring est devenu un instrument d'investigation irremplaçable dans le domaine de la recherche en écotoxicologie marine et de façon plus générale dans celui de l'écologie appliquée à la conservation des écosystèmes (Wariaghli et al, 2004 ; Wahsha et al, 2017).

Pour éviter toutes ces questions, les biomarqueurs sont apparus au cours des dernières années comme un outil primordiale pour évaluer la qualité de l'environnement (Quesada-García et al, 2013; Quesada-García et al, 2015). L'un des principaux avantages des biomarqueurs est qu'ils peuvent, s'ils sont utilisés correctement, fournir un signal d'alarme précoce de la toxicité sublétales des contaminants dans les différents compartiments de l'environnement (Turja et al, 2014).

Introduction

Sur le plan scientifique, les travaux envisagés dans le cadre de ce mémoire ont pour objectif : d'évaluer la qualité du lac du barrage de Beni Haroun en appliquant une démarche basée sur deux approches, l'approche chimique et l'approche biologique « le biomonitoring des impacts des activités anthropiques et des rejets des eaux usées dans le barrage de Beni Haroun, par l'application de l'approche multibiomarqueurs chez deux espèces introduites (*Carassius carassius* et *Abramis brama*) ».

Notre travail est essentiellement basé sur la mesure des différents polluants dans les eaux, et dans les tissus des poissons d'une part et sur l'utilisation des indices biologiques et une batterie des marqueurs biochimiques enzymatiques et non enzymatique dans des espèces des poissons appartenant à la famille des cyprinidés d'autre part. Le choix est porté sur deux espèces introduites *Carassius carassius*, et *Abramis brama*.

Ce mémoire est structuré en deux grandes parties, dans la première partie, nous nous sommes intéressés à une synthèse bibliographique, dans laquelle nous avons apporté des données sur le sujet :

- **Chapitre 1** : rassemble des données générales sur la pollution ;
- **Chapitre 2** : Il s'agit d'une présentation des données générales sur le biomonitoring, les poissons et les biomarqueurs.

La deuxième partie s'agit d'un travail expérimental devisé également en deux axes :

- **Axe I** : Evaluation des paramètres physico-chimiques des eaux de barrage de Beni Haroun : paramètres mesurés *in situ* (pH, conductivité) et au niveau du laboratoire (nitrates, orthophosphates et nitrites et MES).
- **Axe II** : Application de l'approche de biomonitoring en utilisant les poissons bioindicateurs (*Carassius Carassius* et *Abramis Brama*) et l'évaluation des différents biomarqueurs enzymatiques (Catalase et Glutathion -s-Transferase) et non enzymatiques (GSH et MDA) susceptibles d'être utilisés dans le suivi de l'évolution des différentes formes de pollution dans les eaux de barrage de Beni Haroun, la mise en évidence de la spécificité des biomarqueurs aux polluants, la prédiction de la toxicologie et des recherches sur les mécanismes écotoxicologiques dans l'environnement.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I-1-1-Définition de la pollution

De nos jours, le phénomène de pollution est devenu une préoccupation majeure. Etymologiquement le terme pollution signifie : profaner, souiller, salir, dégrader. Selon Raweh et al, (2011). Elle peut être définie également comme la surexploitation des capacités d'autoépuration du milieu naturel. Selon Directive 2000/60/CE (2000), la pollution est l'introduction directe ou indirecte, par l'activité humaine, de substances, de vibrations, de chaleur ou de bruit dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité de l'environnement.

D'autres parts, selon le premier rapport du conseil sur la qualité de l'environnement de la Maison Blanche en 1965 : « La pollution est une modification défavorable du milieu naturel, qui paraît en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers des effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux de l'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physicochimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou à travers des ressources agricoles, en eau et en produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède ou les possibilités réactives du milieu. Bien qu'il existe plusieurs définitions du terme pollution, plusieurs auteurs ; à l'instar de Ramade (2002, 2003) ; qualifient cette dernière définition du terme pollution comme étant la plus pertinente et la précise.

I-1-2-Les différents types de pollution

Ils existent 3 types de pollution :

I-1-2-1-La pollution de l'air

D'un point de vue purement scientifique et technique, la pollution de l'air peut être définie comme la détérioration de la pureté de l'atmosphère par des produits chimiques et des déchets entraînant des risques pour la santé et des dommages pour l'environnement. Selon la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (loi-96-1236 du 30 décembre 1996 intégrée au code de l'environnement-LAURE), la pollution de l'air est définie comme « l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, de substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influencer sur les échanges climatiques, à détériorer les biens matériels, à provoquer des nuisances olfactives excessives »

(Journal officiel "Lois et Décrets" JORF n° 0001 du 1 janvier 1997). D'une façon simple, la pollution de l'air est définie comme la dégradation de la qualité de l'air comme conséquence des activités humaines. La pollution de l'air peut être caractérisée par des mesures de polluants chimiques, biologiques ou physiques. Elle peut avoir des conséquences préjudiciables à la santé humaine, aux êtres vivants, au climat, ou aux biens matériels (Boudjella, 2017 ; djemmal et triki, 2020).



Figure 01 : Figure représente la pollution de l'air.

I-1-2-2-La pollution de sol

La pollution de sol est définie comme le phénomène où le sol contient une concentration anormale de composés chimiques potentiellement dangereux (métaux lourds, hydrocarbures, solvants halogénés, etc.) pour l'environnement et la santé des êtres vivants (Huamain et al, 1999). Un sol est pollué lorsqu'il y a accumulation des composés toxiques persistants, produits chimiques, sels, matières radioactives ou agents pathogènes, capables de causer des altérations biologiques, physiques et chimiques entraînant un déséquilibre dans l'écosystème et des perturbations dans la croissance des êtres vivants du sol (Burgess, 2013).



Figure 02 : Figure représente la pollution des sols.

I-1-2-3-La pollution de l'eau

La pollution de l'eau est actuellement placée en tête des problèmes de l'environnement, car l'eau est l'interface entre l'air et le sol. Elle désigne l'introduction, dans le milieu aquatique, de toute substance susceptible de modifier les caractéristiques physico-chimiques et/ou biologiques de l'eau et d'engendrer des risques pour la santé de l'homme, de nuire à la faune et à la flore terrestres et aquatiques de porter atteinte à l'agrément des sites ou de gêner toute autre utilisation normale des eaux (Chenaifia, 2012; Bentata-Keddar, 2015 ; Boukhris et Brraiss, 2016). Un milieu aquatique est dit pollué lorsque son équilibre est modifié de façon durable par l'apport des quantités très importantes de substances plus ou moins toxiques d'origine naturelle ou anthropique (Abrid et al, 2013).



Figure 03: Figure représente la pollution des eaux .

I-1-3-Origine de la pollution aquatique

I-1-3-1-Pollution organique

Les polluants organiques sont les plus abondants et potentiellement les plus dangereux. Ces polluants peuvent être classés par familles tel que : les phénols, les hydrocarbures, les colorants, les détergents et les pesticides, formant de loin, la première cause de pollution des ressources en eaux (Emilian, 2004). Par opposition aux contaminants inorganiques, les contaminants organiques sont des composés qui contiennent du carbone (Munaron, 2004). Les impacts de la pollution organique sont très importants sur les écosystèmes (Benyacha, 2014). Certaines substances organiques sont facilement biodégradables et peuvent donc être décomposées et éliminées grâce aux capacités naturelles d'autoépurations des milieux aquatiques.

I-1-3-1-1-Les composés azotés

Les composés azotés contribuent à la pollution organique, suite à la dégradation de l'urée, et des acides aminés. La fraction d'ammoniaque non dissociée (NH_4) est toxique pour le poisson. Lorsque les eaux sont ré-oxygénées, l'ammoniaque se transforme en nitrates, avec un stade intermédiaire les nitrites (eu mêmes toxiques) (Rodolph, 1990).

I-1-3-1-2-Les engrais

Tout produit contenant au moins 5% ou plus, de l'un ou plus des trois principaux éléments nutritifs des plantes (N, P_2O_5 , K_2O), fabriqué ou d'origine naturelle, peut être appelé engrais. De ceux-là, nous retiendrons les engrais chimiques plus précisément l'urée et le NPK. Comme tous les autres, ils sont destinés à apporter aux plantes des compléments d'éléments nutritifs de façon à améliorer leur croissance et augmenter le rendement et la qualité des cultures (Fao, 2003).

I-1-3-1-3-Les hydrocarbures

Les hydrocarbures, sont les composés organiques les plus simples, dont les molécules ne contiennent que du carbone et d'Hydrogène (Lemiere et al, 2001). La pollution par les hydrocarbures se présente sous deux aspects: Pollution accidentelle et Pollution chronique (Dandonneau, 1978).

I-1-3-1-4-Les pesticides

D'une manière générale, les pesticides engendrent un effet néfaste sur l'environnement, donc un certain nombre de risques à l'égard de la composition chimique de l'air, de l'eau et du sol qui se traduisent par des pollutions dont les conséquences toxicologiques (pour l'homme) et écotoxicologies (pour les organismes vivants autres que l'homme) peuvent être préjudiciables à la qualité de l'environnement (Mamy et al, 2008).

I-1-3-1-5-Les Polychlorobiphényles (PCBs)

Les PCBs sont des polluants organiques persistants(POP) des écosystèmes terrestres et aquatiques, ils ont une forte affinité pour les matières en suspension et les lipides. Ils s'accablent donc dans le milieu naturel et se bio accumulent fortement dans la chaîne

alimentaire, par exemple dans les graisses des poissons et d'autres organismes vivants (Boucheseiche et al, 2002).

I-1-3-1-6-Les Plastiques

Le plastique encore appelé matière plastique est définis comme des polymères non métalliques fabriqués par l'homme, de poids moléculaire élevé, constitués de répétition de macromolécules obtenues par la polymérisation de monomères extraits du pétrole ou du gaz. Chaque polymère présente des propriétés, une structure et une taille propres. Et, pour en améliorer ces caractéristiques, on peut y ajouter différentes substances des charges, des plastifiants ou autres additifs (Bowmer et Kershaw, 2010).

I-1-3-2-Pollution chimique

La pollution chimique est une pollution engendrée par des substances chimiques normalement absentes, ou présentes dans l'environnement avec des concentrations naturelles plus faibles. Elle peut être divisée en deux types : la pollution accidentelle et la pollution chronique du milieu (Kerambrun, 2011). Elle résulte des rejets chimiques, essentiellement d'origine industrielle, domestique et agricole. Les polluants chimiques des eaux sont nombreux (métaux lourds, cyanure, azote, phosphore, etc.) (Zeghoud, 2014). Selon Djilani (2006), la pollution chimique est due à l'introduction d'un ou plusieurs éléments indésirable dans la composition chimique de l'eau initialement destinée à un usage bien précis. Divers oligo-éléments métalliques introduits dans ces milieux aquatiques sont susceptibles de se concentrer chez les organismes vivants à des niveaux parfois supérieurs à leurs taux dans le biotope (eau et sédiment), et peuvent donc entraîner des problèmes d'ordre écologique, sanitaire et économique (Amiard, 1989 ; Bryan et Langoston ,1992).

I-1-3-2-1-Métaux lourds

Les définitions des métaux lourds sont multiples et dépendent du contexte dans lequel on se situe ainsi que de l'objectif de l'étude à réaliser. D'un point de vue purement scientifique et technique, le terme métaux lourds recouvre des éléments ayant des propriétés métalliques (ductilité, conductivité, densité, stabilité des cations, spécificité de ligand, etc.) et un numéro atomique >20 (Raskin et *al*, 1994). Les métaux lourds sont définis comme étant des minéraux ayant une densité supérieure à 5 g.cm^{-3} (O'Halloran et Cullota, 2000 ; Sanita di Toppi et Pawlik-Skowroilska, 2003 ; Furini, 2012), ou 6 g.cm^{-3} (Baize, 1997). Les métaux lourds ont un poids atomique entre 63,5 et 200,6 (Srivastava et Majumder, 2008). Ils ont

également des concentrations individuelles qui ne dépassent pas 1 000 mg/kg (0,1%) de la croûte terrestre, dans les conditions naturelles (Baize, 1997 ; Stankovic et Stankovic, 2013).

D'un point de vue physique, le terme « métaux lourds » désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes (environ 65 éléments), caractérisés par une forte masse volumique supérieure à 5 g.cm³. D'un autre point de vue biologique, on en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques (Omar, 2015). Les métaux lourds sont de nature persistante, toxiques et ont une très forte tendance à s'accumuler dans les organismes vivants et à s'adsorber sur les particules de sédiment (Wang et al, 2012). Dans le milieu aquatique, un métal sera défini comme un élément chimique qui peut former des liaisons métalliques et perdre des électrons pour former des cations (Amrane, 2018).

Dans l'environnement, les métaux lourds sont issus des sources naturelles et des activités humaines : industries, mines, agriculture, pollution domestique et urbaine (*Brown et Depledge*, 1998 ; Burnol et al, 2004 ; Furini, 2012 ; Stankovic et al, 2014).

Les métaux lourds sont présents de façon naturelle, ils sont libérés lors des précipitations géochimiques des roches et de l'eau de source, l'activité volcanique et bactérienne, l'altération des continents et les incendies de forêts (Benariba et al, 2016). La source majeure de contamination est d'origine anthropique.

Les principaux types de pollutions anthropiques responsables de l'augmentation du flux de métaux, sont la pollution atmosphérique, la pollution liée aux activités agricoles et la pollution industrielle (Otmami, 2018). Parmi les sources anthropogènes sont les suivantes : activités pétrochimiques, utilisation de combustibles fossiles (centrales électriques au charbon, chaudières industrielles, fours à ciment), exploitation minière, transport (véhicules et moteurs routiers et non routiers, embarcation), produits (interrupteurs électriques, amalgames dentaires, éclairages fluorescents), sources atmosphériques, par exemple combustion de carburants fossiles, incinération des déchets et émissions industrielles et lessivage de métaux provenant de décharges d'ordures ménagers et de résidus solides (Benariba et al, 2016).

I-1-3-3-Pollution biologique

La pollution biologique est une forme d'accumulation des micro-organismes tels que les bactéries, les champignons, les algues et par fois les virus provenant des égouts et d'autres rejets urbains ou industrielle (Gauthier, 1980). Un grand nombre de micro-organismes peut proliférer dans l'eau qui sert l'habitat naturel ou comme une simple moyenne de transport pour ces microorganismes. L'importance de la pollution de l'eau dépend également des conditions

d'hygiènes, des populations, mais aussi des caractéristiques écologiques et épidémiologiques. (Chaouki , 2013). Le risque biologique est lié à la présence d'agents biologiques pathogènes en milieu de travail. Les agents biologiques pathogènes sont responsables de maladies infectieuses chez l'homme. Ils comprennent les bactéries, les virus (auxquels on rattache les maladies à prions), les parasites et les champignons (Mamy et al, 2008).

I-1-4-Conséquences de la pollution des milieux aquatiques

La pollution de l'eau, quel que soit sa nature (organique, chimique ou microbiologique), peut avoir des conséquences désastreuses (Ramade, 2002). En effet, les microorganismes aérobies engendrent une autoépuration des eaux qui se traduit par un épuisement de l'oxygène présent dans l'eau, lequel est indispensable pour la faune aquatique. Cette régression du taux d'oxygène conduit à une asphyxie chez les espèces animales aquatiques, ainsi qu'à la disparition de la faune des eaux propres en aval d'un émissaire d'égout (Nollet, 1996). Ainsi, l'accumulation des agents polluants dans un cours d'eau, affecte progressivement son équilibre dynamique naturel et conduit à sa pollution, essentiellement si l'agent polluant n'est pas ou peu biodégradable, le processus d'autoépuration est alors inopérant, les substances s'accumulent dans l'écosystème, intoxiquant les espèces vivantes qui les intègrent (Merghem et al, 2016).

Les activités agricoles sont susceptibles d'affecter la qualité des eaux de diverses façons : par lessivage de nitrates, phosphates, pesticides, herbicides, contenus en quantité excessive dans les sols ou par contamination microbiologique. Or, l'enrichissement des eaux superficielles en nitrates et phosphates est à même d'entraîner une multiplication excessive de végétaux aquatiques et de déclencher un phénomène d'eutrophisation de cours d'eau, lacs ou étangs (Rainey et al, 2003). Comme le renouvellement des eaux lacustres est évidemment beaucoup plus lent que celui d'un cours d'eau, ces éléments nutritifs libérés directement ou par l'intermédiaire de la dégradation de matières organiques vont provoquer une prolifération du phytoplancton et des plantes aquatiques, qui elle-même engendre un véritable bouleversement des conditions écologiques du milieu (Nollet, 1996). Enfin, la pollution des rivières et des cours d'eau entraîne des effets nuisibles aussi bien pour les petits organismes que pour les grands (Rodolph, 1990).

Les métaux lourds sont des polluants engendrés par la plupart du temps par l'activité humaine (Diaby et al, 2016). Les pollutions d'origine métallique constituent un des risques majeurs dans le monde actuel. C'est un problème d'actualité qui préoccupe toutes les régions

soucieuses de maintenir leur patrimoine côtier à un haut degré de qualité (Ben Bouih et al, 2005). En effet, Ils ont un impact toxicologique sur les végétaux, les produits de consommation courante, sur la santé de l'Homme et sur les autres êtres vivants lorsqu'ils sont présents dans l'environnement à des concentrations élevées (Fakayode, 2005 ; Waseem et al, 2014). Ainsi, la présence des éléments traces métalliques (ETM) dans les milieux aquatiques induit des effets dévastateurs sur la balance écologique de l'environnement aquatique (Katemo Manda et al, 2010). Les milieux aquatiques sont très sensibles aux éléments traces métalliques par la coexistence des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification (Ogindo, 2001 ; Tabinda et al, 2010). Les ETM ont des risques potentiels sur la vie aquatique, animale et humaine (Stankovic et Stankovic, 2013). Les symptômes les plus importants de la toxicité des ETM chez l'homme sont : la déficience intellectuelle chez les enfants, les troubles du système nerveux central, la dépression chez les adultes, l'insomnie, les pathologies des reins et du foie, l'instabilité émotionnelle et les troubles de la vision (Flora et al, 2008 ; Jan et al, 2011 ; Gupta et al, 2019).

La pollution par les métaux lourds provoque un certain nombre de symptômes toxiques à la fois dans les plantes supérieures et les algues. Ils sont responsables des retards de croissance, la chlorose (inhibition de la synthèse de chlorophylle), et une diminution du rendement des cultures qui peuvent être accompagnés d'une réduction de l'absorption d'eau et des nutriments et des troubles du métabolisme des plantes et de la respiration, de la dégénérescence des organites cellulaires principales, de l'induction et l'inhibition des enzymes et de la génération du stress oxydatif (Clijsters and Assche, 1985 ; Clemens et al, 2002 ; Dan et al, 2008).

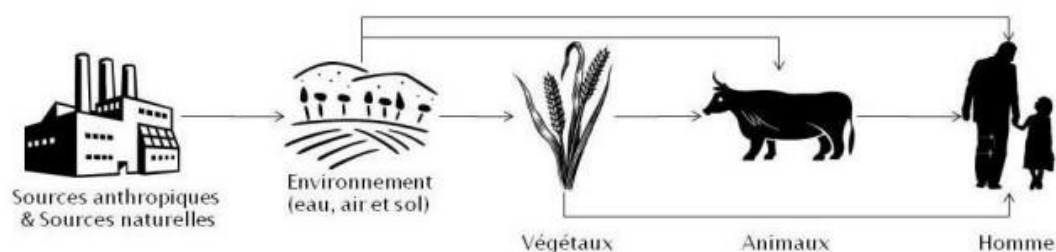


Figure 04 : Cycle simplifié des ETM depuis les émissions jusqu' l'exposition humaine

La toxicité des métaux lourds est due essentiellement à : leur non-dégradable, leur toxicité à faible concentration, leur tendance à s'accumuler dans les organismes vivants et à se concentrer le long des Chaines trophiques (Bensaha, 2010). L'exposition prolongée et

l'accumulation plus élevée de ces métaux lourds peut avoir des effets nocifs sur la santé humaine et celle des organismes aquatiques (Dixit et *al*, 2015). La plupart du temps, leurs effets toxiques concernent le système nerveux, le sang ou la moelle osseuse. Ils sont généralement cancérigènes (Omar ,2015). La toxicité de certains métaux non essentiels est reconnue, même à très faible concentrations (Pb, Cd, Hg, etc.), alors que les métaux essentiels peuvent également devenir dangereux à de fortes concentrations (Zn, Cu, Fe, Mn, etc.). La combinaison qui se manifeste entre les éléments non essentiels et ceux qui sont essentiels s'introduit par des interactions possédant une forte incidence sur la toxicité des métaux (Soumaoro, 2015).

I-2-1-Biomonitoring

Les organismes, les populations, les biocénoses et finalement des écosystèmes entiers sont naturellement influencé par de nombreux facteurs de stress biotiques et abiotiques tels que les fluctuations climatiques, variations de rayonnement et d'approvisionnement alimentaire, relations prédateur-proie, parasites, maladies et concurrence intra- et inter-espèces (Bernd et al, 2003). Pour évaluer la pollution de l'écosystème on utilise l'approche de le biomonitoring qui est définie comme un système d'observation, d'évaluation et de prévision des changements environnementaux à long terme, à partir des espèces biologiques (Martin et Coughtry, 1982 ; Hellwell, 1991). La surveillance biologique est l'utilisation régulière et systématique d'organismes pour déterminer la qualité de l'environnement (Cairns, 1979). C'est une définition facilement applicable utilisable dans tous les domaines de la bio indication/bio surveillance (Bernd et al, 2003). Elle est une approche importante dans l'évaluation des risques liés aux expositions environnementales, elle fournit une estimation directe de la dose totale absorbée et donne un accès indirect à la détermination des concentrations dans l'écosystème (Zuykov et al, 2013). Elle permet une évaluation intégrée des différents aspects d'exposition et d'accumulation des polluants (Vanparys et al, 2008) Autres perspectives, Les techniques classiques de biomonitoring se sont concentrées principalement sur les mesures liées à divers mesures de la biodiversité et espèces indicatrices (Andreas et al, 2020). Elle représente également une solution fiable, rapide et à faible coût pour l'évaluation de la pollution métallique. Lorsqu'elle est réalisée avec une régularité, elle offre la possibilité d'évaluer l'impact réel des polluants sur le milieu aquatique. C'est une approche cruciale, qui peut élucider les réponses biologiques à des concentrations en dessous des limites de détection analytique ou après la fin de l'exposition aux métaux lourds (Zuykov et al, 2013). Le biomonitoring ne se concentre pas uniquement sur la concentration et les effets des métaux lourds et d'autres contaminants dans l'environnement et en particulier dans les organismes vivant dans l'environnement. D'autres stress environnementaux, tels que la désinsectisation, l'acidification ou l'eutrophisation, et des pratiques de gestion telles que l'agriculture ont également une influence forte sur l'écologie (Bernd et al, 2003).

I-2-1-1-Applications de biomonitoring

I-2-1-1-1-Evaluation de la pollution par les métaux lourds dans l'écosystème aquatique

L'application la plus importante de la biomonitoring concerne l'évaluation de la pollution par les métaux dans l'écosystème aquatique, y compris : ports, eaux continentales,

zones d'extraction de métaux lourds, etc. Il peut offrir le système de précaution efficace basé sur ces données de biosurveillance. La performance du traitement des eaux usées peut également être évaluée. Nombre de recherches ont été rapporté dans cet aspect en utilisant une variété de biosurveillance techniques (Zhou et al, 2008).

I-2-1-1-2-Bioremediation

Le terme de bioremédiation est composé de ‘‘Bios ‘‘ qui signifie la vie et se réfère aux organismes vivants et ‘‘remédier ‘‘ qui signifie résoudre un problème (Sardrood et al, 2013). C’est un ensemble des techniques biologiques qui basé sur utilisation des microorganismes (bactéries et /ou champignons) pour dégrader les contaminants. Ces organismes peuvent être déjà présents dans la zone polluée (indigènes) ou ajoutés au milieu (exogène) (Abdelly, 2006).

I-2-1-2-Classification

Le biomonitoring peut être divisée en trois classes :

I-2-1-2-1-Biomonitoring active

L’approche active permet de s’affranchir de certaines limites induites par la biosurveillance passive. En particulier, elle permet la standardisation de plusieurs paramètres biotiques (i.e. âge, taille, sexe) et abiotiques (i.e. nombre d’individus, temps d’exposition) ce qui réduit la variabilité des réponses mesurées (Oikari 2006; Besse et al. 2012). Elle permet également d’utiliser une espèce modèle même si elle est absente du site d’étude. Les individus utilisés peuvent ainsi provenir d’un site naturel ou d’un élevage, ce qui permet de travailler avec des populations dont les antécédents sont bien connus (Oikari 2006).

I-2-1-2-2-Biomonitoring passive

Selon Gecheva et Yurukova (2013), le biomonitoring passive est défini comme l'utilisation des observations et des analyses des tissus des individus indigènes du milieu naturel dans l'évaluation de la qualité de l'eau et le suivi de la dynamique de la pollution dans l'environnement. Il a l'avantage de pouvoir suivre l'évolution de la pollution sur une période donnée dans des conditions stationnelles (climat, température, etc.) et des facteurs propres au végétal (variabilité génétique). L'inconvénient majeur de cette approche reste le choix limité des sites, des espèces et de leur environnement (Garrec et Van Haluwyn, 2002).

I-2-1-2-3-Biomonitoring intégré

La combinaison de biomonitoring et analyses physico-chimique qui représentent un complément indispensable à l'approche biologique, forment ce qu'on appelle "biomonitoring intégré". Cette approche permet de quantifier les fractions biodisponibles des xénobiotiques biologiquement actives et leurs effets néfastes exercés sur le vivant (Amiard-Triquet et al, 1999). Selon Zuykov et al (2013), La combinaison des deux approches peut renforcer davantage l'évaluation globale de la pollution par les métaux et leurs concentrations dans l'écosystème aquatique.

I-2-1-3-Bioindicateur

Au cours des 20 dernières années, les bio indicateurs se sont révélés d'être des systèmes de mesure particulièrement intéressants et intelligents dans la surveillance de la qualité de l'environnement (Markert et al, 2003 ; Chapman et al, 2013). La bioindication est essentiellement un outil de biologie de la conservation traditionnelle et désigne à l'évaluation de la qualité des milieux à l'aide de bioindicateurs c'est- à-dire d'organismes vivants connus pour leurs capacités à refléter l'état des écosystèmes et à identifier les problèmes et les risques encourus par ceux-ci (BentataKeddar, 2015 ; Belanger, 2009).

Un bioindicateur est un organisme utilisé pour évaluer les conditions environnementales dans lesquelles il vit (Kaylato et al, 2011). C'est en quelque sorte un représentant de son habitat. Des indicateurs biologiques ont été développés pour évaluer la qualité de nombreux milieux : les sols (Ritz et al, 2009), l'air ; le milieu marin (Hayes et al, 2015), les zones humides (Fennessy et al, 2015). Les eaux continentales sont certainement le milieu qui a concentré le plus de recherches à ce jour (Keck, 2017).

Dans le contexte des études sur la surveillance de l'environnement, les bioindicateurs reflètent les organismes (ou des parties des organismes ou des communautés d'organismes) contenant des informations sur la qualité de l'environnement (ou une partie de l'environnement). Les biomoniteurs, d'autre part, sont des organismes (ou des parties d'organismes ou de communautés d'organismes) contenant des informations sur les aspects quantitatifs de la qualité de l'environnement (Bernd et al, 2003).

En résumé, les bioindicateurs permettent de caractériser l'état présent d'un habitat-clé ; ainsi que l'évolution de l'état de l'écosystème dans le temps (Bentata-Keddar, 2015). Par conséquent, ils peuvent ainsi constituer un moyen de contrôle d'efficacité des mesures de

conservation mises en place, et orienter les correctifs nécessaires, le cas échéant. Ils peuvent également identifier une source de perturbation de l'écosystème (kerckhove, 2012).

Un bioindicateur de milieu aquatique est composé d'une espèce ou d'un groupe d'espèces qui nous renseigne sur les modifications biotiques ou abiotiques d'un cours d'eau et donc sur les variations de différents facteurs du milieu (Touzin, 2008). Le bio-indicateur est une mesure indirecte, substitutive, d'un phénomène écologique (kerckhove, 2012 ; Belanger, 2009). Brièvement un bioindicateur est un organisme utilisé comme indicateur de l'état qualitatif de l'environnement ou d'un écosystème (Andreas et al, 2020).

I-2-1-3-1-Classification des bioindicateurs

I-2-1-3-1-1 Les Bioindicateurs de réaction

Les bioindicateurs de réaction, parfois également nommés bioindicateurs de changement environnemental (kerckhove, 2012), permettent de détecter la présence d'une pollution environnementale (Benoit, 2014) ; peuvent être divisés en deux groupes : les bioindicateurs de dommage, et les bioindicateurs d'exposition. Cette distinction correspond à une classification des types de bioindicateurs selon leur mode d'action.

I-2-1-3-1-2-Bioindicateurs d'exposition

Ils sont des organismes (ou parties d'organisme) qui accumulent des substances provenant de leur environnement (kerckhove, 2012), tel que des polluants ou des métaux lourds, par exemple. Ce sont donc le plus souvent des bioaccumulateurs. Ils possèdent une résistance élevée car ils sont capables d'assimiler des substances polluantes pendant un long laps de temps sans dommage. Il existe également des bioindicateurs d'exposition sans propriété de bioaccumulation : la résistance aux pesticides acquise chez les insectes est un exemple (Raymond, 2008).

I-2-1-3-1-3-Bioindicateurs de dommage

Ils sont des organismes (ou parties d'organisme) qui développent une réponse, spécifique ou non, à la suite d'une exposition à un contaminant. Il s'agit par conséquent d'un phénomène de bioconcentration (Benoit, 2014). Les bioindicateurs de dommage répondent

assez rapidement à un stress, de façon observable ou mesurable (kerckhove, 2012). Ils doivent pour cela posséder une résistance au stress peu élevée, ainsi qu'une faible capacité d'adaptation : on appelle cela des organismes sténopotent (kerckhove, 2012).

I-2-1-3-4-Bioindicateurs de biodiversité

Les bioindicateurs peuvent également être utilisés comme indicateurs de biodiversité, aussi appelés bioindicateurs de changement de communauté (kerckhove, 2012). Puisque que les taxons indicateurs sont sensibles aux modifications de l'écosystème, modifications qui pourraient avoir des impacts sur la biodiversité locale ils peuvent aussi être utilisés comme substituts pour évaluer les risques d'impact sur cette biodiversité (kerckhove, 2012).

La bio indication en éco toxicologie repose sur un processus écologique très important, qui est la bioaccumulation :

I-2-1-4-Bioaccumulation

La bioaccumulation est l'accumulation d'une substance à partir de l'eau et de la nourriture. L'apport de contaminant par voie alimentaire implique donc qu'il y ait eu bioconcentration aux niveaux trophiques inférieurs (Hédouin et al, 2006 ; Ramade, 2007 ; Bordbar, 2015). Une fois dans l'organisme, les contaminants peuvent subir différents processus comme des réactions de biotransformation et de détoxification afin de protéger l'organisme (élimination, séquestration, redistribution) ou des phénomènes d'activation (production de métabolites secondaires plus toxiques que les molécules mères (Newman, 2015). La bioaccumulation résulte de ces différents processus.

D'un autre terme, la bioaccumulation est un phénomène par lequel une substance présente dans un biotope pénètre dans un organisme. Dans ce processus il y a simple transfert d'une fraction de la substance contenue dans le biotope dans l'organisme de sorte que la concentration dans ce dernier est généralement inférieure ou égale à celle où le polluant se rencontrera (l'eau ou le sol) (Miquel, 2001).

I-2-1-4-1-Facteur de bioconcentration (BCF)

Le facteur de bioconcentration (BCF) : est défini par le rapport de la concentration d'une substance à l'intérieur d'un organisme, à sa concentration dans l'eau, compte tenu

seulement de l'absorption provenant du milieu ambiant (Veith et al, 1979 ; Ramade, 1992), le facteur de bioaccumulation est calculé selon la formule suivante :

$$BCF = \frac{[\text{métal dans l'organisme vivant}]}{[\text{métal dans le milieu physique}]} \quad (\text{Gobas et Morisson, 2000}).$$

I-2-1-5-Biomarqueurs

Il est important de mentionner les biomarqueurs, car leur définition s'entrecoupe avec celle des bioindicateurs (Bentata-Keddar, 2015), de façon plus ou moins large en fonction des auteurs et des conditions. Un biomarqueur est un changement observé chez un organisme suite à l'exposition à un stress, le plus souvent chimique (Allal-Ikhelef, 2007 ; BentataKeddar, 2015). Ces changements se produisent au niveau sub-organismique, de la génétique jusqu'à la physiologie. Ces changements traduisent l'exposition à des stress en général, et permettent parfois l'identification d'un stress en particulier (Allal-Ikhelef, 2007), dans certains cas, les altérations provoquées par les polluants sur ces paramètres biologiques peuvent engendrer des changements au niveau comportemental chez les organismes et c'est pourquoi ces changements comportementaux sont alors considérés comme un type particulier de biomarqueurs (Belanger, 2009). Ils sont des outils modernes permettant d'évaluer les effets d'expositions à un ou des polluants sur les populations dans leurs habitats. Ils fournissent des informations supplémentaires intéressantes sur les conditions environnementales défavorables (Zuykov et al, 2013). En d'autres termes, les biomarqueurs sont les symptômes d'un stress subi par un organisme. Les biomarqueurs sont le plus souvent qualitatifs, parfois quantitatifs (Bentata-Keddar, 2015). Par conséquent, un biomarqueur peut permettre de détecter les pressions environnementales dans un milieu donné avant même que les effets néfastes se fassent sentir au niveau des organismes. On peut ainsi prédire les dommages potentiels pouvant menacer un écosystème et prendre des mesures nécessaires pour remédier à la situation avant que celle-ci ne devienne trop critique (Belanger, 2009).

I-2-1-5-1-Classification des biomarqueur

Les biomarqueurs peuvent être subdivisés en trois classes : biomarqueurs d'exposition, biomarqueurs d'effet et biomarqueurs de susceptibilité (Who, 1993).

I-2-1-5-1-1-Biomarqueurs d'exposition

Les biomarqueurs d'exposition sont des indices de la contamination des systèmes biologiques par une ou plusieurs substances polluantes (NRC, 1987). C'est une mesure de

l'exposition directe de l'organisme biologique aux polluants (Adams et al, 2001). Ces biomarqueurs peuvent être utilisés pour déterminer la biodisponibilité des contaminants, en établissant un lien entre la concentration externe et la dose interne. Ils ne donnent aucun aperçu de la susceptibilité des animaux à un état pathologique spécifique et ne fournissent pas nécessairement une indication du risque accru que l'organisme peut présenter suite à l'exposition aux xénobiotiques (Chapman et al, 2013).

I-2-1-5-1-2-Biomarqueurs d'effet

C'est un biomarqueur qui, selon son ampleur, peut être reconnu comme étant associé aux altérations biochimiques, physiologiques ou tous autres altérations des tissus ou des fluides de l'organisme qui peuvent être associés à une déficience dans la santé de l'organisme (Van der Oost et al, 2003 ; Santonen et al, 2015).

I-2-1-5-1-3-Biomarqueurs de susceptibilité

Incluant les capacités naturelles ou acquises qui permettent à un organisme de s'adapter et répondre à une exposition spécifique à un polluant ; comprenant les facteurs génétiques et moléculaires qui altèrent la susceptibilité d'un organisme à la pollution (Martín-Díaz et al, 2004).

La distinction est généralement faite entre les biomarqueurs d'exposition, d'effet et de susceptibilité. Certains biomarqueurs sont dits "spécifiques" car ils répondent a priori préférentiellement à certains types de contaminants (Célié , 2014).

I-2-1-6-Le stress oxydatif

Le stress oxydant ou le stress oxydatif, est défini comme un déséquilibre entre la production d'oxydants et les mécanismes de défense antioxydant au sein d'un même organisme, ce qui conduit à des dommages dans les biomolécules comme les lipides, les protéines et les acides nucléiques (Niki, 2018 ; Tu et al, 2019).

L'étude des effets biologiques des polluants sur les organismes est une approche fondamentale nécessaire pour évaluer les effets des perturbations d'origines anthropiques. De nombreux xénobiotiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB), les métaux ou encore certains pesticides sont connus pour exercer leurs effets délétères par le biais de la formation d'espèces réactives de l'oxygène(ROS) (Di Giulio et al, 1989 ; Livingstone, 2001).

L'augmentation ou la réduction des taux de ROS induites par les polluants dépend de la balance entre les systèmes prooxydants et les systèmes antioxydants. Les systèmes antioxydants sont donc des systèmes de défenses antitoxiques. En milieu aquatique, de nombreuses études ont montré que les systèmes de défenses antioxydantes sont des biomarqueurs capables de révéler précocement les effets des xénobiotiques exerçant leur toxicité via un stress oxydant (Van der Oost et al, 2003).

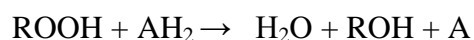
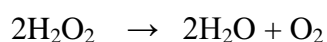
Dans les écosystèmes aquatiques, le système antioxydant des poissons est influencé par plusieurs facteurs abiotiques (comme l'oxygène dissous, la température et la salinité) (Van der Oost et al, 2003) et biotiques tels que les conditions d'alimentation, le régime alimentaire et la période de reproduction (Martinez-Alvarez et al, 2005), mais aussi par des facteurs génétiques (Regoli et al, 2011). Les organismes disposent d'un arsenal de défenses antioxydantes à la fois enzymatiques et non enzymatiques afin de lutter contre un excès de concentration d'espèces réactives de l'oxygène (ERO) (Fernández et al, 2010).

I-2-1-6-1-Le système antioxydant enzymatique

Plusieurs enzymes sont impliquées dans la défense antioxydante. Les trois enzymes antioxydantes majeures sont le superoxyde dismutasé (SOD), la catalase (CAT) et La glutathion S-transférase GST. Aussi bien l'activité que l'expression des gènes codants pour ces enzymes peut être augmentée lors d'un stress oxydant (Moffart et al, 2005).

I-2-1-6-1-1-La catalase (CAT)

La catalase (CAT) est une enzyme majoritairement peroxysomale catalysant la dismutation du peroxyde d'hydrogène (Arora et al, 2002). L'affinité de la catalase avec le peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) montre que ces enzymes sont impliquées dans l'élimination des espèces réactives d'oxygènes dans un contexte de stress oxydatif (Mittler, 2002 ; Feierabend, (2005).



Ainsi, l'augmentation de l'activité de la catalase a été observée chez les poissons exposés aux polluants organiques comme les HAPs et les PCBs (van der Oost et al, 2003). Toutefois, les travaux effectués sur les biomarqueurs du stress oxydant au laboratoire et surtout in situ montrent que le caractère aspécifique de leurs réponses constitue un avantage comme un indicateur de pollution mixte (Dellali et al, 2001).

I-2-1-6-1-2-Glutathion S-transférases (GST)

Les glutathion S-transférases, composants de la métabolisation de détoxification de phase II Dans les mécanismes de détoxification, les enzymes de phase II ont pour rôle essentiel de coupler un groupement hydrosoluble à un xénobiotique préalablement métabolisé ou non par les enzymes de phase I afin de le rendre lui-même plus hydrosoluble et donc plus facilement excrétable par l'organisme. Les GSTs catalysent la conjugaison d'un tripeptide. Elles ont été mises en évidence dans la plupart des êtres vivants (Geores et Young, 1988 ; Martínez-Lara et al, 1997 ; Pérez López et al, 2000).

I-2-1-6-2-Le système antioxydant non enzymatique

Contrairement aux antioxydants enzymatiques, la plupart de ces composés ne sont pas produits par l'organisme et peuvent provenir de nourriture. Ces composés comprennent de petites molécules telles que les vitamines, Les caroténoïdes, les polyphénols, MDA, le glutathion et l'ubiquinone. Les antioxydants non enzymatiques sont caractérisés par de faibles poids moléculaires et la capacité à prévenir et/ou à réduire les dommages au stress oxydatif (Nimse et Pal, 2015).

I-2-1-6-2-1- Glutathion (GSH)

Le glutathion (GSH) est le thiol le plus abondant dans les organismes et les systèmes vivants. Il est antioxydant par son caractère nucléophile et radicalaire (Baudin, 2006). L'oxydation du glutathion entraîne la formation d'un pont disulfure entre les cystéines de deux glutathions (forme réduite et forme oxydée) (May et al, 1998). Ils jouant ainsi un rôle majeur dans la protection des lipides, des protéines et des acides nucléiques contre l'oxydation. En situation de stress oxydant, son rôle protecteur et détoxifiant résulte principalement de sa fonction de coenzyme des GSHPX (Garait, 2006 ; Haton, 2005 ; Goudable et Favier, 1997).

I-2-1-6-2-2- Malondialdéhyde (MDA)

La peroxydation lipidique, e stress Oxydatif peut également entraîner une peroxydation des lipides, qui peut être utilisé comme biomarqueur (Mylonas et Kouretas, 1999). Le malondialdéhyde (MDA) est le principal aldéhyde actif résultant de la peroxydation des acides gras polyinsaturés des membranes et, par conséquent, est utilisé pour prédire les dommages cellulaires causés par les ERO (Vlahogianni et al, 2007). Le MDA est un agent

alkylant puissant capable de réagir avec les macromolécules biologiques. Le dosage de ce composé présente donc un intérêt certain chez les animaux soumis à des contaminations multiples (Narbonne et al, 1991, Pellerin-Massicote, 1994).

I-2-1-7-Poissons

Les poissons ont attirés beaucoup d'attention dans la biosurveillance dès la pollution de l'eau en raison de ses caractéristiques biologiques particulières telles que taille relativement grande, cycle de vie long, facile à élever, etc. Plus surtout, les espèces de poissons occupent la première place dans le milieu aquatique chaîne alimentaire et peut affecter directement la santé humaine, ce qui le rend très important pour la biosurveillance utilisant du poisson. Au début des années 1990, des tests létaux de poissons ont été proposé pour évaluer la pollution marine et a été largement utilisé comme principale méthode de biosurveillance. Réponse comportementale des poissons a également été suggérée d'examiner la toxicité des polluants (Carns, 1981). Le taux de létalité aiguë, la croissance, la reproduction, le métabolisme et la fécondité des poissons sont souvent utilisés pour la biomonitoring des milieux aquatiques (Barillet, 2007). Divers espèces des poissons tels que le poisson-zèbre, le médaka, les cyprins chinois rares, les Cyprinidés, les téléostéens des eaux douces ont été largement utilisées pour surveiller la qualité des milieux aquatiques, (Qunfang et al, 2008 ; Labrot, 1996 ; van der Oost et al, 2003). Récemment, Pour plusieurs raisons, les poissons ont suscité d'un intérêt considérable dans les études évaluant les réponses biologiques et biochimiques aux contaminants des milieux aquatiques, parmi les études : Habila, 2018 ; Maftah et al, 2012 ; Mohamed Afifi et al 2015 ; Meknachi et al 2022 ; Meilin et al 2021.

MATERIEL ET METHODES

II-1-1-1-Présentation de la zone d'étude

La wilaya de Mila est située dans le Nord- Est Algérien à 464 m d'altitude, et à 33 Km de la mer Méditerranée. Elle s'étend sur une superficie de (3407.60 km²). Elle est limitée au nord par les wilayas de Jijel et Skikda, à l'Est par la wilaya de Constantine, à l'Ouest par la wilaya de Sétif et au Sud par la wilaya de Batna et d'Oum El Bouaghi (Figure 05) (A.N.D.I, 2013).



Figure 05 : Carte de situation géographique de la wilaya de Mila (A.N.D.I, 2014)

Le relief de la wilaya de Mila est structuré en trois ensembles morphologiques (figure 06) :

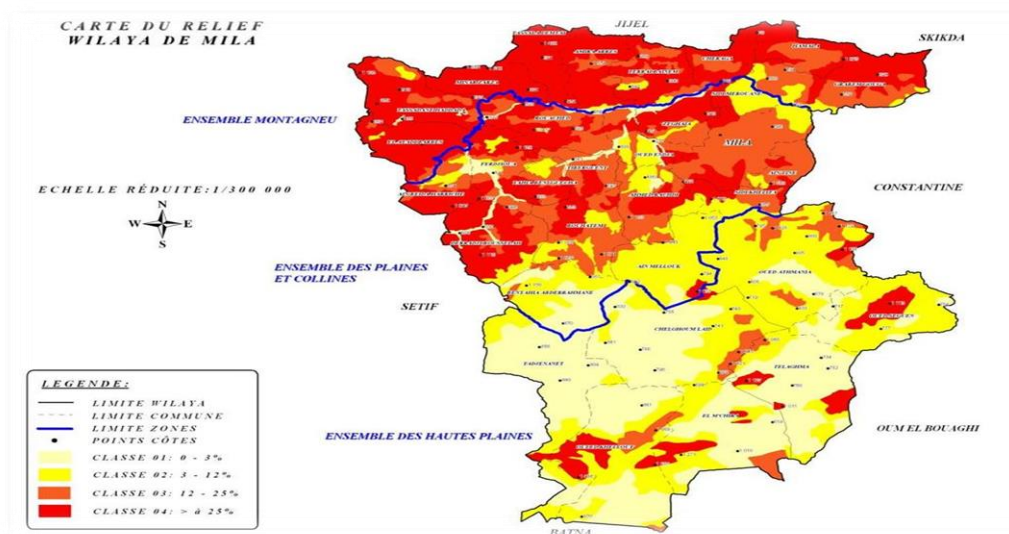


Figure 06 : Carte géographique du relief wilaya de Mila (A.N.D.I, 2014).

- Au nord, un ensemble de hautes montagnes, caractérisé par les altitudes très élevées et des pentes excessivement marquées.
- Au centre, un ensemble associant vallées – collines et piémonts, voire même quelques hauts versants.
- Au sud, un ensemble de hautes plaines (Plaines et collines).

La wilaya abrite un important réseau hydrographique composé de rivières et de barrages : le plus grand barrage d'eau au niveau national et en Algérie, barrage de Béni Haroun, qui sa mise en eau a commencé en Août 2003. Il construit sur Oued Elkebir confluence entre oued Rhumel et Oued Endja, est situé au nord-ouest de la région d'Elgragem wilaya de Mila (36° 33' 18.55" N ; 6° 16' 10.93" E) à une quarantaine de kilomètres au nord de Constantine et une distance équivalente par rapport à l'embouchure de Oued Kebir (Mer Méditerranée). Il est réalisé avec une surface du lac estimée par 5,328km² et une capacité de stockage d'environ 960*106m³. En plus de son utilisation pour alimenter plus de quatre millions habitants réparties sur 6 wilayas de l'Est Algérien (Mila, Constantine, Oum Elbouaghi, Jijel, Batena et Khenchela), et l'irrigation de 40,000 hectares des terres agricoles, le barrage de Beni Haroun est considéré comme une source importante des poissons d'eaux douces. Le bassin versant du barrage qui est estimé à 7725 Km², est caractérisé par une forte activité agricole telle que la culture des céréales, des fourrages et des cultures maraîchères (ANBT, 2014).

II-1-1-2-Climatologie

Le climat de la région est de type méditerranéen semi-aride au Sud et subhumide au Nord de Constantine. Les facteurs climatiques sont dans l'ensemble des variables aléatoires dans l'espace et le temps, permettant d'expliquer quantitativement les variations du régime hydrologique. Ce sont surtout les précipitations qui constituent le facteur essentiel pour l'écoulement des cours d'eau. La pluviométrie a un effet direct sur le débit, les matières en suspension organiques et minérales. La figure 07 montre l'existence de deux domaines : domaine subhumide et le domaine semi-aride, ce dernier est le plus répandu (Mébarki, 1982).

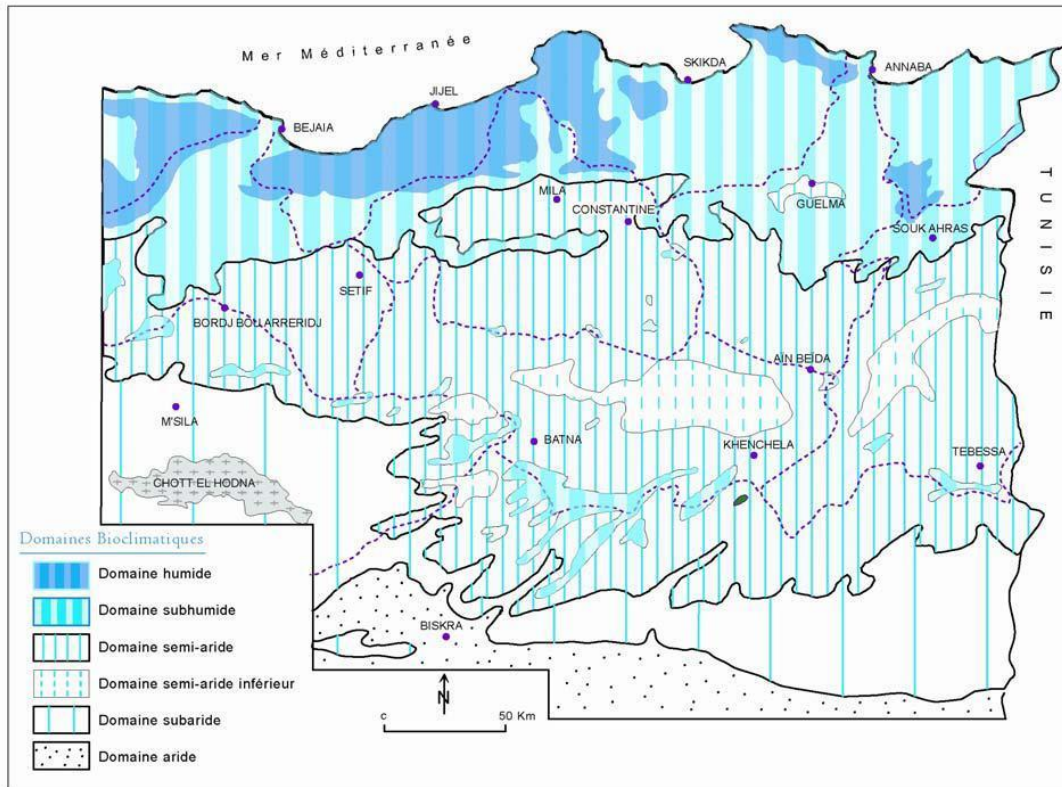


Figure 07 : Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l’Est algérien (Mébarki, 2005).

II-1-1-2-1-La précipitation

La pluie est un facteur climatique très important qui conditionne l’écoulement saisonnier et influence directement le régime des cours d’eau ainsi que celui des nappes aquifères (Boulbair et Soufane, 2011). La région d’étude est considérée parmi les régions arrosées avec une moyenne de l’ordre de 76.13 mm/an. Les précipitations sont également variables et irrégulières d’une année à l’autre, généralement les pluies sont abondantes entre le mois de janvier et de novembre. Juin, Juillet, août sont les mois les plus secs de l’année.

Tableaux 02. Les précipitations enregistrées du niveau du barrage Beni Haroun (2012-2022) (ANB, 2022).

Mois	Jan	Fév	Mar	Av	Mai	Jun	Jul	Août	Sep	Oct	Nov	Dec
P (mm)	84,73	101,51	80,93	44,63	30,09	6,93	1	5,51	37,88	39,13	78,4	76,13

II-1-2-2-Température

La température est un facteur écologique de première importance qui a une grande influence sur les propriétés physico-chimiques des écosystèmes aquatiques (Ramade, 1993). Dans notre zone d'étude, les moyennes mensuelles les plus élevées de la température sont observées particulièrement durant la période d'été (Juin –Septembre) avec des valeurs variant de 22,31 à 26.38 °C avec un maximum observé au mois de Juillet. Par contre les températures les plus basses, de 7.71 à 12,21 °C, sont observées pendant la période d'hiver (Novembre à Mars) avec un minimum signalé pendant le mois de Février 7.71 °C. Les autres mois présentent des ; températures intermédiaires (13.52 à 17.9 2C°).

Tableau 3. Les températures moyennes mensuelles du bassin du barrage de Beni Haroun (2012-2022) (ANB, 2022).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec
T (°C)	7.96	7.71	9.89	13.52	17.28	22.31	26.38	26.26	22.21	17.90	12.29	8.31

II-1-1-2-3-Diagramme ombrothermique

L'analyse des données climatiques du barrage Beni Haroun permet de tracer le diagramme ombrothermique de Gaussen, selon l'échelle (P=2T).

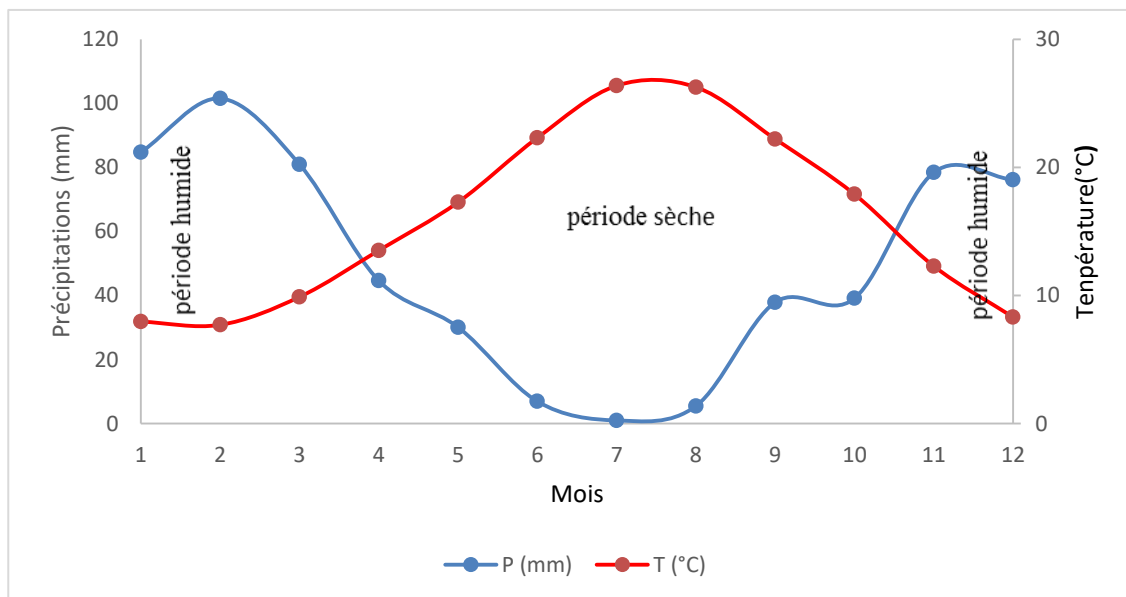


Figure 08 : Diagramme ombrothermique de la région d'étude (Période 2012-2022)

Ce dernier permet l'apparition de deux périodes, l'une humide de d'environ 155 jours, elle s'étale du mois d'octobre au mois de mai, l'autre sèche de d'environ 210 jours s'étend de la mi-mai au début d'octobre.

II-1-1-2-4-Vent

Le vent est un facteur important du climat qui influe sur l'humidité, la température et l'évaporation. La fréquence et la vitesse du vent sont variables au cours de l'année. En hiver, les vents dominants sont souvent secs et froids, ils ont une direction Nord-Ouest et parfois Nord-Est. Pendant la période estivale et particulièrement de Mai à Septembre, les vents secs et chauds (Sirocco) ont une direction Sud- Ouest et parfois Sud-Nord, ils soufflent en moyenne durant 15 jours par ans (Debeiche, 2002).

II-1-1-3-Activité socio-économique

La compréhension et l'interprétation du phénomène de pollution et de ses diverses origines ne peut être dissocié de l'aspect socio-économique dans cette région d'étude. La ville de Constantine considérée comme la plus grande ville de notre zone d'étude abrite 938475 habitants selon le recensement de 2008. L'agglomération regroupe un tissu industriel important et varié. Citons à titre d'exemple les industries de construction mécanique d'Ain Smara et d'Oued Hamimime, les unités de textile d'IbenBadis, le dépôt d'hydrocarbures d'ElKhroub, la cimenterie de Hamma Bouziane, les unités de matériaux de construction et bien d'autres. L'oued Rhumel est l'unique récepteur alimentant le barrage de Béni Haroun, et il est actuellement gravement menacé par les rejets diffus et nocifs provenant de ces structures industrielles malgré l'existence de la station d'épuration Ibn Ziad (Mebarki, 2005).

II-1-1-4-Eaux usées domestiques

La totalité des eaux usées des agglomérations longeant le bassin versant Kebir Rhumel sont rejetées dans Oued Rhumel et Oued Kébir, les deux principaux Oueds alimentant le barrage de Beni Haroun. De Belaâ (dans la région de Bir El Arch) où il prend naissance, en passant par Tadjenanet, Oued Seguène, Constantine, Mila et Grarem, Oued Rhumel transporte dans son passage des eaux usées qu'il achemine vers le lac du barrage de Beni Haroun. Les eaux usées de Constantine sont canalisées vers la station d'épuration (STEP) située à Ibn Ziad. Cette dernière a une capacité de fonction de 50 à 60%. Le second Oued alimentant le lac du barrage, soit Oued Kébir, traverse toutes les communes de Ferdjioua, Ahmed Rachedi, Redjas, Zeghaïa et Sidi

Merouane pour transporter les eaux usées vers le lac du barrage en affectant de ce fait la qualité de ses eaux (Mebarki, 2005).

II-1-1-5-Eaux usées industrielles

Les effluents les plus importants sont localisés dans la ville de Constantine. Il s'agit des rejets (en partie traités) des industries de construction mécanique de Oued Hamimime et d'Ain Smara ainsi que ceux produits par les unités de textiles et de produits laitiers de Constantine, par le complexe tabagique et le dépôt d'hydrocarbures d'El Khroub, par la cimenterie du Hamma, par les unités de matériaux de construction et autres P.M.I. Ils ont rejeté dans Oued Rhumel et son principal affluent, Oued Bou Merzoug. Les industries localisées autour des agglomérations d'Ain El Kébira (cimenterie, unité boulonnerie), de Mila (briqueterie, vaissellerie) de Ferdjioua (matériel électroménager, minoterie) et de Chelghoum Laid (détergents) produisent également des rejets non négligeables (Mebarki, 2005).

En plus de sources industrielles de pollution du lac du barrage évoqué ci-dessus. Il est important de souligner la présence de plusieurs unités de transformations de plastique, mais surtout les unités clandestines de recyclage des batteries des automobiles qui se trouvent un peu partout dans le bassin versant du barrage de Beni Haroun. Ces dernières peuvent présenter une source non négligeable de la pollution du barrage par les différentes substances chimiques toxiques notamment les métaux lourds et certains polluants organiques persistants.

II-1-1-6-Activités agricoles

La région d'étude possède une superficie agricole totale estimée à 99024 ha, généralement Dominée par la culture de toutes les céréales telles que le blé et des légumes tels que la pomme de terre (direction des services agricoles de Mila). La forte activité agricole qui se développe dans le bassin versant du barrage de Beni Haroun (la superficie agricole représente 68 % de la surface totale) est susceptible d'entraîner de nombreux polluants (métaux lourds, éléments nutritifs et pesticides...etc.) vers la retenue du barrage Beni Haroun à cause de l'utilisation intensive des engrais chimiques et des pesticides.

II-1-1-7-Couverture végétale

Le caractère continental du climat conditionne le couvert végétal : les plaines sont vouées aux Céréales (orge et blé) et aux cultures maraichères (en irrigué) ; la zone de prairies naturelles se réduit à la vallée du Rhumel, alors que les sommets des massifs sont complètement dénudés.

Seuls quelques maquis et broussailles couvrent les piémonts des Djebels. La Couverture végétale est représentée par de deux espèces dominantes : le pin d'Alep et le cyprès (subdivision des forêts de Chelghoum laid) (Mébarki, 2005).

II-1-1-8-Aperçu géologique et pédologique

Le bassin versant Kébir-Rhumel est composé de domaines géologiques très différents :

- Le domaine des Hautes-Plaines sud-constantinoises (DI), constitué de deux grandes unités lithologiques : les massifs carbonatés du néritique constantinois et les plaines plioquaternaires d'une part et d'autre part les massifs de calcaires jurassiques et crétacés.
- Le bassin néogène de Constantine-Mila (DII), d'âge mio-pliocène et à dominance argileuse, à l'exception de quelques affleurements de calcaires lacustres.
- Le domaine des nappes tectoniques de Djemila (DIII), à l'ouest de Ferjioua, en position occidentale par rapport au domaine DII. Elles sont formées d'une alternance de marnes et de calcaires marneux (Jurassique-Crétacé-Eocène).
- Le domaine de la dorsale kabyle et des massifs gréseux numidiens (DIV), au nord de Grarem II est constitué essentiellement de grès numidiens sous lesquels apparaissent des calcaires jurassiques très tectonisés de la dorsale kabyle.
- Le domaine du socle granitique et cristallophyllien de la petite Kabyle d'El Milia (DV), au sud d'El Milia, la vallée du Kébir s'encaisse dans les formations du socle. Large de 1 à 2Km, cette vallée renferme des graviers et sables alluviaux abondants (Mebarki et Thomas, 1988).

Une cour d'eau, siège de transport d'éléments de diverses natures est ses paramètres physicochimiques sont fortement influencés par la nature géologique des terrains drainés.

Le bassin versant Kebir-Rhumel est composé de domaines géologiques très différents : Le domaine des plaines polio-quaternaires et des horsts calcaires (Hautes plaines). Les bassins néogène à dominance argileuse de Constantine-Mila, le domaine des nappes (Tectonique) de djemila (Marnes et calcaires - Marneux), la dorsale kabyle (Calcaires jurassiques) et les massifs gréseux numidiens et enfin le domaine du socle granitique et cristallophyllien de la petite Kabylie d'EL Milia (Mebarki, 1982).

II-1-2-Plan d'échantillonnage

La région de Beni Haroun se trouve au sein du bassin versant Rhumel-Kebir qui se caractérise par un réseau hydrographique assez dense formé essentiellement de deux grandes sous bassin. La région d'étude reçoit la totalité des eaux usées des agglomérations longeant le bassin versant Kebir Rhumel sont rejetées dans Oued Rhumel et Oued Kébir, les deux principaux

Oueds alimentant le barrage de Beni Haroun. Elle reçoit également des eaux usées industrielles dont effluents les plus importants sont localisés dans la ville de Constantine. Il s'agit des rejets (en partie traités) des industries de construction mécanique de Oued Hamimime et d'Ain Smara ainsi que ceux produits par les unités de textiles et de produits laitiers de Constantine, par le complexe tabagique et le dépôt d'hydrocarbures d'El Khroub, par la cimenterie du Hamma, par les unités de matériaux de construction et autres P.M.I. Ils ont rejeté dans Oued Rhumel et son principal affluent, Oued Bou Merzoug. Les industries localisées autour des agglomérations d'Ain El Kébira (cimenterie, unité boulonnerie), de Mila (briqueterie, vaissellerie) de Ferdjioua (matériel électroménager, minoterie) et de Chelghoum Laid (détergents) produisent également des rejets non négligeables (Mebarki, 2005). A toutes ces sources de pollution et effluents contaminant éventuellement dans la région de Beni Haroun, s'ajoute La forte activité agricole qui se développe dans le bassin versant du barrage de Beni Haroun (la superficie agricole représente 68 % de la surface totale) est susceptible d'entraîner de nombreux polluants (métaux lourds, éléments nutritifs et pesticides et etc.) vers la retenue du barrage Beni Haroun à cause de l'utilisation intensive des engrais chimiques et des pesticides.



Figure 09 : Plan d'échantillonnage

Les échantillons des eaux ont été prélevés en Mai 2023 de cinq (5) stations différentes dans la région d'étude, selon un plan d'échantillonnage subjectif qui vise à l'évaluation des apports polluants des deux principaux effluents alimentant le barrage de Beni Haroun en l'occurrence

Oued Rhumel et Oued Kébir. Dont les coordonnées géographiques des cinq stations d'échantillonnage sont les suivantes (figure 09) :

- St 01: 36°29' 45" N6°06'19" E (Amira Arres).
- St 02: 36°29'36"N6°08'21"E (Zeghaia).
- St 03 : 36°29'25"N6°19'32"E (Lieu-dit Guigaia).
- St 04: 36°30'37 "N6°18'17 "E (Sidi Merouane).
- St 05 : 36°34'00"N6°16'33"E (la digue du barrage).

II-1-3-Prélèvement des échantillons des eaux du barrage

II-1-3-1-Flaconnage de prélèvement

Les flacons destinés au dosage du nitrates, nitrites, phosphates, DBO, DCO et MES ; sont nettoyés par l'acide sulfurique à 15 %. Les échantillons doivent être homogènes et représentatifs. Dans le cadre d'un prélèvement manuel, chaque flaconnage nettoyé comme précisé ci-dessus ; a été débouché lors de l'échantillonnage et plongé à une certaine distance du fond et de la surface assez loin des rives, et en dehors des zones morte. Il a été rincé plusieurs fois avec l'eau d'échantillon de façon à conserver certaine représentativité de l'échantillon. Le prélèvement est effectué en immersion complète, en limitant la présence d'air afin de limiter au maximum les contaminations d'une part et l'évolution des échantillons d'autre part (Rodier et *al*, 2009).

II-1-3-2-Préparation des échantillons

D'une façon générale, le transport à la température de 4 °C et à l'obscurité dans des emballages isothermes permet d'assurer une conservation satisfaisante.



Figure 10 : Figure représente les échantillons de l'eau

. Les échantillons destinés à l'analyse des nitrates, nitrites, orthophosphates, DBO, DCO et MES ont été acidifiés à l'acide chlorhydrique, tandis que ceux destinés à l'analyse des orthophosphates ont été acidifiés à l'acide sulfurique jusqu'à $\text{pH} < 2$ (Rodier et al, 2009).

II-1-4-Caractérisation physico-chimique

II-1-4-1-Analyses in-situ

II-1-4-1-1-pH

Le pH des eaux de barrage de Beni Haroun est mesuré avec un pH mètre modèle (HI9829 Multiparameter).

II-1-4-1-2-Conductivité électrique

La conductivité électrique a été mesurée à l'aide d'un conductimètre de laboratoire de type (CONSORT C6030). Les résultats sont donnés en $\mu\text{S} / \text{cm}$.

II-1-4-2-Analyse au laboratoire

Les échantillons de l'eau ont été analysées au niveau du laboratoire en se référant aux méthodes d'analyse chimique décrites par Rodier et al. (2009). Les nitrates et les orthophosphates ont été dosés par spectrophotométrie à l'aide d'un spectrophotomètre Agilent UV/VIS (Cary 60) spectromètre.

II-1-4-2-1-Demande biochimique en oxygène

La demande biochimique en oxygène pendant 5 jours (DBO_5) a été évaluée par la méthode respirométrique qui permet de suivre automatiquement l'évolution de la demande biochimique en oxygène au cours de l'oxydation des matières organiques. Il introduit 250ml de l'échantillon d'eau dans des flacons ambrés maintenus dans une enceinte est mis à incuber en présence d'air, pendant 5 jours sous agitation constante. Les micro-organismes présents consomment l'oxygène dissous qui est remplacé en permanence par de l'oxygène en provenance du volume d'air situé au-dessus de l'échantillon (Rodier et al, 2009). La mesure est effectuée à l'aide d'un appareil manométrique de type OXITOP BOX et la DBO_5 est exprimée en $\text{mg O}_2/\text{l}$. Le résultat est multiplié par le facteur de dilution ($F = 5$).

II-1-4-2-2-Demande chimique en oxygène

La demande chimique en oxygène est évaluée par la méthode de reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium. La matière oxydable

contenue dans un échantillon est oxydée par chauffage à reflux en milieu fortement acide avec une quantité connue de bichromate de potassium dans une éprouvette fermée. La matière oxydable dans l'échantillon qui réagit avec le bichromate de potassium provoque un changement de couleur dont l'absorbance est proportionnelle à la quantité de bichromate de potassium réduit et se mesure en équivalent d'oxygène selon le protocole décrit par Rodier et al. (2009). Effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde du spectrophotomètre à 420 nm. Les résultats obtenus sont exprimés en mg/l.

II-1-4-2-3-Le rapport DCO /DBO₅ (indice de biodégradabilité)

Le rapport DCO/DBO₅détermine la possibilité et le rendement de dégradation que l'on peut espérer par un traitement d'oxydation.

Le rapport DCO/DBO représente celui de biodégradabilité de l'effluent. L'effluent est biodégradable quand son rapport est compris dans l'intervalle de $1 < \text{DCO} / \text{DBO} < 3$, et quand il est supérieur à 3, l'effluent est non biodégradable (Veolia Eau, 2008).

II-1-4-2-4-Nitrites

Le dosage des nitrites a été effectué selon la méthode décrite par Rodier et al (2009). L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique, en présence d'ion ammonium et de phénol, forme avec les ions NO₂ un complexe coloré jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites. La densité optique a été mesurée à $\lambda=543$ nm. Les résultats obtenus sont exprimés en mg/l.

II-1-4-2-5-Nitrates

Le dosage des nitrates a été effectué selon la méthode de salicylates de sodium décrite par Rodier et al (2009).En présence de salicylates de sodium, les nitrates donnent les paranitrosalicylates de sodium, colorés en jaune et susceptibles d'un dosage colorimétrique. La lecture des absorbances s'effectue les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 415 nm. Les résultats obtenus sont exprimés en mg/l.

II-1-4-2-6-Orthophosphates

Le dosage des orthophosphates dans les eaux de barrage a été effectué selon la méthode de Rodier et al (2009). En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium les ortho phosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleu susceptible d'un dosage spectrophotométrie à la longueur d'onde

de $\lambda=700-800$ nm. Le développement de la couleur est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double d'antimoine et de potassium. Les résultats sont exprimés en mg/l de phosphates.

II-1-4-2-7-Matière en suspension (MES)

A l'aide d'un appareil de filtration de type BUCHI sous vide et sous pression L'eau est filtrée sur un filtre en fibres de verre. Le filtre est ensuite séché à 105C° et la masse des résidus sur le filtre est déterminée par pesée différentielle selon le protocole décrit par Rodier et al. (2009).

II-1-5-Prélèvements des poissons

Des échantillons de poissons (*Carassius Carassius* et *Abramis Brama*) ont été capturés en mai 2023.



Figure11 : *C. carassius* et *A. brama*

II-1-5-1-Mesures morphométriques

- **Mesure de longueur** : (Avant la dissection de poisson, nous procédons à la mesure de sa taille : longueur total. Cette longueur est mesurée à l'aide d'une règle.
LT : longueur totale, de l'extrémité du museau à l'extrémité de la partie la plus longue de la nageoire caudale posée en extension.
- **Mesure de poids** : On utilise une balance électronique pour la mesure de poids des poissons (Tableau 03).

II-1-5-2-Identification du sexe

L'identification du sexe et des stades de maturités des gonades a été effectuée par un examen macroscopique basé sur des observations à l'œil nu on se référant à la taille de la gonade et sa

couleur chez *Carassius Carassius*, les femelles, les ovaires ont un couleur qui est varié du beige au marron foncé, avec une structure globuleuse et innervé. Les gonades males (testicule) ayant une coloration blanchâtre avec un forme aplatie et sont innervation. Chez *Abramis. Brama*, les femelles, les ovaires sont remplis d'ovules et sont d'une coloration rosâtre, alors que chez les mâles les testicules sont lisse et blanchâtres (Tableau 03).

Tableau 03 : Taille et poids des échantillons de poissons ($(\bar{X} \pm SD, \text{min et max}, n=20)$).

Espèce	<i>Carassius Carassius</i>	<i>Abramis Brama</i>
Longueur (cm)	31.5±4.041 (20-22,5)	21.167±0.983 (132,7-190,4)
Poids (g)	545.667±230.741 (27,5-35)	154.5±20.506 (305-567)
Rapport males/femelles	2/4	9/3

II-1-6-Description des espèces choisies pour notre étude

II-1-6-1-Carassin commun (*Carassius Carassius* Linnaeus, 1758)

II-1-6-1-1-Caractéristiques biologiques

Le nom *Carassius Carassius* provient de la latinisation du mot allemand «Karas» (Gourgues-Nasse, 2003), Le carassin est un poisson d'eau douce vivant dans toutes sortes de plans d'eau. Il est plus fréquent dans les petits lacs et étangs, et vit normalement dans la couche inférieure de la colonne d'eau. Le carassin commun appelé aussi «cyprin» est un poisson téléostéen de la famille des cyprinidés (Benkirate et Moumeni, 2015). Cette famille qui compte environ 3000 espèces vivantes réparties en 370 genres.

II-1-6-1-2-Position systématique Selon Benkirate et Moumeni, (2015) (tableau 04) :

Règne	Animalia
Embranchement	Chordata
Sous-embr	Vertebrata
Super-classe	Osteichthyes
Classe	Actinopterygii
Sous-classe	Neopterygii
Infra-classe	Teleostei
Super-ordre	Ostariophysi
Ordre	Cypriniformes
Super-famille	: Cyprinoidea
Famille	Cyprinidae
Genre	Carassius
Espèce	<i>C.Carassius</i>



Figure 12 : L'espèce *C. Carassius* pêchée dans le barrage Beni Haroun (photo personnel)

II-1-6-1-1-3-Morphologie externe

Le carassin commun «*Carassius Carassius*» est caractérisé par un corps très haut trapu de couleur brunâtre à reflets verdâtres dans la partie dorsale, brun jaunâtre à reflets mordorés dans les flancs et blanc jaunâtre dans la partie ventrale (Bruslé et Quignard, 2013).

II-1-6-1-1-4-Habitat

C'est un poisson qui affectionne particulièrement les eaux dormantes ou stagnantes comme les lacs, les étangs ou les mares mais aussi les rivières à courant très lent, préférentiellement si les berges et les fonds sont abondamment couverts de végétation, et qui présente un attrait important pour les fonds vaseux où il aime s'enfoncer pendant la saison sèche ou pendant l'hiver (Allardi et Keith, 1991 ; Rasouli et al, 2012). Il peut résister particulièrement la drastique sursaturation et déficits en oxygène dissous, baisse importante du niveau d'eau. Peut survivre à des températures élevées et à de très faibles concentrations d'oxygène pendant l'été et sous la couverture de glace (Kottelat et Freyhof, 2007).

II-1-6-1-1-5-Régime alimentaire

Le régime alimentaire du carassin est essentiellement omnivore, avec une activité alimentaire maximale à l'aube et au crépuscule (Godin, 2005).

Le carassin est aussi un poisson euryphage qui peut s'alimenter d'une grande variété de nourriture (Gourgues, 2003). Il se nourrit naturellement de détritus organiques (près de 50% en poids), de petits animaux benthiques principalement du zooplancton (copépodes, cladocères), de mollusques (*Pisidium*) mais aussi d'insectes et de larves d'insectes (Diptères et Ephémères), et de morceaux et graines d'algues aquatiques filamenteuses (Bruslé et Quignard, 2001).

II-1-6-1-1-6-Reproduction

Le frai se déroule près des rives recouvertes d'herbes en mai et juin, lorsque les eaux se réchauffent aux environs de 18°C (Olsen, 2006). La reproduction se déroule dans les lieux riches en végétaux sur lesquels la femelle en fonction de son poids, dépose de 100.000 à 300.000 ovocytes visqueux et adhérents de 1,2 à 1,7mm, plusieurs mâles viendront ensuite les féconder. Ce caractère est dit phytophile et l'incubation dure une semaine environ (Spillman, 1961 ; Conti et al, 2016).

II-1-6-2- La brème (*Abramis brama* Linnaeus, 1758)

La brème commune (*Abramis Brama* Linnaeus, 1758) est une espèce d'origine Européenne qui a été introduite dans le barrage en 2006. C'est un poisson de couleur grise foncée, brune foncée à brune selon la clarté de l'eau.

II-1-6-2-1-Classification (tableau 05)

Règne	Animalia
Embranchement	Chordata
Sous-embr	Vertebrata
Super-classe	Osteichthyes
Classe	Actinopterygii
Sous-classe	Neopterygii
Infra-classe	Teleostei
Super-ordre	Ostariophysi
Ordre	Cypriniformes
Super-famille	: Cyprinoidea
Famille	Cyprinidae
Genre	<i>Abramis</i>
Espèce	<i>Abramis Brama</i>



Figure 13 : *A. bramis brama* pêchée dans le barrage Beni Haroun (Photo personnel)

La brème est caractérisée par un corps très haut et latéralement comprimé avec un dos busqué, surtout chez les individus plus âgés, le corps est très visqueux et couvert par des grandes écailles cycliques fortes qui peuvent être utilisées pour la détermination de l'âge. La bouche est de petite taille et ne porte aucun barbillion mais s'avère utilement protractile pour fouiller la vase. La nageoire anale est très longue et comporte 23-30 rayons mous. La nageoire dorsale est courte et insérée en arrière des nageoires pelviennes. La nageoire caudale est très échancrée et le lobe inférieur est plus long que le lobe supérieure (Bruslé et Quignard, 2013 ; Gardner, 2013). La brème est une espèce omnivore, le régime alimentaire des adultes repose généralement sur la consommation des larves d'insectes (surtout des chironomies), des petits crustacés, des mollusques et des débris végétaux. Ils utilisent leur bouche protractile pour rechercher leur nourriture sur le fond et pour filtrer les aliments. Les alevins se nourrissent de zooplancton jusqu'à la taille de 7,5 cm (Giles et al, 1990 ; Mills, 1991). La brème préfère les eaux chaudes, calmes et tranquilles des étangs, des lacs, des réservoirs, des canaux ou des rivières lentes. C'est un poisson grégaire qui peut former des bancs impressionnants (Gardner, 2013). La maturité sexuelle est tardive en raison d'une croissance lente (5 à 7 ans). La ponte se déroule entre Avril et Juin, quand la température de l'eau atteint 15°C. La ponte est déposée en 2 ou 3 fois au cours

de la saison en eau peu profonde (souvent le long des rives) sur des végétaux ou des racines. Pendant la période de reproduction, les mâles se caractérisent par un corps couvert de tubercules nuptiaux. Ils deviennent agressifs pour défendre leurs petits territoires fertiles (Mills, 1991 ; Fredrich et al, 2003 ; Bruslé et Quignard, 2013).

II-1-7-Dissection

Les poissons sont ensuite disséqués et le foie est rapidement prélevé et pesé.

- Le foie est réparti en deux fractions : une première fraction est traitée pour les dosages protéiques et des bioindicateurs du stress oxydatif (enzymatiques et non enzymatiques), et une deuxième fraction pour réaliser les coupes histologiques.



Figure 14 : Figure représente la dissection des poissons

II-1-7-1-Préparation de l'organe après dissection

Après dissection le foie est prélevé, lavé par une solution de 0.9 % de NaCl, éliminé de l'excès de la solution avec du papier absorbant, pesé et broyés en poudre fine avec un mortier et écrasés sous l'azote liquide. Homogénéisé avec du tampon phosphate (0.1 M, pH 7.4) (concentration de 10% (P/V)). L'homogénat est centrifugé 15000 tr/min pendant 10 min.

II-1-8-Dosage des biomarqueurs

II-1-8-1-Biomarqueurs non enzymatiques

II-1-8-1-1-Protéines totales

La méthode adoptée pour le dosage des protéines totales dans les foies des poissons est celle de Bradford (1976): 100 µl de l'homogénat (10%) + 5ml de réactif Bradford (100mg de

bleu dz coomassieG250+50 ml de éthanol à 95%+100ml de l'acide orthophosphorique à 85 % puis compléter à1000ml puis agitation ensuite une filtration 2 fois par un filtre ordinaire ou une seule fois par un filtre grade 1 marque WATHMAN), en utilisant le BSA (Bovine Sérum Albumine) comme standard. Le suivi de la densité optique a été effectué à une longueur d'onde $\lambda=595$ nm après 10 mn. Les résultats obtenus sont exprimées en mg/g de tissus.

II-1-8-1-2-Malondialdéhyde (MDA)

La détermination des teneurs en MDA a été réalisée selon la méthode de Prabhakar et al (2006), utilisant l'acide thiobarbiturique (TBA). Les résultats obtenus sont exprimées en nmol/mg/min. L'absorbance a été mesurée à 512 nm par rapport à l'absorbance du blanc. En utilisant le coefficient d'extinction molaire ($\epsilon = 1.56 \times 10^5 \text{ M}^{-1}\text{cm}^{-1}$).

II-1-8-1-3-Glutathion réduit (GSH)

Le dosage du GSH est basé sur la méthode colorimétrique de Weckberker et Cory (1988). Le principe est basé sur la réaction d'oxydation du GSH par l'acide 5,5'-Dithiobis 2-nitrobenzoïque (DTNB) libérant ainsi l'acide thionitrobenzoïque (TNB) coloré en jaune. La lecture des absorbances s'effectue à $\lambda = 412$ nm en utilisant le spectrophotomètre de type (Agilent Technologies Cary 60). Les teneurs en GSH sont exprimées en nmol/min/mg.

II-1-8-2-Biomarqueurs enzymatiques

II-1-8-2-1-Catalase (CAT)

Le dosage de l'activité catalase (CAT) a été réalisé suivant la méthode de Claiborne (1985). Une longueur d'onde $\lambda=240$ nm et un coefficient d'extinction linéique molaire de H_2O_2 ($\epsilon=43.6 \text{ /M/Cm}$). La réaction est déclenchée par l'addition d'eau oxygénée. L'activité catalase est exprimée en $\mu\text{mol/min/mg}$ de protéines.

II-1-8-2-2-Glutathion S-transférase (GST)

La mesure de l'activité GST a été réalisée selon la méthode de Habig et al (1974). Le principe est basé sur la réaction de conjugation entre la GST et un substrat, le CDNB (1-chloro 2,4 dinitrobenzène) en présence d'un cofacteur le glutathion GSH. En utilisant le coefficient de distinction ($\epsilon = 9,6 \text{ mM}^{-1}\text{cm}^{-1}$). La lecture des absorbances est effectuée à une longueur d'onde de 340 nm dans un spectrophotomètre visible/UV (Agilent Technologies Cary 60).

RESULTATS

II-2-1-Présentation des résultats

Dans un premier temps les résultats obtenus dans des tableaux sont vérifiés, des paramètres de statistiques descriptives sont calculés pour chaque paramètre et puis différents graphiques sont réalisés afin de mieux visualiser les mesures et les analyses effectuées et par conséquent les commenter aisément. Dans un second temps, l'ensemble des résultats obtenus sont comparés avec des normes nationales et internationales de la qualité des eaux ainsi qu'avec des études antérieures pour suivre l'évolution des paramètres physicochimiques des eaux de barrage de Beni Haroun.

II-2-2-Caractérisation physico-chimique des eaux de Barrage de Beni Haroun

Les caractéristiques physicochimiques des eaux de barrage de Beni Haroun (pH, Conductivité, DBO₅, DCO, MES, PO₄⁻³, NO₂⁻ et NO₃⁻) durant la période de Mai 2023 sont représentée, ($\bar{X} \pm SD$, n=5) dans les figures (15-22) :

II-2-2-1-pH

Les résultats obtenus, dans les différentes stations de prélèvement, montrent des valeurs de pH comprises entre 8.20 et 8.70 (figure 15), et conformes à la norme algérienne de qualité de l'eau de consommation humaine fixées entre 6.5-9 (Joradp, 2014). Ceci indique que les eaux du barrage de Beni Haroun sont alcalines à légèrement alcalines. La valeur minimale de pH a été observée au niveau de la station 01, alors que la valeur maximale a été observée au niveau de la station 05. Les résultats obtenus sont comparables avec les résultats de Habila (2018) qui a montré des valeurs moyennes de pH dans les eaux du barrage Beni Haroun de l'ordre de $8,45 \pm 0,2$.

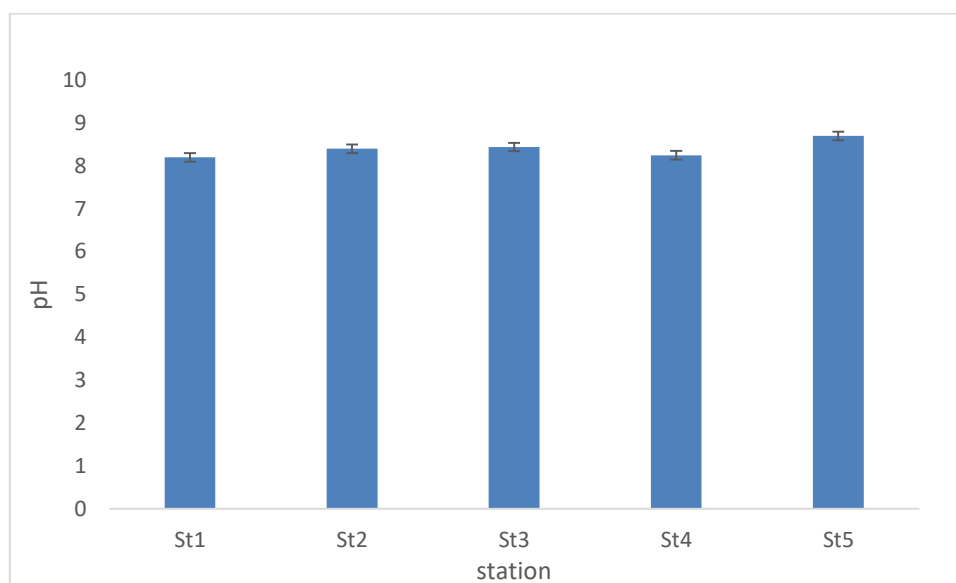


Figure 15 : pH des eaux de barrage Beni Haroun durant la période de Mai 2023

Le pH des eaux de surface est déterminé, en partie, par la nature géologique du bassin de drainage. D'une manière générale, le pH moyen des eaux du barrage est neutre à légèrement alcalin, ce qui reflète clairement l'influence de la nature géologique du bassin versant sur la composition chimique des eaux. En effet, le bassin versant drainé est formé essentiellement par des roches sédimentaires et calcaires (géologie de la zone d'étude). Selon Rodier et al (2009), Le pH peut être aussi influencé par d'autres facteurs tels que les conditions climatiques. Ainsi, la température élevée conduit indirectement au déplacement de l'équilibre carbono-calcaire vers la formation des carbonates sous l'effet de la photosynthèse qui provoque une élévation de pH.

II-2-2-2-Conductivité

Les valeurs de la CE des eaux de barrage de Beni Haroun s'échelonnent entre une valeur minimale de l'ordre de $2680\mu\text{S}/\text{Cm}$ observée au niveau de la station 05, et une valeur maximale de l'ordre $2980\mu\text{S}/\text{Cm}$, enregistrée dans la station01 (figure16). A l'exception des résultats obtenus au niveau de St1, la conductivité électrique des eaux du barrage Beni Haroun reste au-dessous de la valeur limite maximale de qualité de l'eau de consommation humaine fixée par la norme algérienne à $2800\mu\text{S}/\text{Cm}$ (Joradp, 2014).

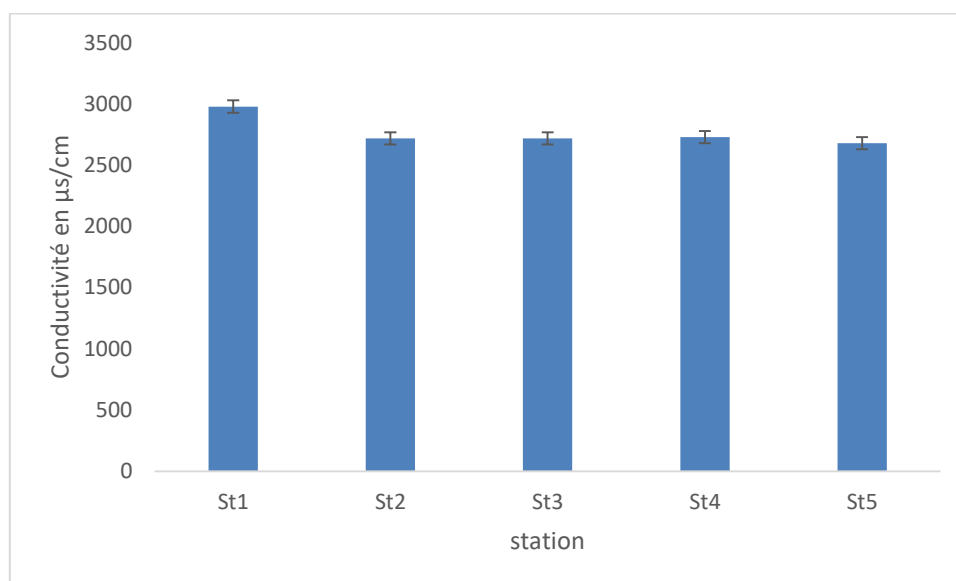


Figure 16 : Conductivité des eaux de barrages Beni Haroun durant la période de Mai 2023

La conductivité donne une mesure indirecte de la concentration en sels minéraux dissous dans l'eau, détectée par la teneur en ion libres. Pour l'ensemble des stations, notre étude a montré des valeurs de la conductivité supérieures à 1000 $\mu\text{S}/\text{Cm}$, ce qui indique que les eaux du barrage de Beni Haroun sont très riches en éléments dissous. Cet enrichissement pourrait être attribué à la nature géologique du bassin drainée. Ainsi, le bassin versant du barrage est formé essentiellement par les roches calcaires et sédimentaires qui sont plus sensibles à l'altération chimique. Par conséquent, il y'a une mise en solution des minéraux constitutifs de ces terrains auxquels s'ajoute la minéralisation de la matière organique. Nos résultats sont comparables aux résultats des travaux de Khaldi et Melghit (2007) et Aissaoui (2017). Par ailleurs, Les résultats obtenus (figure 16) s'avèrent élevées par rapport aux résultats obtenus par Habila (2018) qui a montré des valeurs moyennes dans les eaux du barrage Beni Haroun de l'ordre de $1363,3 \pm 47$.

II-2-2-3-Demande biologique en oxygène (DBO_5)

Les résultats de la DBO_5 des eaux de barrage Beni Haroun sont représentés dans la figure 17 :

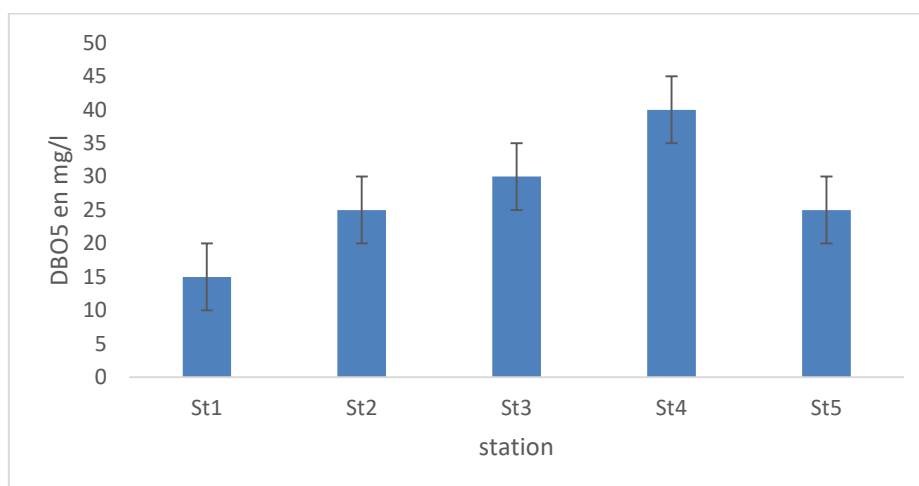


Figure17 : DBO₅ des eaux de barrage Beni Haroun durant la période de Mai 2023

L'observation de la figure 17 nous permet de constater que les eaux du barrage Beni Haroun sont à forte DBO₅. Cette dernière varie de 15 mg d'O₂/l dans la station 01 à 40 mg d'O₂/l au niveau de la station 04. Selon Rodier et al. 2009, la DBO d'eaux faiblement chargées en matières organiques, telles que les eaux naturelles, est inférieure à 6 mg/L. Ceci indique une la présence d'une forte pollution organique des eaux de barrage de Beni Haroun, à cause des déversements des eaux usées d'origine domestiques et urbaines des agglomérations avoisinantes.

II-2-2-4-Demande chimique en oxygène DCO

D'après les résultats obtenus au cours de notre étude (figure 18), nous constatons des valeurs de la DCO des eaux de barrage de Beni Haroun comprises entre une valeur minimale de 10.313 mg d'O₂/l enregistrée dans la station 03 et une valeur maximale de 49.156 mg d'O₂/l observée au niveau de la station 02.

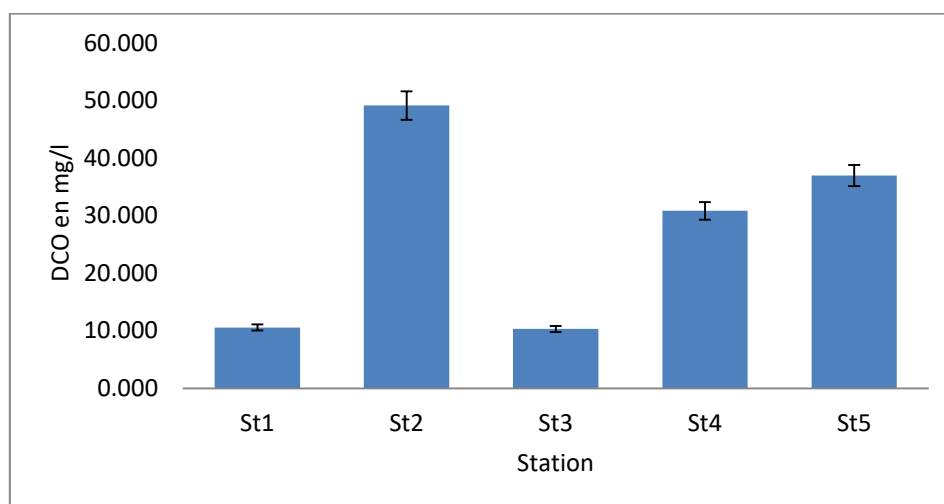


Figure 18 : DCO des eaux de barrage de Beni Haroun durant la période de Mai 2023

L'observation de la figure 18 nous permet de constater des valeurs élevées et variables de la DCO des eaux de barrage de Beni Haroun durant la période de Mai 2023. Les valeurs faibles sont enregistrées au niveau de St 3 et St 1 (10.31 et 10.56 mg d'O₂/l respectivement). En revanche la valeur élevée (49.156 mg d'O₂/l) est observée au niveau de St 2. La DCO étant un test permettant d'estimer la teneur en matière organique d'une eau, est une mesure de carbone total à l'exception de certains composés tel que le benzène qui n'est pas complètement oxydées dans les conditions de l'essai (Rodier et *al*, 2009).

II-2-2-5-Rapport DCO/DBO

Le rapport DCO / DBO₅ détermine la possibilité et le rendement de dégradation que l'on peut espérer par un traitement d'oxydation biologique.

Tableau 06 : rapport DCO/ DBO des eaux de barrages Beni Haroun :

Station	St1	St2	St3	St4	St5
DCO/DBO	0.7	1.96	0.34	0.77	1.48

D'après nos résultats (Tableau 06), De ce fait, nous pouvons dire que la charge polluante est très élevée au niveau des stations 01 et 05, avec la présence des matières non biodégradables car la DCO est supérieure à la DBO₅.

II-2-2-6-Nitrites

Les résultats obtenus au cours de notre étude révèlent des teneurs en NO_2^- variant entre une valeur minimale et une valeur maximale 0.021 mg/l et 0.25 mg/l observées au niveau de St 01 et St 03 respectivement (figure 19). La comparaison des teneurs en NO_2^- des eaux de barrage de Beni Haroun avec la norme algérienne permet de constater que, à l'exception de la station 03 qui montre des signes de pollution organique par les nitrites, toutes les autres stations montrent des teneurs inférieures à la valeur limite fixée 0.2 mg/l (Joradp, 2014).

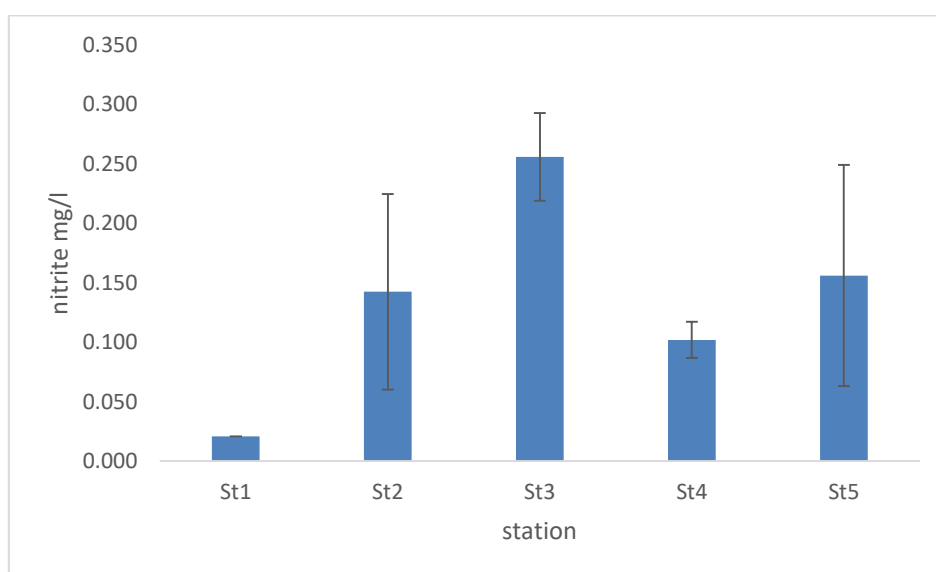


Figure 19 : Teneurs en nitrites des eaux de barrage de Beni Haroun durant la période de Mai 2023

Les nitrites sont répandus dans le sol, les eaux et dans les plantes mais en quantités relativement faibles. Dans les eaux de surface, leurs teneurs excèdent rarement 0.1 mg/l. Il est, toute fois important de signaler que les eaux de contact avec certains terrains peuvent contenir des nitrites indépendants de toute forme de pollution (Potelon, 1998). Les nitrites proviennent soit de l'oxydation incomplète de l'ammonium, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence des bactéries dénitrifiantes (Rodier et al, 2009). Notre étude sur le barrage Beni Haroun a montré des teneurs faibles, ceci peut être attribué sans doute en à la réduction des nitrites en ammonium selon la formule suivante : $\text{NO}_2^- + 8 \text{H}^+ + 6 \text{e}^- \rightarrow \text{NH}_4^+$.

II-2-2-7-Nitrates

D'une manière générale, les teneurs en NO_3^- obtenues au cours de notre étude sont relativement très faibles en comparant avec la norme algérienne de qualité de l'eau de

consommation humaine fixées à 50 mg/l (Joradp, 2014). Elles varient entre une valeur minimale de 0.059 mg/l observée au niveau de St 01 et une teneur maximale de l'ordre 0.682 mg/l observée au niveau de St 03 (figure20). Selon l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement USEPA (1994), le niveau maximal de contamination par les nitrates dans les eaux (MCL : maximum contaminant level) est de 10 mg/l. Les concentrations supérieures à 10 mg/l peuvent être préjudiciables toxiques aux êtres vivants.

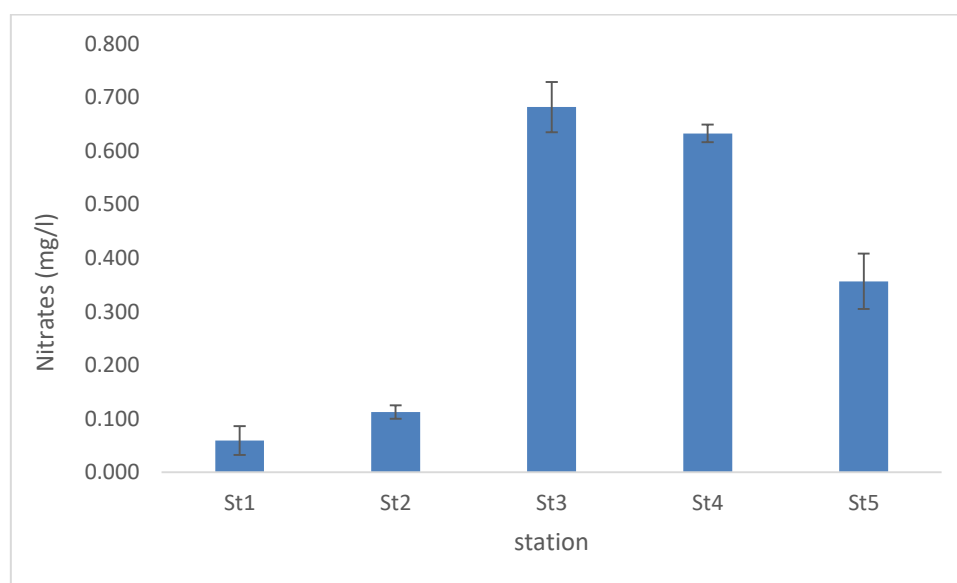


Figure 20 : Teneurs en nitrates des eaux de barrage Beni Haroun durant la période de Mai 2023

Les nitrates NO_3^- représentent la forme la plus oxygénée de l'azote, c'est une forme très soluble. Leur présence dans l'eau est liée à l'utilisation des engrais chimiques (Rodier et al, 2009). Les résultats de notre étude son comparables aux résultats obtenue par Aissaoui (2017) qui attribué les variations spatiales la situation géographique de chacune des stations. Pour les stations 03 et 04, les teneurs élevées enregistrées par rapport aux autres stations seraient liées aux eaux de drainage des terrains agricoles du bassin versant et aux eaux usées des agglomérations urbaines. D'autre part, les teneurs faibles peuvent être attribuées à la vitesse des réactions de transformations chimiques et biologiques de l'azote ammoniacal en nitrites et en nitrates et à la production de N_2 par dénitrification (Gherib, 2019).

II-2-2-8-Orthophosphates

L'observation de la figure 21 permet de constater des teneurs en orthophosphates relativement élevées au niveau de la station 01 (0.028 mg/l) comparativement avec les autres

stations. Cependant, les teneurs les plus faibles (0.007 mg/l) sont observées au niveau de la station 02. D'un autre côté, ces teneurs semblent faibles par rapport à la valeur limite des teneurs en PO_4^{-3} dans l'eau de consommation humaine fixées à 5 mg/l (Joradp, 2014).

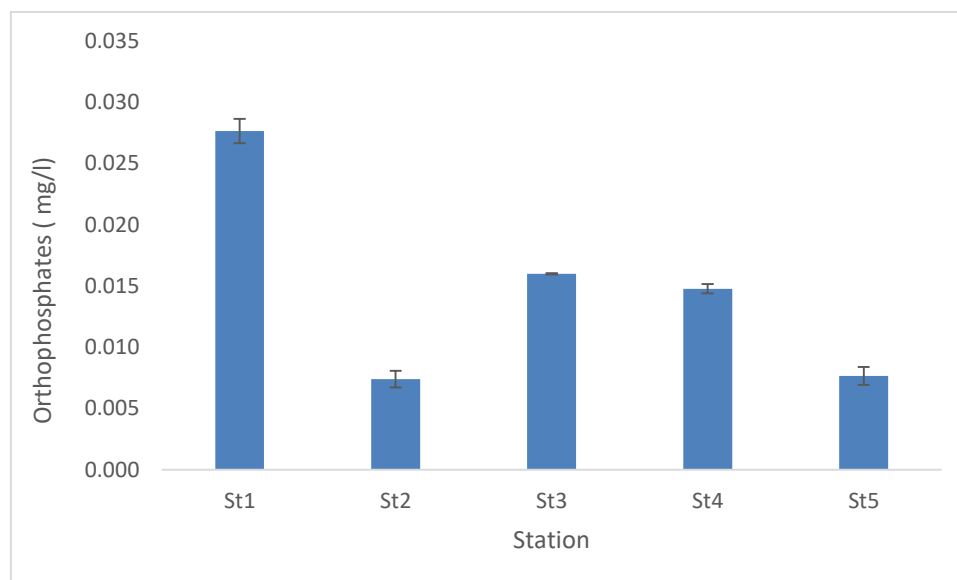


Figure 21 : Teneurs en PO_4^{-3} des eaux de barrage Beni Haroun durant la période de Mai 2023.

Selon Rodier et al (2009), Des teneurs en PO_4^{-3} supérieures à 0.5 mg/l doivent constituer un indice de pollution. Ce qui est n'est pas le cas de nos résultats, qui peuvent être attribués Selon Ramade (2002) au fait que le phosphore est naturellement présent dans les eaux superficielles en faible quantité, et qu'il est déterminant de la productivité des écosystèmes aquatiques. Cet élément joue un rôle très important dans le développement des algues ; il est susceptible de favoriser leur multiplication dans les eaux des lacs où elles contribuent à l'eutrophisation (Rodier et al, 2009). Les phosphates font partie des anions facilement fixés par le sol, leur présence naturelle dans l'eau est liée aux caractéristiques des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique.

II-2-2-9-Matière en suspension

Selon les résultats obtenus, nous constatons que les teneurs en matière en MES varient entre 4 mg/l et 32 mg/l. La teneur maximale est enregistrée dans la station 04 du barrage, quant à la teneur minimale, elle est enregistrée au niveau de la station 01 (figure 22).

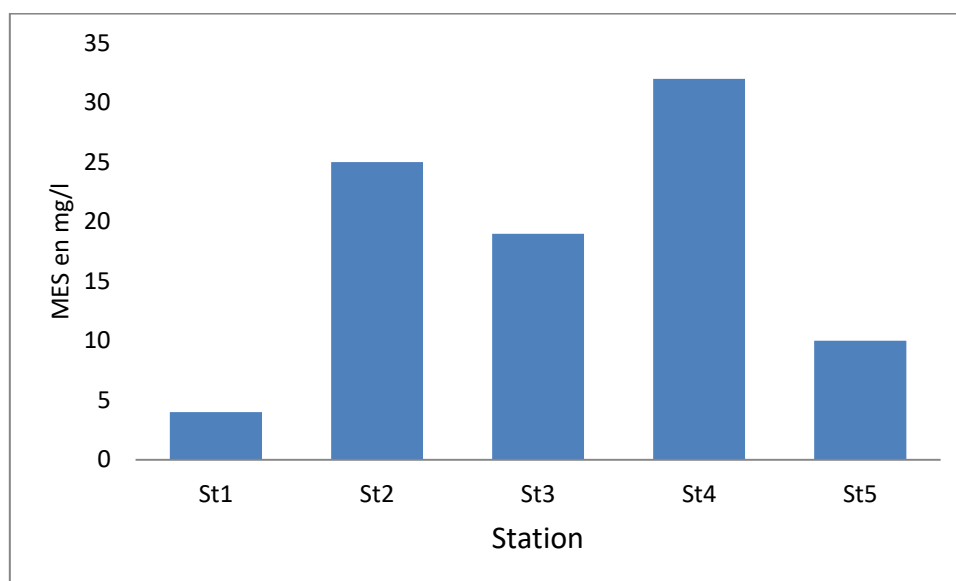


Figure 22 : Teneurs en MES des eaux de barrage Beni Haroun durant la période de Mai 2023.

Dans les eaux superficielles, les MES peuvent provenir soit des effets de l'érosion naturelle du bassin versant suite à de violentes précipitations, soit des rejets d'eaux résiduares urbaines ou industrielles. Leurs effets sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau sont très néfastes (modification de la turbidité des eaux, réduction de la transparence, de la lumière donc de la photosynthèse...) (El-Morhit, 2009) in Belghith 2015. Ce paramètre à un certain degré est considéré comme limitant à la fluctuation et au développement de la faune et de la flore aquatiques.

Selon la grille d'appréciation de la qualité générale des eaux superficielles en France (Masson, 1988) (Tableau 07), les eaux de barrage de Beni Haroun sont de qualité normale, à l'exception de la station 03 qui présente des valeurs supérieures à 30 mg/l, ce qui indique une pollution importante dans cette station. Une telle situation pourrait être due aux eaux de pluie ruisselant sur des sols nus et aux divers rejets diffus essentiellement de la ville de Mila. Ainsi, de tel résultat pourrait être lié aux variations saisonnières très importantes marquées au niveau de ces stations. Aussi, lors d'événements de pluie, le transport par ruissellement, de particules de terre vers le barrage occasionne une augmentation des matières en suspension.

Tableau 07 : Qualité des eaux de barrages Beni Haroun, en fonction de leurs teneurs en MES

MES (mg/l)	Qualité	St1	St2	St3	St4	St5
<30	Normale	X	X	X		X
31à70	Médiocre (pollution importante)				X	
>70	Mauvaise (pollution excessive)					

II-2-3-Biomarqueurs de stress

II-2-3-1-Biomarqueurs non enzymatique

Les résultats des analyses des biomarqueurs non enzymatiques dans les poissons *C. Carassius* et *A. Brama*, capturés dans le barrage de Beni Haroun durant le période de Mai 2023, sont représentés ($\bar{X} \pm SD$, n=20) dans les figures (23-27) :

II-2-3-1-1-Protéines totales

L'observation des résultats obtenus (figure 23) permet de constater des taux des protéines totales variant entre 3,63 et 7,64 mg/g de tissus Chez *C. Carassius* et de variant entre 4,97 et 10,43 mg/g de tissus Chez *A. Brama*. Les résultats obtenus montrent des teneurs élevées dans les foies des individus de l'espèce *A. Brama* par rapport aux teneurs enregistrées dans les foies des individus de l'espèce *C. Carassius*.

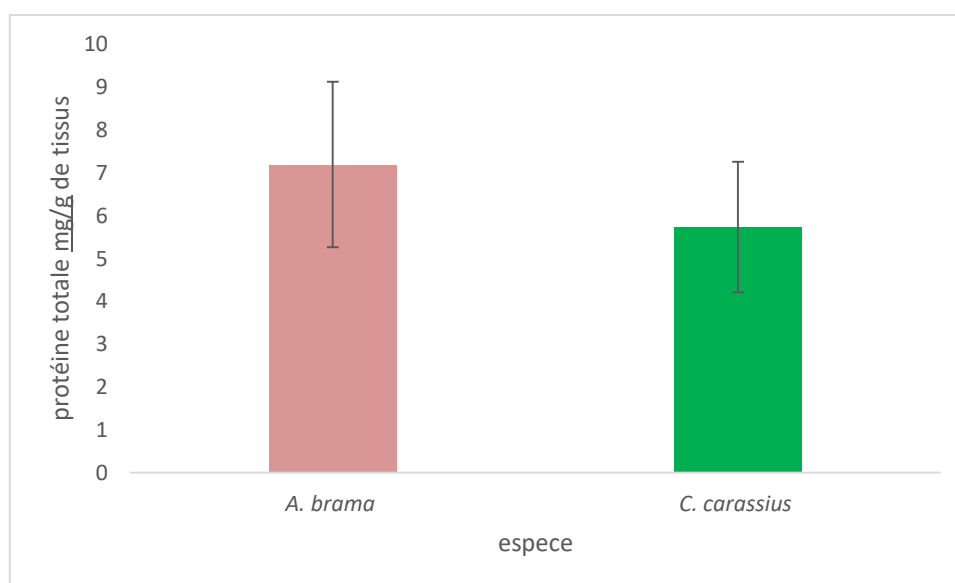


Figure 23 : Teneurs en protéine totale chez *C. Carassius* et *A. Brama*

Résultats et discussion

Tableau 08 : Comparaison de résultats obtenu avec la littérature : Cas de protéine

Etude	espèces	Régions	Résultats	Conclusion
Notre étude	<i>A. Brama</i>	Barrage Beni Haroun	7.19±1.93 mg/g de tissu	/
	<i>B. Carassius</i>	Barrage Beni Haroun	5.73±1.5 mg/g de tissus	/
Meftah et al 2012	<i>Cyprinus Carpio</i>	Barrage Beni Haroun	18.94±0.61 mg/g de tissus	L'eau sert exutoire à plusieurs rejets urbains et industriels sans compter les pesticides et les engrais qui y sont amené lors du lessivage des terrains agricoles, métaux lourds
	<i>Barbus Barbus</i>	Barrage Beni Haroun	19.82±0.67 mg de prot/g de tissus	L'eau sert exutoire à plusieurs rejets urbains et industriels sans compter les pesticides et les engrais qui y sont amené lors du lessivage des terrains agricoles, métaux lourds

II-2-3-1-2-Peroxydation lipidique (MDA)

Dans le foie, le taux de MDA chez *A. brama* capturés dans le barrage de Beni Haroun varie de 0.077 nmol/mg et 0.239 nmol/mg (Figure 24). Le taux du MDA chez *C. carassius* est plus élevé à celui signalé chez *A. brama*. Les valeurs oscillent entre 0.21 nmol/mg et 0.31 nmol/mg (Figure 24).

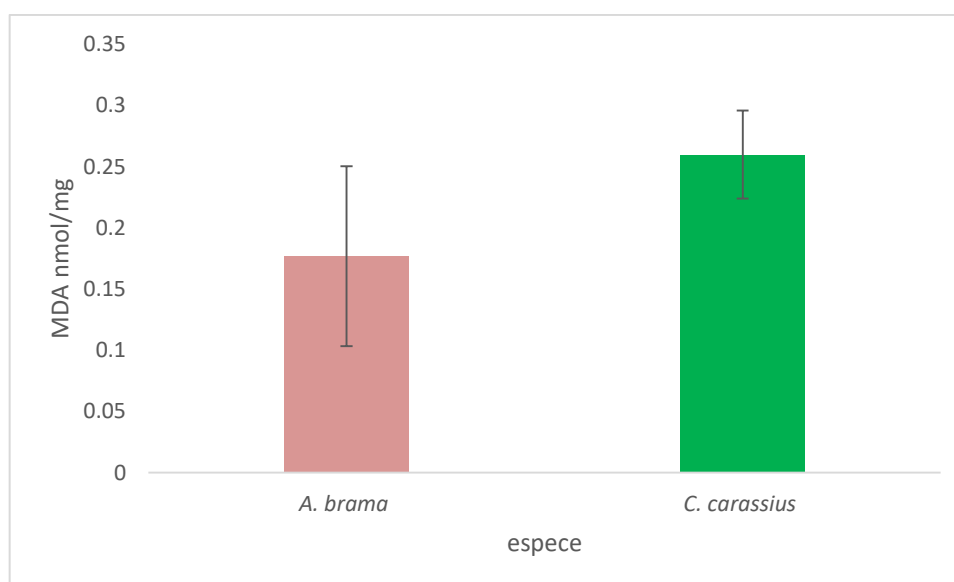


Figure 24 : Teneurs MDA chez *C. Carassius* et *A. Brama*

Le MDA est une expression de la lipoperoxydation (Pompella et al, 1987 ; Sunderman, 1985). L'utilisation de ce composé comme biomarqueur de stress oxydatif en général, et en

Résultats et discussion

peroxydation lipidique en particulier, est largement répandu. Le MDA est un produit des réactions de peroxydation lipidique qui se forme lors de l'attaque des lipides polyinsaturés (de la famille n-6) par des espèces réactives de l'oxygène générées dans certaines conditions de stress, en particulier avec des contaminants organiques (HAP, PCB, pesticides) et inorganiques (métaux de transition).

Il convient de mentionner que le taux de MDA observé au cours de ce travail, au niveau des foies des espèces *C. Carassius* et *A. Brama*, sont faibles par rapport aux résultats obtenus par Habila (2017) et Meftah et al. (2012) chez *C. Capio*. Il semble que *C. Carassius* et *A. Brama* sont moins sensibles polluants par rapport à *C. Capio* et *B. Barbus* (tableau 09)

Tableau 09 : Comparaison de résultats obtenu avec la littérature : Cas de MDA.

Etude	Espèces	Régions	Résultats	Conclusion
Notre étude	<i>A. Brama</i>	Barrage Beni Haroun	0.17± 0.074 nmol/mg	/
	<i>C. Carassius</i>	Barrage Beni Haroun	0.26± 0.036 nmol/mg	/
Meftah et al 2012	<i>Cyprinus Carpio</i>	Barrage Beni Haroun	45140±500 nmol/mg prot	Contaminants organiques HAP, PCB, pesticides et inorganiques : métaux de transition
	<i>Barbus Barbus</i>	Barrage Beni Haroun	63300±68 nmol/mg prot	Contaminants organiques HAP, PCB, pesticides et inorganiques : métaux de transition
Habila 2017	<i>Cyprinus Capio</i>	Barrage Beni Haroun	0.71-4.86 nmol/mg protéines	exposition à des concentrations élevées en métaux lourds en l'occurrence Cd.

II-2-3-1-3-Glutathion réduit (GSH)

Le taux du GSH est illustré dans la Figure 25.

Les valeurs oscillent entre 4.68 et 8.92 nmol/mg chez *C. carassius* et entre 0.71 et 4.94 nmol/mg chez *A. Brama*. D'une manière générale, les taux de GSH enregistrés dans les foies des individus de l'espèce *C. Carassius* sont relativement élevées par rapport aux teneurs enregistrées au niveau des foies des individus de l'espèce *A. Brama*. Selon Pierce et Tappel, (1987), la diminution des taux de GSH indique directement l'existence de réactions de détoxification des métabolites toxiques. Ce qui signifie qu'*A. Brama* est relativement sensibles aux facteurs environnementaux comparativement avec *C. Carassius*.

Résultats et discussion

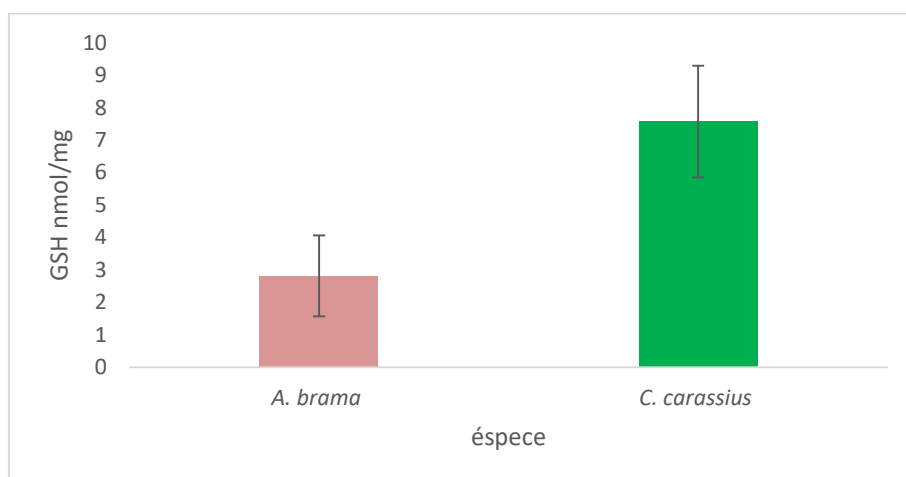


Figure 25 : Teneurs en GSH chez *C. Carassius* et *A. Brama*

Le GSH réduit à des substrats endogènes et aux xénobiotiques électrophiles ayant des propriétés toxiques, mutagènes et cancérigènes afin de neutraliser et éliminer des produits chimiques capables d'engendrer des effets toxiques. La comparaison des résultats obtenus avec la littérature scientifique notamment l'étude de Meftah et al. 2012 (tableau10) permet de constater que *A. Brama* est plus impliquée dans la détoxification des effets des polluants environnementaux via la consommation de quantités énormes de GSH. Ceci fait de ces molécules un excellent biomarqueurs pour la biosurveillance des eaux contaminées par rejets urbains et industriels sans compter les pesticides et les engrais qui y sont amené lors du lessivage des terrains agricoles, métaux lourds.

Tableau 10 : Comparaison de résultats obtenu avec la littérature : Cas de GSH

Etude	Espèces	Régions	Résultats	Conclusion
Notre étude	<i>A. Brama</i>	Barrage Beni Haroun	2.81±1.25 nmol/mg	/
	<i>C. Carassius</i>	Barrage Beni Haroun	7.57± 1.72 nmol/mg	/
Meftah et al 2012	<i>Cyprinus Carpio</i>	Barrage Beni Haroun	130±9 nmol/mg prot.	L'eau sert exutoire à plusieurs rejets urbains et industriels sans compter les pesticides et les engrais qui y sont amené lors du lessivage des terrains agricoles, métaux lourds
	<i>Barbus Barbus</i>	Barrage Beni Haroun	200±40 nmol/mg prot.	L'eau sert exutoire à plusieurs rejets urbains et industriels sans compter les pesticides et les engrais qui y sont amené lors du lessivage des terrains agricoles, métaux lourds

II-2-3-2-Biomarqueurs enzymatiques

Les résultats des analyses des biomarqueurs enzymatiques dans les foies des poissons *C. Carassius* et *A. Brama* sont représentés dans les figures (27-28) :

II-2-3-2-1-Catalase

Les résultats d'analyses de l'activité de la CAT dans le foie des espèces *C. carassius* et *A. Brama* sont représentées dans la Figure 26. Dans le foie des individus de l'espèce *C. Carassius*, les valeurs de l'activité hépatique CAT sont entre 4,48 $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ protéines et 16,09 $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ protéines.

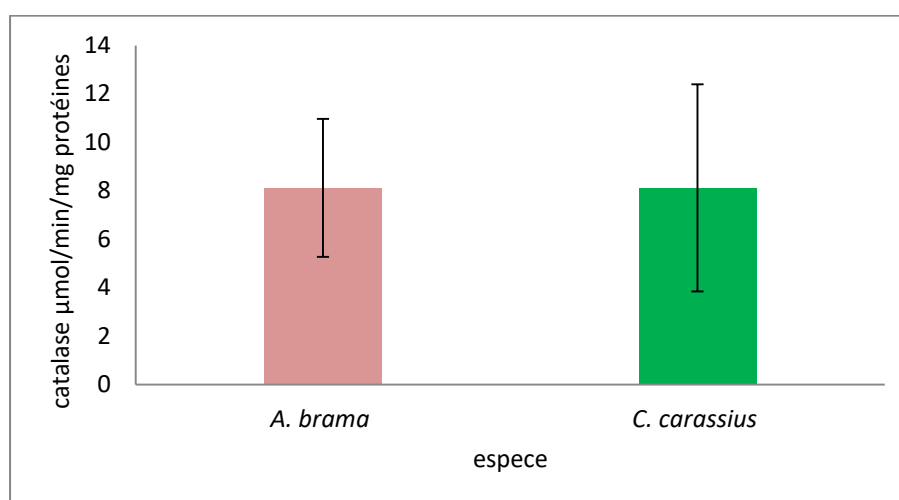


Figure 26 : Teneurs en catalase chez *C. Carassius* et *A. Brama*

En revanche, Dans le foie des individus de l'espèce *A. Brama*, les valeurs moyennes de l'activité CAT variant entre 3,74 $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ protéines 11,19 $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ protéines. D'une manière générale, les valeurs de l'activité de la CAT sont comparables entre les deux espèces étudiées.

Parmi les enzymes antioxydantes, la catalase fait partie de celles les plus étudiées. Elle catabolise les peroxydes d'hydrogène en molécule d'eau pour prévenir la formation de radicaux hydroxyles. L'intérêt de ces paramètres antioxydants en tant que biomarqueurs réside dans le caractère aspécifique de leur réponse, ce qui peut être un avantage dans le contexte des contaminations multiples des écosystèmes (Larno, 2004).

Les résultats obtenus au cours de notre étude semblent faibles par rapport aux résultats obtenus par les études de Meftah et al (2023) et Meknachi et al 2022 ; menées sur *Cyprinus*

Résultats et discussion

Carpi, *Barbus Barbus* et *Oreochroms Niloticus*. Indiquant l'exposition à une Pollution mixte organique et minérale des eaux de barrage Beni Haroun (tableau 11). Ces biomarqueurs moléculaires sont reconnus pour être des mesures précoces et sensibles à l'exposition de contaminants chimiques (Castro et al, 2004). Ce qui indique probablement un changement de la qualité physicochimique des eaux par rapport aux années précédentes.

Tableau 11 : Comparaison de résultats obtenu avec la littérature : Cas de CAT

Etude	Espèces	Régions	Résultats	Conclusion
Notre étude	<i>A. Brama</i>	Barrage Beni Haroun	8.12± 2.84 μmol/min/mg	/
	<i>C. Carassius</i>	Barrage Beni Haroun	8.12± 4.27 μmol/min/mg	/
Meknachi et al 2022	<i>Tilapia « Oreochromis Niloticus »</i>	Algérie	84.92±0.2246μmol/mg prot	Pollution par le cuivre
Meftah et al 2012	<i>Cyprinus Carpio</i>	Barrage Beni Haroun	92.83±0.00195μmol/min/mg	Pollution mixte : polluants organiques +polluants minéraux
	<i>Barbus Barbus</i>	Barrage Beni Haroun	117.76±0.0024 μmol/min/mg	Pollution mixte : polluants organiques +polluants minéraux
Habila 2017	<i>Cyprinus Capio</i>	Barrage Beni Haroun	174,20-417.94 μmol/min/mg protéines	exposition à des concentrations élevées en métaux lourds en l'occurrence Cd.

II-2-3-2-2-Glutathion S-transférase

Les résultats d'analyses de l'activité de la GST dans le foie des espèces *C. carassius* et *A. brama* sont représentées dans la Figure 27. Dans le foie des individus de l'espèce *C. carassius*, les valeurs moyennes de l'activité hépatique GST sont entre 1.35 μmol/min/mg protéines et 5.66 μmol/min/mg protéines. En revanche, Dans le foie des individus de l'espèce *A. Brama*, les valeurs moyennes de l'activité GST sont de l'ordre de 0.55 μmol/min/mg protéines à 4.94 μmol/min/mg protéines. D'une manière générale, les valeurs de l'activité de la GST enregistrées dans les foies des individus de l'espèce *C. Carassius* sont relativement élevées par rapport aux teneurs enregistrées au niveau les foies des individus de l'espèce *A. Brama*. Ce qui signifie que *C. Carassius* est relativement sensible aux variations des facteurs environnementaux comparativement avec *A. Brama*.

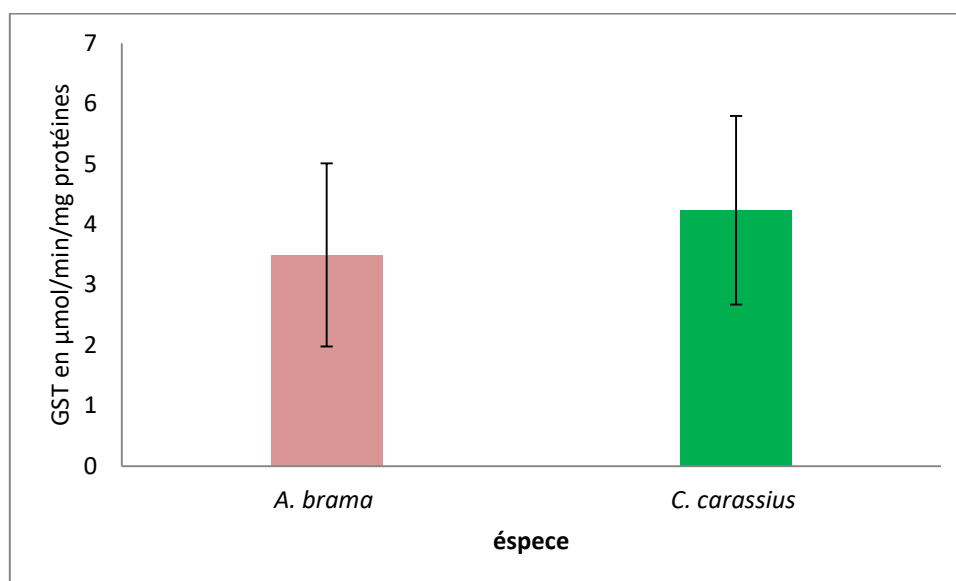


Figure 27 : Teneurs en GST chez les *C. Carassius* et *A. Brama*.

Selon Elia et al (2007), l'augmentation de l'activité GST peut être attribuée à l'activation du système de défense antioxydant naturel par les métaux. Les GSTs sont requises pour la protection contre les ROS induits par l'exposition aux substances xénobiotiques et métaux lourds. De plus, Canesi et al. (1999) ont montré que l'augmentation de l'activité GST ; induite par les métaux lourds ; peut refléter une utilisation accrue du GSH dans les réactions de conjugaison impliquées dans le métabolisme des hydroperoxydes lipidiques et des composés carbonylés, formés par la peroxydation des membranes cellulaires. Nos résultats semblent élevés par rapport aux résultats obtenus par Habila (2017) chez des individus de *C. Capio* (0.58-1.59 nmol/min/mg protéines), indiquant une exposition à des concentrations élevées en métaux lourds en l'occurrence Cd. Par ailleurs, ils semblent comparables avec les résultats de l'étude de Meftah et al. (2012) ($4.96844 \pm 0.690 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ chez *C. Carpio* et $7.0356 \pm 1.100 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$ chez *B. Barbus*), indiquant leur exposition à différents polluants PCB, des HAP, OCP, les métaux et les pesticides (tableau 12).

Résultats et discussion

Tableau 12 : Comparaison de résultats obtenu avec la littérature : Cas de GST

Etude	Espèces	Régions	Résultats	Conclusion
Notre étude	<i>A. Brama</i>	Barrage Beni Haroun	3.49±1.51 μmol/min/mg	/
	<i>C. Carassius</i>	Barrage Beni Haroun	4.23±1.55 μmol/min/mg	/
Meftah et al 2012	<i>Cyprinus Carpio</i>	Barrage Beni Haroun	4.96844±0.690 μM/min/mg	Différents polluants PCB, des HAP, OCP, les métaux et les pesticides
	<i>Barbus Barbus</i>	Barrage Beni Haroun	7.0356±1.100 μM/min/mg	Différents polluants PCB, des HAP, OCP, les métaux et les pesticides
Habila 2017	<i>Cyprinus Capio</i>	Barrage Beni Haroun	0.058-0.159 μmol/min/mg protéines	exposition à des concentrations élevées en métaux lourds en l'occurrence Cd.

CONCLUSION

Conclusion

Ce travail est réalisé dans l'objectif de suivre et évaluer la qualité des eaux du barrage de Beni Haroun, qui reçoit la totalité des eaux usées des agglomérations longeant le bassin versant Kebir Rhumel rejetées dans Oued Rhumel et Oued Kébir en y ajoutant les impacts de la forte activité agricole dans le périmètre du barrage. Cette évaluation consiste en l'application d'une approche intégrée (biomonitoring) basée essentiellement sur l'utilisation d'une batterie de biomarqueurs, chez deux espèces introduites (*Carassius carassius* et *Abramis brama*), en complément des analyses paramètres physico-chimiques, durant la période de Mai 2023.

En général, les résultats obtenus dans le cadre de cette étude montrent des caractéristiques physicochimiques des eaux de barrage de Beni Haroun (pH, Conductivité, MES, nitrates, nitrites et orthophosphates, DBO₅ et DCO) au-dessous des valeurs limites maximales de qualité de l'eau de consommation humaine fixée par la norme algérienne (Joradp, 2014). Néanmoins, des signes de pollution organique d'origine domestique et industrielle sont constatés au niveau des stations 01 et 05. Les eaux de barrage de Beni Haroun sont de qualité normale, à l'exception de la station 03 qui présente des valeurs supérieures à 30 mg/l, ce qui indique une pollution importante dans cette station. Une telle situation pourrait être due aux eaux de pluie ruisselant sur des sols nus et aux divers rejets diffus essentiellement de la ville de Mila, ceci signifie que le barrage subit l'influence d'une pollution permanente. Ces influences risquent de s'aggraver au cours du temps si les pouvoirs publics n'adoptent pas une politique environnementale efficace.

L'étude des biomarqueurs semble, a priori, plus prometteuse pour une application in situ. Les réponses biologiques des espèces de poissons *C. carassius* et *A. brama* capturées dans les eaux de barrage de Beni Haroun peuvent se traduire par leurs tendances de tolérance et de sensibilité. À l'exception de la Catalase, les résultats des analyses des biomarqueurs chez les espèces des poissons *C. carassius* et *A. brama* montrent des teneurs relativement élevées en MDA, GSH, GST hépatiques. , ils semblent comparables avec les résultats des études indiquant une exposition à différents polluants PCB, HAP, les métaux et pesticides.

En terme de réponses spécifiques entre les deux espèces des poissons étudiés *C. carassius* et *A. brama*, les valeurs de l'activité de la CAT constatées sont comparables entre les deux espèces. Cependant, les espèces des poissons *A. brama* s'avèrent plus sensible et plus impliquée dans la détoxification des effets des polluants environnementaux, via la consommation de quantités énormes de GSH et l'induction des teneurs élevées en GST, et ce

par rapport à *C. carassius* et par rapport également d'autres espèces mentionnées dans la littérature en l'occurrence *C. capio* et *B. barbuis*. Ce qui signifie que *A. brama* est relativement sensible aux variations des facteurs environnementaux comparativement avec *C. carassius*.

Les résultats de cette étude préliminaire en concordance avec des études antérieures ont mis en évidence l'utilité et la pertinence de l'application d'une approche intégrée de biomonitoring des phénomènes de pollution et l'évaluation de la qualité des eaux de Barrage de Beni Haroun, par le biais de l'utilisation d'une batterie de biomarqueurs de chez les espèces des poissons *C. carassius* et *A. brama* en complément des analyses physicochimiques. Par ailleurs, le risque auquel les ressources naturelles précieuses, en l'occurrence les poissons du Barrage de Beni Haroun et la population qui en consomme, et qui pourrait éventuellement être contaminées indirectement par le biais de la chaîne alimentaire.

Notre étude reste une étape préliminaire prendra la forme de campagne de mesure sur un nombre limité de sites et d'échantillons. Elle a permis de diagnostiquer, d'observer et d'évaluer objectivement la qualité des eaux de Barrage de Beni Haroun. Par conséquent, cette étude devrait éventuellement être suivie par d'autres études complémentaires pour modélisation et prédiction des phénomènes de pollution, afin de protéger la santé des populations de la toxicité des polluants et préserver les eaux des oueds et du barrage de toute sorte de pollution.

Perspectives de recherche

Les principales perspectives qui découlent de notre travail de recherche se résument en :

- ✓ La prise en conscience des problèmes de pollution aquatiques et la valorisation des résultats obtenus dans les programmes de biomonitoring et de bioremediation ;
- ✓ La multiplication des recherches scientifiques dans ce domaine et l'utilisation d'autres modèles biologiques afin de choisir le mieux adapté et le plus sensible ;
- ✓ Le recours à la modélisation mathématique, qui présente l'une des principales perspectives devant être utilisées pour fédérer les connaissances monodisciplinaires acquises et les coupler et aussi pour la prévision des conséquences de certaines actions sur le milieu et/ou des effets sur les écosystèmes aquatiques ;

- ✓ La compilation des données sur une durée un peu étendue, réalisée chaque année par couple (analytes/espèces) et (analytes/site), permettrait d'obtenir une approche prévisionnelle sur l'évolution de la pollution maritime.
- ✓ Aussi, dans une perspective d'aménagement équilibré du territoire, avec redistribution spatiale des hommes et des activités, il serait nécessaire d'adopter des restrictions sérieuses dans l'urbanisation des rives des barrages.
- ✓ Il faut appliquer des réglementations plus strictes concernant les rejets des eaux usées (industrielles et urbaines), dont le but d'éviter les impacts négatifs sur la flore, la faune et l'homme. Afin d'éviter tout risque sur la santé humaine *via* le phénomène de bioaccumulation et bioamplification à travers la chaîne alimentaire.

REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE

Référence bibliographique

- A.N.D.I. (Agence National des Ressources en eau), 2013. Investissement en Algérie, wilaya de Mila25(4), 651-684.
- Abdely, C. (2007). Bioremédiation/phyto-remédiation. Thèse de doctorat. Tunisie : Université de Tunisie .
- Abrid. D, El Hmaidi. A, Abdallaoui. A et Essahlaoui. A (2013). Variation spatiale des concentrations en éléments traces métalliques dans les sédiments de la retenue du barrage Sidi Chahed (Meknès, Maroc). *European Journal of Scientific Research*. 106 (4), 503-511.
- Adams. S.M, Giesy. J.P, Tremblay. L.A et Eason. C.T. (2001). The use of biomarkers in ecological risk assessment: Recommendations from the Christ church conference on biomarkers in ecotoxicology. *Biomarkers*, 6, 1-6.
- Allal. I et A. Bouchra. (2008). Biosurveillance active de la pollution marine le long du littoral ouest algérien par l'évaluation de la stabilité de la membrane lysosomale chez la moule, *Mytilus galloprovincialis* (Lmck, 1819) (Doctoral dissertation, Université Ahmed Ben Bella d'Oran1 Es Senia).
- Allardi. J et Keith. (1991). Atlas préliminaire des poissons d'eau douce de France. Coll.Patrimoines Naturels, vol. 4. Secrétariat Faune Flore, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 234 p.
- Amiard-Triquet. C. (1989). Bioaccumulation et nocivité relatives de quelques polluants métalliques à l'égard des espèces marines. *Bull. Ecol*, 20, 2, 129-151.
- Amiard-Triquet. C, Burgeot. T et Claisse. D. (1999). La surveillance de la qualité du milieu marin, p19.
- Amrane. Ch. (2018). Analyse et traitement des métaux lourds des rejets industriels : développement de méthodes chimiques électrochimiques et membranaires. Thèse Doctorat en chimie de l'eau et l'environnement : dessalement et environnement, Université El-Hadj Lakhdar - BATNA 1. Chap. I, p6.
- ANB. (2022) (Agence Nationale des Barrage Beni Haroun).
- ANBT. (2014) (Agence National des Barrage et des Transfert).
- Arenas-Sánchez. A. Rico. A. & Vighi. M. (2016). Effects of water scarcity and chemical pollution in aquatic ecosystems: State of the art. *Science of the Total Environment*, 572, 390-403. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.211>.
- Arora. A, Sairam R.K et Srivastava G.C. (2002). Oxidative stress and antioxidative system in plants. *Current science-bangalore*, 82(10) : 1227-1238.
- Baize. D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France), Références et stratégies d'interprétation, INRA Ed., Paris, 410 pp.
- Barillet. S. (2007). Toxicocénétique, toxicité chimique et biologique de l'uranium chez le poisson Zèbre (*Danio rerio*). Thèse de doctorat. Université Paul Verlaine de Metz Laboratoire de Radioécologie et d'Ecotoxicologie, ISRN IRSN, p 478.
- Baudin. B. (2006). Stress oxydant ET pathologies cardiovasculaires. *Mt Cardio*, 2(1) : 43-52.
- Bealey W.J, McDonald A.G, Nernitz E, Donovan R, Dragosits U, Duffy T.R. et Fowler D. (2006). Estimating the reduction of urban PM10 concentrations by trees within an environmental information system for planners. *Journal Environment Management*, 85 : 44-58.

Référence bibliographique

- Behanzin. G. J, Adjou. E.S, Yessoufou. A.G, Dahouenon. A.E et Sezan A. (2014). Effet des sels de métaux lourds (chlorure de Cobalt et chlorure de Mercure) sur l'activité des hépatocytes, *Journal Applied Biosciences*, Vol 83, pp 7499-7505.
- Belanger. D. (2009). Utilisation de la faune macrobenthique comme bio-indicateur de la qualité de l'environnement marin côtier Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, p67.
- Belhaouari. B. (2012). étude écotoxicologique chez un gastéropodes marins, *osilinus turbinatus* (Born, 1780) dans le littoral algérien occidental . (Doctoral dissertation, Université de Oran), p130.
- Ben Bouih. H, H. Nassali, M. Leblans et A. Srhiri, (2005). Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc). *Afrique Science*, 1(1) :109-125.
- Benariba. R, Mokhtari .R et Bougherara N. (2016). La toxicité du cadmium et ses risques sur la santé humaine. Mémoire de Master en Biologie Animale, Université des Frères Mentouri Constantine, p6-23.
- Benayache. N. Y. (2014). Evaluation du niveau de la pollution organique des eaux des barrage Hamam Grouz et BeniHaroune, Université Constantine1, Département de Biologie et Ecologie Végétale, P3-18.
- Benkirate. A et Moumeni. R. (2015). Etude de la qualité bactériologique du poissons (*Carassius carassius* Linnaeus, 1758) peuplant les eaux du canal Messida (Nord-Est Algérien). mémoire de master, université 08 mai Gulema, 02-26-52.
- Benoit-Chabot. V. (2014). Les facteurs de sélection des bioindicateurs de la qualité des écosystèmes aquatiques: élaboration d'un outil d'aide à la décision. Diss. Université de Sherbrooke, p126.
- Bensaha. S. (2010). La décontamination des eaux usées sur un support naturel .Mémoire de Magister en chimie, Université Abou Bekr Belkaid – TLEMEN, p15.
- Bentata- Keddar. I. (2015). Evaluation de la contamination par trois métaux traces (Cd, Ni, Zn) du rouget du vase *Mullus barbatus* (L, 1758) pêcher au niveau de la côte occidentale algérienne . (Diplôme de Magister , Université d'Oran).
- Besse. J.P, Coquery. M, Lopes. C, Chaumot. A, Budzinski. H, Labadie. P et Geffard. O. (2013). Caged *Gammarus fossarum* (Crustacea) as a robust tool for the characterization of bioavailable contamination levels in continental waters: Towards the determination of threshold values. *Water Research* 47(2): 650–660. doi:10.1016/j.watres.2012.10.024.
- Boucheseiche. C, Cremille. E, Pelte. T et Pojer. K. (2002). Pollution toxique et écotoxicologique : notions de base. Guide technique N°7. Agence de l'Eau Rhône, p18.
- Boudjella. A. (2017) . Etude de la Dispersion des Polluants Gazeux sur l'Ouest de la Méditerranée, Université des Sciences et de la Technologie d'Oran Mohamed Boudiaf Département de Génie Mécanique, P2-10.
- Boulbair. N et Soufane. A. (2011). Evaluation du risque de contamination par les métaux lourds dans l'eau, Les sédiments et les poissons du barrage de Beni Haroun de la wilaya de Mila, Mémoire de master, Biologie végétale et animale, Université de Jijel, p 22.

Référence bibliographique

- Bowmer. T et Kershaw. P. (2010). Proceedings of the Gesamp International Workshop on microplastic particles as a vector in transporting persistent, bioaccumulating and toxic substances in the ocean. Paris: UNESCO-IOC.
- Bradford. M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.* 72: 248-254.
- Breckle. C.W. (1991). Growth under heavy metals. In: Waisel Y, Eshel A, Kafkafi U (Eds) *Plant roots: the hidden half*. Marcel Dekker, New York, 351–373 pp.
- Brend. M, Anton. M.H et G. zechméister. (2003). *Biondicatoinis and biomonitoris: principles, concepts and applications* editors, Elsevier science Ltd. Allrights reserved, P3-18.
- Brown. M.T et Depledge. M.H. (1998). Determinants of trace metal concentrations in marine organisms. *In Metal Metabolism in Aquatic Environments*. Edited by William J. Langston and Maria Joao Bebianno. Published in 1998 by Chapman & Hall, London.
- Bruslé. J et Quignard. J. P. (2013). Les gardons. *Biologie Des Poissons d'eau Douce Européens*, 2ème Éd. TEC et DOC/Lavoisier, Paris, 235–245.
- Bryan. G.W et Langoston W.J. (1992). Bioavaibility, accumulation and effects heavy metals in sediments with special reference to united estuary. *Environ. Pollution*, 76, 89-131.
- Burgess. L.C. (2013). Organic pollutants in soil and their effects on Human Health. *Nat Ed Knowledge*, 5(12):1.
- Burnol. A, Blanc. B et Guyonnet. D. (2004). *Eléments traces métalliques Guide méthodologique, Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines*. Rapport final, édition ENRIS, 76 pp.
- Celie. D. (2012). *Reponses de populations de poissons au stress chimique en milieux estuariens : int'egration des r'eponses mol'eculaires, biochimiques et immunotoxicologiques*. Sciences agricoles. Université de Bretagne occidentale - Brest, (2012). Fran,cais. <NNT : 2012BRES0063>. <tel-00951704>, P1-4.
- Castro. B.B, Sobral. O, Guilhermino, L et Ribeiro. R. (2004). An In Situ Bioassay Integrating Individual and Biochemical Responses Using Small Fish Species. *Ecotoxicology* 13, 667–681.
- Chaouki. M. (2010). *Evolution spatio-temporelle et la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines de la région d'Ouargla*, thèse doctorat, université de K M Ouargla, p132.
- Chapman. P. M, Wang. F et Caeiro. S. S. (2013). Assessing and managing sediment contamination in transitional waters. *Environment International*, 55, 71- 91. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.02.009>.
- Chen . Y.E, Cui. J.M, Yang. J.C, Zhang. Z.W, Yuan. M, Song. C et Yuan. S. (2015). Biomonitoring heavy metal contaminations by moss visible parameters. *Journal of hazardous materials*, 296, 201-209.
- Chenaifia. D. (2012). *Effets de l'extraction des granulats sur la nappe Alluviale d'Oued El-Harrach (Mitidja amont)-Wilaya de Blida* (Doctoral dissertation, Remini Boualem).
- Claiborne A. (1985). *Handbook of methods for oxygen radical research*. London: CRC Press.
- Clemens. S, Palmgren. M.G et Krämer. U. (2002). A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends Plant Sci.* 7, 309–315. Doi: 10.1016/S13601385(02)02295-1.

Référence bibliographique

- Clijsters. H et Assche. F.V. (1985). Inhibition of photosynthesis by heavy metals. *Photosynth. Res.* 7, 31–40. Doi: 10.1007/BF00032920.
- Conti. C, Desvignes. T et Didier. L. (2016) in : DORIS : *Carassius ssp.* <https://doris.ffessm.fr/ref/specie/2552>.
- Cunningham. S.D et Berti. W.R. (1993). Remediation of Contaminated Soils with Green Plants—an Overview. *In Vitro Cellular & Developmental Biology-Plant*, 29, 207-212.
- Dan. T, Hale. B, Johnson. D, Conard. B, Stiebel. B et Veska. E. (2008). Toxicity thresholds for oat (*Avena sativa L.*) grown in Ni-impacted agricultural soils near Port Colborne, Ontario, Canada. *Can. J. Soil Sci.* 88, 389–398. Doi: 10.4141/CJSS07070
- Dandonneau .y. (1978). Effet biologiques de la pollution des mers par les hydrocarbures p4.
- Das. M et Maiti. S.K. (2007). Metal mine waste and phytoremediation: A review. *Asian J. Water Environ. Pollut*, 4, 169-176.
- Debieche. T. H. (2002).Évolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle: application à la basse plaine de la Seybouse Nord-Est algérien (Doctoral dissertation, Université de Franche-Comté) ,312p.
- Dellali. M, Romeo. M, & Aissa. P. (2001). Suivi annuel de l'activité?? É catalase chez des moules et des palourdes originaires de la lagune de Bizerte. *Oceanologica Acta*, 24(3), 263-271. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(01\)01145-8](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(01)01145-8)
- Diaby. V, Arsene. M. A, Mireille. D et Adou. F. Y. (2016). Problématiques du cadmium en Côte d'Ivoire : Pollution environnementale et risque sanitaire. HAL Id: hal-01294085, 11p.
- Diamond. M. (1985). Some observation of spawning by roach, *Rutilus rutilus L.*, and bream, *Abrama brama L.*, and their implications for management. *Aquacult. Fish. manag*, 16: p. 359367.
- Dixit. R, Malaviya. D, Pandiyan. K, Singh. U. B, Sahu. A, Shukla. R et Paul. D. (2015). Bioremediation of Heavy Metals from Soil and Aquatic Environment: An Overview of Principles and Criteria of Fundamental Processes, 2189-2212.
- Dj. Giulio, Giulio. R.T, C. Habig et E.P. Gallagher. (1989) in Lagadic L, T.Caquet et J.C.Amiard. (1997). Biomarqueurs en écotoxicologie: Principes et définitions. In *Biomarqueurs en écotoxicologie : aspects fondamentaux* (eds L. Lagadic, T. Caquet, J.C. Amiard & F. Ramade), Masson, Paris.
- Dj. Rami ,Triki. B,(2020). Etude d'impact de la pollution industrielle sur la santé et l'environnement, Université Badji mokhtar -Annaba Badji mokhtar – Annaba University, Electromécanique,P2-10.
- Djilani .C. (2006). Analyse et traitement des eaux de rejets de l'unité VCM du complexe pétrochimique de Skikda, Mémoire de Magister. Université de Skikda.
- Emilian. K. (2004). Traitement de pollutions industrielles.
- Fakayode. S.O. (2005). Impact assessment of industrial effluent on water quality of the receiving Alaro River in Ibadan, Nigeria. *AJEAM-RAGEE*, 10 : 1-13.
- Fa0. (2003). Les engrais et leur application : précis à l'usage des agents de vulgarisation agricole. Rabat : FAO.

Référence bibliographique

- Feierabend. J. (2005). Catalases in plants: molecular and functional properties and role in stress defence. *Antioxidants and reactive oxygen species in plants*, 101-140.
- Fernández. B, Campillo. J.A, Martínez-Gómez. C et Benedicto. J, (2010). Antioxidant responses in gills of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) as biomarkers of environmental stress along the Spanish Mediterranean coast. *Aquat Toxicol* 99, 186–197. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.04.013>
- Flora. S.J.S, Mittal. M et Mehta. A. (2008). Heavy metal induced oxidative stress and its reversal by chelation therapy. *Indian J. Med. Res.* 128: 501–523.
- Fredrich. F, Ohmann. S, Curio. B et Kirschbaum. F. (2003). Spawning migrations of the chub in the River Spree, Germany. *Journal of Fish Biology*, 63(3), 710- 723. <https://doi.org/10.1046/j.10958649.2003.00184.x>
- Furini. A. (2012). *Plants and Heavy Metals*, Springer-Briefs in Biometals, DOI: 10.1007/978-94-007-4441-7-1.
- Galsomies. L. (1999). *Retombées atmosphériques des métaux en France : estimation par dosage dans les mousses ; ADEME édition.*
- Garai. B. (2006). *Le stress oxydant induit par voie métabolique (régimes alimentaires) ou par voie gazeuse (hyperoxie) et effet de la GIU SOD in. Thèse de doctorat. Université Joseph Fourier, France, p : 159.*
- Gardner. C. (2013). *The behaviour and ecology of adult common bream *Abramis brama* (L.) in a heavily modified lowland river (Doctoral dissertation, University of Lincoln).*
- Garrec. J-P et Van Haluwyn. C. (2002). *Biosurveillance végétale de la qualité de l'air. Tech & Doc. Lavoisier, Paris. 116 p. 25(4), 651-684.*
- Gauthier. M.J et F-E. Perry. J. (1980): *Introduction to environmental toxicology Black well.*
- Gecheva. G et Yurukova. L. (2013). Reference aquatic macrophyte communities at rivers in southwestern Bulgaria. *Comptes Rendus de l'Academie Bulgare des Sciences*, 66(2), 223-230.
- Genin. B, Chauvin. C, et Ménard. F. (2003). *Cours d'eau et indices biologiques: pollution, méthodes, IBGN. Educagri éditions.*
- Geores. G.S. et Young. P. (1988). Purification and properties of plaice liver cytosolic glutathione S-transferase. *Mar. Environ. Res.*, 24: 93-96.
- Giles. N, Street. M et Wright. R. M. (1990). Diet composition and prey preference of *tench*, *Tinca tinca* (L.), *common bream*, *Abramis brama* (L.), *perch*, *Perca fluviatilis* L. and *roach*, *Rutilus rutilus* (L.), in two contrasting gravel pit lakes: potential trophic overlap with wildfowl. *Journal of Fish Biology*, 37(6), 945- 957. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb03598.x>
- Gobas. F et Morrison. H. A. (2000). Bioccentration and Biomagnification in the aquatic environment. In Boethling RS, Mackay D, eds. *Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals: Environmental and Health Sciences*. Boca Raton, FL, USA : Lewis. pp. 189-231.
- Godin. (2005). *les espèces animales invasives des milieux aquatiques et humides du bassin artois-picardie. agence de l'eau 10-11-12.*
- Goudable. J et A. Favier. (1997). Radicaux libres .oxygénés et antioxydants. *Nutr clin Métabol.* 11 P:1 15-120.

Référence bibliographique

- Gourgues-N. (2003). une pisciculture particulière la production de vifs en étangs. Paul-Sabatier toulouse.thèse de doctorat,école nationale de vétérinaire toulouse.103-118.
- Gupta. N, Yadav. K.K, Kumar. V, Kumar. S, Chadd. R.P et Kumar. A. (2019). Trace elements in soil -vegetables interface: Translocation, bioaccumulation, toxicity and amelioration -A Journal Preproof Journal Pre-proof review. Sci. Total Environ. 651: 2927 - 2942.
- Duruibe, J.O., Ogwuegbu, M.O.C., Egwurugwu, J.N., 2007. Heavy metal pollution and human biotoxic effects.Int. J. Phys. Sci. 2: 112–118.
- Habig. W.H, Pabst. M.J et Jacoby. W.B. (1974). Glutathione Stransferase, the first enzymatic step in mercapturic acid formation. J. Biol. Chem. 249, 7130–7139.
- Habila. S. (2008). Etude l'impact du barrage Beni Haroun sur l'environnement, Mémoire de majester en ecotoxicologie .université de Jijel, 72 p.
- Habila. S, Leghouchi. E, Valdehita. A, Bermejo-Nogales. A, Khelili. S et Navas. J. M. (2017).Induction of EROD and BFCOD activities in tissues of barbel (*Barbus callensis*) from a water reservoir in Algeria. Ecotoxicology and Environmental Safety, 142, 129-138 p
- Haton . C. (2005). Effets des rayonnements ionisants sur la structure et la fonction de la cellule épithéliale intestinale. Thèse de doctorat, Université Paris VI, Pierre et Marie Curie, France, p : 14 7
- Hinrichsen. D et Tacio. H. (2002). he coming freshwater crisis is already here. The linkages between population and water. Washington, DC: Woodrow Wilson International Center for Scholars, 1-26.The Coming Freshwater Crisis is Already Here. Wilson Center, 1- 26.
- Hoogen. B. W . (1990). X-rang measurements of gill-arch movements in filter feeding bream *Abramis brama* (Cyprinidea). J Fish Bio, 36: p. 47-58.
- https://www.google.com/urlsa=t&source=web&rct=j&url=https://www.jle.com/fr/revues/ers/edocs/lexposition_au_benzene_des_ouvriers_de_la_cokerie_du_complexe_siderurgique_da_nnaba_algerie__273033/article.phtml&ved=2ahUKewiWn5PMv7frAhUE0BoKHemjDPoQFjABegQICBAB&usq=AOvVaw2BTvI2oqoGo9Uv9j57NBR&cshid=1598398079001.
- Huamain. C, Chunrong. Z, Cong and T, Yongguan Z. (1999). Heavy Metal Pollution in Soils in China: Status and Countermeasures. *Ambio*, 28, 130-134.
- I. Boukhris et A. Brraiss. (2016)."Cartographie de la pollution chimique (minérale) des eaux souterraines du (CT) de la cuvette de Ouargla", Mémoire master en génie de l'environnement.
- J.J.Carns. (1981) *Water Res.* 15, 941.
- Jan. A.T, Ali. A et Haq. Q. (2011). Glutathione as an antioxidant in inorganic mercury induced nephrotoxicity. *J. Postgrad. Med.* 57: 72–77.
- Journal officiel de la république française. (1997). Lois et décrets (version papier numérisée) n°0001 -Texte en accès protégé.
- Kafeman. R . (1998). The role of fresh water habitats for the reproduction of *common bream Abramis brama* in a brackish water system. *Polskie Archiw Hydrobiol*, 45 (2): p. 225244.
- Katemo. M. B, G. Colinet. L. André, A. Chocha Manda, J.-P. Marquet et J.-C. Micha. (2010). Évaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga/RD Congo) ; *Tropicultura*, 28, 4, pp. 246–252.

Référence bibliographique

- Kayalto. M. (2009) Étude bibliographique sur les bio-indicateurs et biomarqueurs des effets des perturbations des écosystèmes par les pesticides. Thèse de doctorat, Institut agronomique et vétérinaire Hassan II, Maroc, 58p
- Keck. F. (2016). Évaluation des liens entre phylogénie et traits écologiques chez les diatomées: pistes d'utilisation pour la bioindication des milieux aquatiques (Doctoral dissertation, Grenoble Alpes).
- Kerckhove. O. (2012). Espèces ou association d'espèces de poissons en tant que bioindicateur de l'état de santé des récifs coralliens (Doctoral dissertation, Université de Sherbrooke).
- Kherbache. N. (2014). La problématique de l'eau en Algérie : Enjeux et contraintes. MÉMOIRE de magistère en sciences économiques Option : Economie et Géographie. Université Abderrahmane Mira (Béjaia). 268 pp.
- Kottelat. M et Freyhof J. (2007). Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland. 646 p.
- l'expérience du Réseau National d'Observation (RNO) et le développement de biomarqueurs.
- Labrot. F, D. Ribera, M. Saint-dens et J.F. Narbonne. (1996). In vitro and in vivo studies of potential biomarkers of lead and uranium contamination: lipid peroxidation, acetyl colin esterase, catalase and glutathione peroxidase activities in three non-mammalian species. Biomarkers, 1, p : 21-28.
- Larno. V. (2004). Réponses génétiques et physiologiques de populations de chevaine (*Leuciscus cephalus*) à la contamination chimique dans le Bassin du Rhône. Université Claude Bernard, Lyon 1. Thèse 263 pp.
- Lemiere. B, Jeannot. R et Chiron S. (2001). Guide méthodologie pour l'analyse des sols pollués. Edition BRGM. 12p.
- Livingstone. D.R. (2001). Contaminant-stimulated reactive oxygen species production and oxidative damage in aquatic organisms , Marine Pollution Bulletin, 42 (8), P: 656-666.
- M. Zeghoud. (2014). "Etude de système d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage naturel de village de Méghibra" ; Mémoire master Diagnostic et Conception des systèmes d'AEP et d'assainissement .
- Makiola. A, Compson. ZG, Baird. DJ, Barnes. MA, Boerlijst. SP, Bouchez. A, Brennan. G, Bush. A, Canard. E, Cordier. T, Créer. S, Curry. RA, David. P, Dumbrell. AJ, Gravel. D, Hajibabaei. M, Hayden. B, van der Hoorn. B, Jarne. P, Jones. JI, Karimi. B, Keck. F, Kelly. M, Knot. IE, Krol. L, Massol F, Monk. WA, Murphy. J, Pawlowski. J, Poisot. T, Porter. TM, Randall. KC, Ransome. E, Ravigné. V, Raybould. A, Robin. S, Schrama. M, Schatz. B, Tamaddoni-Nezhad. A, Trimbos. KB, Vacher. C, Vasselon. V, Wood. S, Woodward. G et Bohan. DA. (2020). Key Questions for Next-Generation Biomonitoring. Front. Environ. Sci. 7:197. doi: 10.3389/fenvs.2019.00197,P1-3.
- Mamy. L, Barriuso. E et Gabrielle. B. (2008). Evaluer les Risques Environnementaux des Pesticides, Exemple du désherbage des cultures résistantes ou non au glyphosate, Innovations Agronomiques, Livre, p. 3, 121-143.
- Mancosu. N, Snyder. R, Kyriakakis. G et Spano. D. (2015). Water Scarcity and Future Challenges for Food Production. Water, 7(3), 975- 992. <https://doi.org/10.3390/w7030975>.

Référence bibliographique

- Markert. B. A, Breure. A. M, & Zechmeister. H. G. (2003). Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*, 6, 3-39
- Martin. M. H et Coughtrey. P. J. (1982). *Biological Monitoring of Heavy Metal Pollution: Land and Air Pollution monitoring series*. Applied Science Publishers LTD.
- Martín-Díaz. M. L, Blasco. J, Sales. D et DelValls, T. A. (2004). Biomarkers as tools to assess sediment quality. Laboratory and field surveys. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 23(10- 11), 807- 818. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2004.07.012>
- Martínez-Álvarez. R. M, Morales. A. E et Sanz. A. (2005). Antioxidant defenses in fish: Biotic and abiotic factors. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15(1- 2), 75- 88. <https://doi.org/10.1007/s11160-005-7846-4>
- Martinez-Lara. E, George. S.G, Lopez-Barea. J et Barcena J.A. (1997). Purification and characterization of multiple glutathione transferase isoenzymes from grey mullet liver. *Cell. Mol. Life. Sci.*, 53 (9):759-68.
- May. M, Vernoux. T, Leaver. C, Van Montagu. M et Inze. D. (1998). Review article. Glutathione homeostasis in plants: implications for environmental sensing and plant development. *Journal of Experimental Botany*, 49(321) : 649-667.
- Mebarki. A et Thomas. C. (1988). Analyse des relations entre écoulements superficiels et souterrains à partir des hydrogrammes des cours d'eau .Application au bassin du Kébir-Rhumel dans le constantinois (Algérie), *Hydrologie continentale*, O.R.S.T. O.M, Paris, 103 p.
- Mebarki. A. (1982). Le bassin du Kébir- Rhumel (Algérie). *Hydrologie de surface et aménagement des ressources en eau*, Thèse doctorat de 3ème cycle. Université de Nancy II.
- Mebarki. (2005). *Hydrologie des bassins de l'Est Algérien: Ressources en eau, Aménagement et environnement*, Thèse de doctorat d'état en hydrogéologie de l'environnement. Université de Mentouri Constantine, Algérie, 321- 360 pp. Méditerranée et Corse, Montpellier (France).
- Merghem. KA, El Halouani . H, Alnedhary. AA, Dssouli. K, Gharibi. E, Qaid Alansi. R et Al-Nahmi. F. (2016). Etude de l'impact des rejets d'eaux usées brutes et épurées sur la qualité de l'Oued Bani Houat (Bassin de Sanaa): Etude spatio-temporelle (Impact of raw and treated wastewater on quality surface water of Wadi Bani Houat (Sanaa Basin) Study spatial-temporal). *J Mater Environ Sci*. 7 (5), 1516-1530.
- Mills. C.A. (1991). Reproduction und life history. In Ian J. Winfield & and J. S. Nelson (Éd.), *Cyprinid fishes , biology and exploitation* Springer, Dordrecht. 502- 533). <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Mirien. P. Cajaraville, Maria Joao Bebianno, Julian Blasco, Cinta Porte. (2000) :the use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian peninsula : practical approach. *Science of the total environment* 247(2-3) : 295-311.
- Miquel. M. 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Rapport Sénat ; (261) :360.
- Mittler. R. (2002). Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. *Trends in Plant Science*. 7 : 405-410.

Référence bibliographique

- Moffarts. B, N. Kirschvink, J. Pincemail, et P. Lekeux. (2005). Impact physiologique et pathologique du stress oxydant chez le cheval. *Ann. Méd. Vét*, 149, p :1-9.
- Mudipali .A. (2008). Metals (micro nutrients or toxicants) and global health. *Indian Journal of Medical Research*, 128(4) ; 331-334p.
- Mylonas. C et Kouretas. D. (1999). Lipid peroxidation and tissue damage. *In Vivo* 13, 295–309.
- Narbonne. J.F, P. Garrigues, D. Ribera, C. Raounx, A. Matieu, P. Lematre, J.P. Salaùn et M. Lafaurie. (1991). Mixed function oxygenase enzymes as tools for pollution monitoring : field studies on the french coast of themediterranean sea *Comp. Biochem. Physiol. C*, 100, p :37-42
- Nies. D.H. (1999). Microbial heavy-metal resistance. *Appl Microbiol Biotechnol*, 51,730-750.
- Niki. E. (2018). Oxidative stress and antioxidants: Distress or eustress. *Free Radic Biol Med*. 124: 564.
- Nimse. S.B. et Pal D. (2015). Free radicals, natural antioxidants, and their reaction mechanisms. *Rsc Adv*. 5(35): 27986-28006.
- Nollet. P. (1996). Problèmes d'environnement. Dires d'experts. Ed. Technique et documentation. Lavoisier, Paris, 288 pp.
- NRC (National Research Council). (1987). Committee on biological markers. *Environmental Health Perspectives*, 74, 3-9.
- Ogindo. B. A. (2001), Heavy Metal Pollutants and their Concentrations in Fish (Barbus Species) in Sosiani River, Kenya. *discov. Innov*, 13 (3/4), pp. 178-197.
- O'Halloran. T.V et Culotta. V.C. (2000). Metallochaperones, an intracellular shuttle service for metal ions. *J. Biol. Chem*, 18, 275 (33), 25057-25060.
- Oikari. A. (2006). Caging techniques for field exposures of fish to chemical contaminants. *Aquatic Toxicology* 78(4): 370–381. doi:<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.03.010>.
- Olsen. Kh. (2006). Endocrine and milt responses of male crucian carp to preovulatory female under field condition, 149: 294 – 302.
- Omar. Y. (2015). Bioaccumulation de quelques métaux lourds (Pb, Zn et Cu) d'origine routière au moyen d'une mousse (*Bryum argenteum Hedw*) dans la ville de Tiaret (Algérie):classes de pollution et cartographie. Thèse de Doctorat d'état, université Djilali Liabes de Sidi Bel Abbes, pp.15-20.
- Otmani. H. (2018). Evaluation de la toxicité de quelques métaux lourds sur le comportement d'un modèle animal du groupe des Coelomates .Thèse de Doctorat en Toxicologie, Université Badji Mokhtar - ANNABA, p7.
- Ounissi. M et Bouchareb. N. (2013). Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming. *Comptes Rendus Geoscience*, 345(2), 81-92.
- Parlement européen. (2000). Directive n° 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Référence bibliographique

- Pellerrin-Massicote. J. (1994). Oxidative processes as indicators of chemical stress in marine bivalves. *J Aquat. Ecosyst. Health*, 3, p. 101-111.
- Perez-Lopez. M, Anglade. P, Bec-Ferte. M.P, Debrauwer. L, Perdu. E, Cravedi. J.P et Rouimi. P. (2000). Characterization of hepatic and extrahepatic glutathione S-transferases in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and their induction by 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl. *Fish. Physiol. Biochem.*, 22: 21-32.
- Pierce. S et Tappel A. (1987). Glutathione peroxidase activities from rat liver. *Biochem.*
- Pollution gazeuse + arcelor + métales + PCB = isch & ved = 2ahUKEwjArOCmkbXrAhXr2OAKH SIHC-UQ2-
- Pompella. A, Maelloaro. E, Casini. A.A, Farrali. M et Ciccoli. J.M. (1987), Measurement of lipid peroxidation *in vivo* : a comparison of different procedures. *Lipids*, 22, 206-211.
- Quesada-García. A, Valdehita. A, Del Olmo. I, Gómez. M. J et Navas. J. M. (2015). Detection of Effects Caused by Very Low Levels of Contaminants in Riverine Sediments Through a Combination of Chemical Analysis, *In Vitro* Bioassays, and Farmed Fish as Sentinel. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 68(4), 663- 677. <https://doi.org/10.1007/s00244-0140127-2>.
- Quesada-García. A, Valdehita. A, Torrent. F, Villarroel. M, Hernando. M. D et Navas. J. M. (2013). Use of fish farms to assess river contamination: Combining biomarker responses, active biomonitoring, and chemical analysis. *Aquatic Toxicology*, 140- 141, 439- 448. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.07.007>
- Qunfang. Z, Z. Jianbin, F. Jianjie, S.Jianbo et J. Guibin. (2008). Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Rapport. Elsevier*, P :148.
- Rainey. MP, Tyler. AN, Gilvear. DJ, Bryant. RG et McDonald. P. (2003). Mapping intertidal estuarine sediment grain size distributions through airborne remote sensing. *Remote Sensing of Environment*. 86, 480-490.
- Ramade. F. (2003). Introduction à l'éco toxicologie fondement et application, Lavoisier, Paris, p: 411-475.
- Ramade. F. (2002). Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. DUNOD, Paris, 2, 1075 pp.
- Ramade. F. (1993). Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Ediscience international.
- Ramade. F. (1992)- Précis d'écotoxicologie, Paris.
- Raskin. I, Kumar. P.B.A.N, Dushenkov. S, Salt. D.E. (1994): Bioconcentration of heavy metals by plants. *Curr Opin Biotechnol*, 5, 285-90.
- Rasouli. S, Nekuifard. A, Azadikhah. D, Ahari. H, Anvar. A. A, Khodadadi. A et Ghasemi A. (2012). Ectoparasite infection of *Carassius carassius* in water resources of west Azerbaijan, Iran. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 11 (4) : 156 - 16.
- Raweh. S, Belghyti. D, Al-zaemey. AB, El guamri .Y et Elkharrim. K. (2011). Qualité physico-chimique des eaux usées de la station d'épuration de la ville de S'anaa (Yémen). *Int J Biol Chem Sci*. 5 (1), 1-10.
- Raymond. M. (2008). Évaluation des dommages écotoxicologiques à la suite d'un déversement d'hydrocarbures pétroliers en milieux marins côtiers: utilisation des bio-indicateurs. Diss. Université de Sherbrooke.

Référence bibliographique

- Regoli. F, Giuliani. M. E, Benedetti. M et Arukwe. A. (2011). Molecular and biochemical biomarkers in environmental monitoring: A comparison of biotransformation and antioxidant defense systems in multiple tissues. *Aquatic Toxicology*, 105(3- 4.), 56- 66. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.06.014>.
- Rodier. J. (2009). *Analyse de l'eau ; Eaux*. Ed. DUNOD/Bordas, Paris, 9^{ème} édition, 1526 p.
- Rodier. J, Legube. B et Merlet. N. (2009). *L'analyse de l'eau*. 9^{ème} édition, Dunod, Paris, 1579 pp
- Rodolph. P. (1990), *Le grand livre de l'eau, la manufacture*, Cité des sciences. Paris, 160-370
- Sanita di Toppi. L, Pawlik-Skowroilska. B. (2003). *Abiotic Stresses in Plants*, © Kluwer Academic Publishers, 133-156.
- Sardrood, B.P., Goltapeh, E.M. and Varma, A. (2013). *An introduction to bioremediation. In Fungi as bioremediators* , Springer, Berlin, Heidelberg, p 3-27 .
- Santonen. T, Aitio. A, Fowler. B. et Nordberg. M. (2015). *Biological Monitoring and Biomarkers. Handbook on the Toxicology of Metals*. Academic scientific publication, 484p. <https://doi.org/10.1016/B978-1-45573203-6.00016-8>
- Soumaoro. I. (2015). *Contribution à l'évaluation de la qualité physicochimique et la contamination métallique des eaux du bassin versant Kebir Rhumel .Mémoire de Master en Pollution des écosystèmes et Ecotoxicologie*, Université des Frères Mentouri Constantine.
- Spillmann. C. J. (1961). *Faune de France : poissons d'eau douce*. Editions chevalier, P.Fédération Française des sociétés de sciences Naturelles, Paris. 303 p.
- Stankovic. S, Kalaba. P et Stankovic. A. R. (2014). *Biota as toxic metal indicators. Environmental Chemistry Letters*, 12(1), 63-84.
- Stankovic. S et Stankovic. A. R. (2013). *Bioindicators of toxic metals*, Chapter 5. In Lichtfouse, E., Schwarzbauer, J. and Robert, D., Eds., *Green Materials for Energy, Products and Depollution*, Series Volume 3, Springer Netherlands, 151-228.
- Sunderman. F. M, A. Hopfer, SM. Zaharia et O. Reid .MC. (1985). *Increased lipid peroxidation in tissues of nickel chloride-treated rats. Annals of Clinical and Laboratory Science*, 15, 229– 236.
- Tabinda. A. B, M. Hussain. I. Ahmed et A. Yassar. (2010), *Accumulation of Toxic and Essential Trace Metals in Fish and Prawns from Keti Bunder Thatter District, Sindh Pakistan J. Zool*, vol. 42(5), pp. 631– 638.
- Touzin. Daphne et M. Roy. (2008). *"Utilisation des macroinvertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec."* Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation Université Laval. Quebec, Canada. 40p.
- Tu. W, Wang. H, Li. S, Liu. Q et Sha. H. (2019). *The anti-Inflammatory and anti-oxidant mechanisms of the Keap1/Nrf2/ARE signaling pathway in chronic diseases. Aging Disease*. 10(3): 637-648.
- Turja. R, Höher. N, Snoeijs. P, Baršienė. J, Butrimavičienė. L, Kuznetsova. T et Lehtonen. K. K. (2014). *A multibiomarker approach to the assessment of pollution impacts in two Baltic Sea coastal areas in Sweden using caged mussels (Mytilus trossulus)*. *Science of the Total Environment*, 473, 398-409.

Référence bibliographique

- Unesco. (2017). Rareté et qualité de l'eau. disponible en ligne le 16/0/2017. <http://fr.unesco.org/themes/securite-appvisionnement-eau/hydrologie/rarete-qualite-eau>
- 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)
- Vanparys. C, Dauwe. T, Van Campenhout. K, Bervoets. L, De Coen. W, Blust R et Eens. M. (2008). Metallothioneins (MTs) and delta-aminolevulinic acid dehydratase (ALAd) as biomarkers of metal pollution in great tits (*Parus major*) along a pollution gradient. *The Science of the total environment*, 401, 184-193.
- Veith. G.D, Defoe. D.L et Bergstedt. B.J. (1979) - Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 36, 1040-1048.
- Veolia Eau. (2008). Les Enjeux d'assainissement. Service Technique. Marseille: Région Sud-Est.
- Vlahogianni. T, Dassenakis. M, Scoullou. M.J et Valavanidis. A. (2007). Integrated use of biomarkers (superoxide dismutase, catalase and lipid peroxidation) in mussels *Mytilus galloprovincialis* for assessing heavy metals' pollution in coastal areas from the Saronikos Gulf of Greece. *Marine Pollution Bulletin* 54, 1361–1371. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.05.018>
- Wahsha. A.M, Juhmanib. A, Buosib. A, Sfrisob. A et Sfrisob. A. (2017). Assess the environmental health status of macrophyte ecosystems Assess environmental status of macrophyte ecosystems oxidative stress health studies : Gulf of using an oxidative stress studies: The Gulf of Aqaba and the Lagoon of Venice, *Energy Procedia*, 125, 19-26.
- Wan . L, Wang. N.B, Li. Q.B, Zhou. Z.C, Sun. B, Xue. K, Ma. Z.Q, Tian. J et Du. N. (2008). Estival distribution of dissolved metal concentrations in liaodong bay. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80, 311-314.
- Wang. C, Liu. S, Zhao. Q, Deng. L et Dong. S. (2012) : Spatial variation and contamination assessment of heavy metals in sediments in the Manwan Reservoir, Lancang River., *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 82, 32–39,
- Wariaghli. F, El ghzaoui. G et al amouri. M. (2004). Les algues et leur Intérêt en écotoxicologie. Université Mohamed V, UFR, biodiversité du littoral marocain, *Ecotoxicologie*, 92 pp.
- Waseem. A, Arshad. J, Iqbal. F, Sajjad. A, Zahid. M et Murtaza. G. (2014). -Pollution Status of Pakistan: A Retrospective Review on Heavy Metal Contamination of Water, Soil, and Vegetables. *BioMed Research International*. Volume 2014, 29p.
- World Health Organization. (1993). International Programme on Chemical Safety (IPCS)–Environmental Health Criteria 155: Biomarkers and risk assessment: concepts and principles. Geneva, Gland.
- Yarsan. E et Yipel. M. (2013). The important terms of marine pollution “Biomarkers and Biomonitoring,
- Zhou. Q, Zhang. J, Fu. J, Shi. J et Jiang. G. (2008). Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica chimica acta*, 606 (2). 135-150.
- Zuykov. M, Pelletier. E et Harper. D. A. T. (2013). Bivalve mollusks in metal pollution

Référence bibliographique

studies: from bioaccumulation to biomonitoring. *Chemosphere*, 93(2), 201-208.

Résumé

L'objectif de ce travail est de suivre et évaluer la qualité des eaux du barrage de Beni Haroun (Mila, Algérie), en appliquant une approche de biomonitoring intégrée basée sur l'utilisation des biomarqueurs (CAT, GST, MDA et GSH), chez deux espèces de poissons (*C. Carassius* et *A. Brama*), en complément des analyses paramètres physico-chimiques (pH, Conductivité, nitrates, orthophosphates, nitrites et ME) durant la période de Mai 2023. Les résultats obtenus montrent des caractéristiques physicochimiques des eaux de barrage de Beni Haroun au-dessous des valeurs limites de qualité de l'eau de consommation fixée par la norme algérienne. Néanmoins, des signes de pollution organique d'origine domestique et industrielle sont constatés au niveau des stations 01 et 05. Les réponses biologiques de *C. Carassius* et *A. Brama* capturées peuvent se traduire par leurs tendances de tolérance et de sensibilité. À l'exception de CAT, les résultats des analyses des biomarqueurs chez des *C. Carassius* et *A. Brama* montrent des teneurs relativement élevées en MDA, GSH, GST hépatiques, ils semblent comparables avec les résultats des études indiquant une exposition à différents polluants. Les résultats de cette étude ont mis en évidence l'utilité et la pertinence de l'approche de biomonitoring intégré dans l'évaluation de la qualité des eaux de Barrage, par le biais de l'utilisation de biomarqueurs de chez *C. Carassius* et *A. Brama* en complément des analyses physicochimiques.

Mot clés : biomonitoring, biomarqueurs, pollution, poissons, barrage Beni Haroun.

Résumé

L'objectif de ce travail est de suivre et évaluer la qualité des eaux du barrage de Beni Haroun (Mila, Algérie), en appliquant une approche de biomonitoring intégrée basée sur l'utilisation des biomarqueurs (CAT, GST, MDA et GSH), chez deux espèces de poissons (*C. Carassius* et *A. Brama*), en complément des analyses paramètres physico-chimiques (pH, Conductivité, nitrates, orthophosphates, nitrites et ME) durant la période de Mai 2023. Les résultats obtenus montrent des caractéristiques physicochimiques des eaux de barrage de Beni Haroun au-dessous des valeurs limites de qualité de l'eau de consommation fixée par la norme algérienne. Néanmoins, des signes de pollution organique d'origine domestique et industrielle sont constatés au niveau des stations 01 et 05. Les réponses biologiques de *C. Carassius* et *A. Brama* capturées peuvent se traduire par leurs tendances de tolérance et de sensibilité. À l'exception de CAT, les résultats des analyses des biomarqueurs chez des *C. Carassius* et *A. Brama* montrent des teneurs relativement élevées en MDA, GSH, GST hépatiques, ils semblent comparables avec les résultats des études indiquant une exposition à différents polluants. Les résultats de cette étude ont mis en évidence l'utilité et la pertinence de l'approche de biomonitoring intégré dans l'évaluation de la qualité des eaux de Barrage, par le biais de l'utilisation de biomarqueurs de chez *C. Carassius* et *A. Brama* en complément des analyses physicochimiques.

Mot clés : biomonitoring, biomarqueurs, pollution, poissons, barrage Beni Haroun.

Abstract

The objective of this work is to monitor and assess the water quality of the Beni Haroun dam (Mila, Algeria), by applying an integrated biomonitoring approach based on the use of biomarkers (CAT, GST, MDA and GSH), in two species of fish (*C. Carassius* and *A. Brama*), in addition to the analyzes of physico-chemical parameters (pH, conductivity, nitrates, orthophosphates, nitrites and ME) during the period of May 2023. The results obtained show characteristics physicochemical properties of Beni Haroun dam water below the quality limit values for drinking water set by the Algerian standard. Nevertheless, signs of organic pollution of domestic and industrial origin are observed at stations 01 and 05. The biological responses of captured *C. Carassius* and *A. Brama* can be reflected in their tolerance and sensitivity tendencies. With the exception of CAT, the results of biomarker analyzes in *C. Carassius* and *A. Brama* show relatively high levels of hepatic MDA, GSH, GST, they seem comparable with the results of studies indicating exposure to different pollutants. The results of this study highlighted the usefulness and relevance of the integrated biomonitoring approach in the evaluation of the quality of dam waters, through the use of biomarkers from *C. Carassius* and *A. Brama* in addition to physicochemical analyses.

Key words: biomonitoring, biomarkers, pollution, fish, Beni Haroun.dam.

ملخص

الهدف من هذا العمل هو مراقبة وتقييم جودة المياه في سد بني هارون (ميلة، الجزائر)، من خلال تطبيق نهج متكامل للمراقبة الحيوية يعتمد على استخدام المؤشرات الحيوية (CAT، GST، MDA، GSH)، في نوعين من أسماك (*C. Carassius* و *A. Brama*)، بالإضافة إلى تحليلات العوامل الفيزيائية والكيميائية (الأس الهيدروجيني، والناقلية الكهربائية، والنترات، والأورثوفوسفات، والنترت، وME) خلال شهر ماي 2023. وأظهرت النتائج التي تم الحصول عليها أن الخصائص الفيزيائية والكيميائية لمياه سد بني هارون أقل من القيم الحدية لجودة مياه الشرب التي حددتها المواصفة القياسية الجزائرية. ومع ذلك، لوحظت علامات التلوث العضوي من أصل منزلي وصناعي في المحطتين 01 و05. يمكن أن تنعكس الاستجابات البيولوجية لـ *C. Carassius* و *A. Brama* في ميولهم التحمل والحساسية. باستثناء CAT، تظهر نتائج تحليلات العلامات الحيوية في *C. Carassius* و *A. Brama* مستويات عالية نسبياً من MDA وGSH وGST الكبدية، ويبدو أنها قابلة للمقارنة مع نتائج الدراسات التي تشير إلى التعرض لملوثات مختلفة. سلطت نتائج هذه الدراسة الضوء على فائدة وملاءمة نهج المراقبة الحيوية المتكاملة في تقييم جودة مياه السدود، من خلال استخدام المؤشرات الحيوية من *C. Carassius* و *A. Brama* بالإضافة إلى التحليلات الفيزيائية والكيميائية.

الكلمات المفتاحية: المراقبة البيولوجية، المؤشرات الحيوية، التلوث، الأسماك، سد بني هارون