

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR-ANNABA

جامعة باجي مختار - عنابة



FACULTÉ DES SCIENCES
DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE
LABORATOIRE DE BIOLOGIE ANIMALE APPLIQUÉE

Thèse En vue de l'obtention d'un Diplôme de Doctorat

Domaine : SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE

Filière : SCIENCES BIOLOGIQUES

Spécialité : PHYSIOLOGIE ET ENVIRONNEMENT

Intitulé

« **Impact de la pollution sur la population de *Gambusia affinis* dans la région d'Annaba et El Tarf : aspects biométrique et biochimique** ».

Présentée par : DENNA Abir

Directeur de thèse : Mme CHOUAHDA Salima (Pr, Université Badji Mokhtar - Annaba)

Devant un jury composé de :

Pr. DAAS T.	PRESIDENT	Université Badji Mokhtar – Annaba
Pr. HAMDANI A.	Examinatrice	Université Badji Mokhtar – Annaba
Dr. AMIRA A.	Examinatrice	Université Chadli Bendjedid-El Tarf
Dr. GHEID S.	Examinatrice	Université Chadli Bendjedid-El Tarf

Année universitaire : 2022/2023

REMERCIEMENTS

Remerciements

Avant tout, je remercie Dieu le tout puissant qui m'a donné la force et la patience afin de réaliser ce modeste travail, au terme duquel, je remercie tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à ma formation tant morale qu'intellectuelle.

En tête de cette thèse, je voudrais faire figurer les noms de ceux qui m'ont aidé dans la conception et la réalisation du travail qui y est présenté.

C'est avec beaucoup de gratitude que je remercie **Monsieur DAAS Tarek**, Professeur à l'Université Badji Mokhtar –Annaba pour l'honneur qu'il me fait de présider le jury de ma thèse.

Ma profonde et sincère gratitude et reconnaissance s'adressent à ma Directrice de thèse Madame **Salima ZOUACHI CHOUAHDA**, (Professeur au département de Biologie de l'Université Badji Mokhtar - Annaba), qui a fait preuve d'une grande volonté en assurant l'encadrement de ce travail en dépit de son temps fort chargé et de ses multiples occupations, à qui j'adresse toute ma gratitude pour son aide, son soutien, sa patience et je tiens à lui exprimer ma sincère reconnaissance pour tous ses encouragements.

J'exprime toute ma reconnaissance aux membres de jury Madame la Professeure **Amel HAMDANI** de l'Université Badji Mokhtar – Annaba, ainsi que Mesdames les Docteurs **Akila AMIRA** de l'Université Chadli Bendjedid –El Tarf et **Samira GHEID** de l'université Chadli Bendjedid - El Tarf pour avoir acceptées de juger et pris le temps de lire ce travail. Qu'elles trouvent, ici, l'expression de mes plus vifs remerciements.

Toute ma gratitude et reconnaissance s'adressent au Professeur **Noureddine SOLTANI**, (Professeur au Département de Biologie et Directeur du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, Université Badji-Mokhtar), pour m'avoir accueillie dans le laboratoire qu'il dirige, afin de réaliser mes expérimentations.

Je tiens, également, à remercier l'ensemble des membres du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée, Université Badji Mokhtar - Annaba en particulier, Mesdames les professeurs **Fatiha BENDALI**, **Ouided DAAS-MAAMCHA**, **Dahbia HABES**, **Nassima**

REMERCIEMENTS

REHIMI, Hinda BERGHICHE et Mlle Nadia ARIBI, ainsi que Monsieur DAAS Tarek, pour leurs orientations au cours de mon cursus universitaire.

Je tiens enfin à remercier chaleureusement, tous mes collègues et mes amies qui m'ont toujours soutenu et encouragé tout au long de ce parcours.

M^{me} DENNA Abir

DEDICACES

DEDICACES

Je dédie ce travail,

A' la mémoire de mon cher père qui aurait été fier de moi, que le dieu

l'accueil dans son vaste paradis,

A' ma mère, qui a œuvré pour la réussite, de par son amour, son soutien, tous les sacrifices

consentis et ses précieux conseils, pour toute son assistance et sa présence dans ma vie,

reçois à travers ce travail aussi modeste soit-il, l'expression de mes sentiments et de mon

éternelle gratitude,

A' mon frère et mes sœurs qui n'ont cessé d'être pour moi des exemples de persévérance, de

courage et de générosité,

A mon soutien moral et source de joie et de bonheur, mon mari pour l'encouragement et

l'aide qu'il m'a toujours accordé.

SOMMAIRE

Sommaire

1	INTRODUCTION.....	1
2	MATÉRIEL ET MÉTHODES	9
2.1	Présentation du <i>Gambusia affinis</i>	9
2.1.1	Morphologie et anatomie	9
2.1.2	Position systématique	11
2.1.3	Répartition géographique.....	12
2.1.4	Habitat	13
2.1.5	Régime alimentaire.....	14
2.1.6	Cycle biologique.....	14
2.1.7	Choix de l'espèce.....	16
2.2	Présentation et localisation des sites d'échantillonnage.....	17
2.2.1	Site d'Oued Messida.....	17
2.2.2	Site d'El Karma	17
2.2.3	Site de Sidi Brahim.....	18
2.3	Stratégie d'échantillonnage de <i>G. affinis</i>	19
2.4	Paramètres physico-chimiques de l'eau douce des trois sites d'étude.....	19
2.5	Paramètres morpho-métriques de <i>G. affinis</i>	20
2.5.1	Mensurations et prélèvement des organes.....	20
2.5.2	Rapport gonado-somatique	20
2.5.3	Rapport hépato-somatique	20
2.5.4	Indice de condition	21
2.6	Sex-ratio (SR).....	21
2.7	Fécondité	21
2.8	Diamètre des œufs	21
2.9	Dosage des biomarqueurs	21
2.9.1	Dosage de l'acétylcholinestérase	21
2.9.2	Dosage du glutathion S-transférase.....	22
2.9.3	Dosage des métallothionéines.....	24
2.9.4	Dosage de malondialdéhyde	26
2.9.5	Dosage des vitellines	27
2.9.6	Dosage des protéines	27
2.10	Analyse biochimique de la gonade	28
2.10.1	Dosage des lipides	28
2.11	Analyse statistique.....	30
3	RESULTATS	31
3.1	Paramètres physico-chimiques de l'eau des trois sites d'étude.....	31
3.2	Effet de la pollution sur les paramètres biométriques de <i>G. affinis</i> durant le début et la fin de la période de reproduction	31

SOMMAIRE

3.2.1	Paramètres de croissance	31
3.2.2	Rapport gonado-somatique (RGS).....	34
3.2.3	Rapport hépato-somatique (RHS).....	35
3.2.4	Indice de condition (K).....	36
3.3	Effet de la pollution sur les paramètres biométriques de <i>G. affinis</i> durant la période de repos (Novembre).....	37
3.3.1	Paramètres de croissance	37
3.3.2	Rapport gonado-somatique (RGS).....	38
3.3.3	Rapport hépato-somatique (RHS).....	39
3.3.4	Indice de condition (K).....	40
3.4	Sex-ratio	41
3.5	Morphologie des œufs	42
3.6	Effet de la pollution sur les biomarqueurs chez <i>G. affinis</i> durant le début et la fin de la période de reproduction.....	44
3.6.1	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase	44
3.6.2	Activité enzymatique de la glutathion S-transférase	45
3.6.3	Taux des métallothionéines	46
3.6.4	Taux des malondialdéhydes.....	48
3.6.5	Taux des vitellines	50
3.7	Effet de la pollution sur les biomarqueurs chez <i>G. affinis</i> durant la période de repos (Novembre).....	51
3.7.1	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase	51
3.7.2	Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase.....	52
3.7.3	Taux des métallothionéines	53
3.7.4	Taux des malondialdéhydes.....	54
3.8	Effet de la pollution sur la composition biochimique chez <i>G. affinis</i> durant le début et la fin de la période de reproduction	55
3.8.1	Taux de lipides	55
3.9	Effet de la pollution sur la composition biochimique chez <i>G. affinis</i> durant la période de repos (Novembre).....	57
3.9.1	Taux de lipides	57
3.10	Corrélation croissance et biomarqueurs	58
4	DISCUSSION	61
4.1	Paramètres physico-chimiques de l'eau des trois sites d'étude	61
4.2	Effet de la pollution sur les paramètres biométriques	62
4.2.1	Paramètres de croissance	62
4.2.2	Rapport gonado-somatique	64
4.2.3	Rapport hépato-somatique	65
4.2.4	Indice de condition	66
4.3	Effet de la pollution sur les biomarqueurs	69
4.3.1	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase	70

SOMMAIRE

4.3.3.	Taux des métallothionéines	74
4.3.4.	Taux des malondialdéhydes.....	75
4.3.5.	Taux des vitellines	77
4.4.	Effet de la pollution sur la composition biochimique	79
4.4.3.	Taux de lipides	79
5.	CONCLUSIONET PERSPECTIVES.....	81
	RESUME	83
	ABSTRACT.....	85
	الملخص.....	87
6.	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	88
	Annexe 1 Des Données Statistiques de la Biométrie	165
	Annexe 1 Des Données Statistiques des Biomarqueurs.....	168
	Annexe 2 Description des Données statistiques Période de Reproduction (Avril)	171
	Annexe 2 Description des Données statistiques Période de Reproduction (Septembre)	174
	Annexe 2 Description des Données statistiques Période de Repos (Novembre).....	178
	Annexe 3 Production Scientifique	182

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Morphologie externe de <i>G. affinis</i> (Photo personnelle).....	10
Figure 2. Morphologie interne de <i>G. affinis</i> (Photo personnelle).	10
Figure 3. Dimorphisme sexuel chez <i>G. affinis</i> (Photo personnelle).....	11
Figure 4. Cycle de reproduction de <i>G. affinis</i> (Cheghib, 2021).	16
Figure 5. Site d'échantillonnage Oued Messida, El Tarf (photo personnelle).	17
Figure 6. Site d'échantillonnage El Karma, Annaba (photo personnelle).....	18
Figure 7. Site d'échantillonnage Sidi Brahim, Annaba (photo personnelle).....	18
Figure 8. Localisation géographique des sites d'échantillonnage : Oued Messida, El Tarf, El Karma et Sidi Brahim, Annaba (Carte personnelle).....	18
Figure 9. Technique d'échantillonnage de <i>G. affinis</i> (photos personnelles).	19
Figure 10. Dosage des protéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité d'albumine (μg) (R^2 : coefficient de détermination).....	28
Figure 11. Principales étapes d'extraction des lipides selon le procédé de Shibko et al. (1966).	29
Figure 12. Poids total (mg) mesuré chez la population de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm \text{SEM}$, $n=100$).	33
Figure 13. Taille totale (mm) mesurée chez les populations de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm \text{SEM}$, $n=100$)..	33
Figure 14. Rapport gonado-somatique (RGS) mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm \text{SEM}$, $n=100$)..	34
Figure 15. Rapport hépato-somatique (RHS) mesurée chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm \text{SEM}$, $n=100$).	35
Figure 16. Indice de condition (K) mesuré chez la population de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm \text{SEM}$, $n=100$).	37
Figure 17. Poids total (mg) mesuré chez les adultes femelles, mâles et alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm \text{SEM}$, $n=100$).....	38
Figure 18. Taille totale (mm) mesurée chez les adultes femelles, mâles et alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm \text{SEM}$, $n=100$).....	38
Figure 19. Rapport gonado-somatique (RGS) mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm \text{SEM}$, $n=100$).....	39

LISTE DES FIGURES

- Figure 20.** Rapport hépato-somatique (RHS) mesuré chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$, $n=100$)..... **40**
- Figure 21.** Indice de condition (K) mesuré chez les adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$, $n=100$)..... **41**
- Figure 22.** Diamètre ovocytaire des adultes femelles de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début de la période de reproduction en mois d'Avril de l'année 2021 ($m \pm SEM$; $n=17-32$)..... **43**
- Figure 23.** Observation microscopique (Leica) des œufs des adultes femelles de *G. affinis* avec leurs diamètres. **43**
- Figure 24.** Activité spécifique de l'AChE ($\mu M/mn/mg$ de protéines) mesurée au niveau de la tête des adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm SEM$; $n=4$)..... **45**
- Figure 25.** Activité spécifique de la GST ($\mu M/mn/mg$ de protéines) mesurée au niveau du foie de des adultes femelles et mâles, ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm SEM$; $n=4$).. **46**
- Figure 26.** Dosages des métallothionéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de GSH (mg) (R^2 : coefficient de détermination)..... **48**
- Figure 27.** Taux de MTs ($\mu g/mg$ de protéines) mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles, ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm SEM$; $n=4$)..... **48**
- Figure 28.** Taux de MDA ($\mu M/mg$ de protéines) mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles, ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm SEM$; $n=4$)..... **50**
- Figure 29.** Taux de vitellines ovariennes ($\mu g/mg$ de protéines) des femelles adultes de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début de la période de reproduction ($m \pm SEM$; $n=4$)..... **51**
- Figure 30.** Activité spécifique de l'AChE ($\mu M/mn/mg$ de protéines) mesurée au niveau de la tête des adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$; $n=4$). **52**
- Figure 31.** Activité spécifique de la GST ($\mu M/mn/mg$ de protéines) mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles, ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$; $n=4$).. **53**
- Figure 32.** Taux de MTs ($\mu g/mg$ de protéines) mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles, ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$; $n=4$)..... **54**
- Figure 33.** Taux de MDA ($\mu M/mg$ de protéines) mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles, ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans

LISTE DES FIGURES

trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel (m ± SEM ; n=4)..	55
Figure 34. Dosage des lipides : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de lipides (µg) (R ² : Coefficient de détermination).	56
Figure 35. Taux de lipides (µg/mg de tissu) au niveau des gonades des adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction (m ± SEM ; n=4)..	57
Figure 36. Taux de lipides (µg/mg de tissu) au niveau des gonades des adultes femelles et mâles, ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel (m ± SEM ; n=4)..	58
Figure 37. Corrélation de Spearman appliquée aux résultats de la croissance les biomarqueurs des femelles adultes de <i>G. affinis</i> de trois sites situés à l'extrême Nord- Est Algérien : Oued Messdia, El Karma et Sidi Brahim de l'année 2021.	59
Figure 38. Corrélation de Spearman appliquée aux résultats de la croissance et les biomarqueurs des mâles adultes de <i>G. affinis</i> de trois sites situés à l'extrême Nord- Est Algérien : Oued Messdia, El Karma et Sidi Brahim de l'année 2021.	59
Figure 39. Corrélation de Spearman appliquée aux résultats de la croissance et les biomarqueurs des alevins de <i>G. affinis</i> de trois sites situés à l'extrême Nord- Est Algérien : Oued Messdia, El Karma et Sidi Brahim de l'année 2021.	60

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Position systématique de <i>G. affinis</i>	12
Tableau 2 : Dosage des métallothionéines : réalisation de la gamme d'étalonnage.....	25
Tableau 3 : Dosage des protéines, réalisation de la gamme d'étalonnage.....	28
Tableau 4 : Dosage des lipides : réalisation de la gamme d'étalonnage.....	30
Tableau 5 : Paramètres physico-chimiques des trois sites d'échantillonnage (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) d'Annaba et El Tarf.....	31
Tableau 6 : Proportions des individus sexués des trois sites d'échantillonnage (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) d'Annaba et El Tarf	42
Tableau 7 : Fécondité chez les femelles adultes de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début de la période de reproduction en mois d'Avril de l'année 2021 ($m \pm SEM$; $n=17-32$).....	42
Tableau 8 : Diamètre ovocytaire des femelles adultes de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début de la période de reproduction en mois d'Avril de l'année 2021 ($m \pm SEM$; $n=17-32$).....	43
Tableau 9: Poids total (mg) mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm SEM$, $n=100$)..	165
Tableau 10: Taille totale (mm) mesurée chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm SEM$, $n=100$).....	165
Tableau 11: Rapport gonado-somatique (RGS) mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm SEM$, $n=100$)..	165
Tableau 12: Rapport hépato-somatique (RHS) mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm SEM$, $n=100$)..	165
Tableau 13: Indice de condition (K) mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm SEM$, $n=100$).....	166
Tableau 14: Poids total (mg) mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$, $n=100$)..	166
Tableau 15: Taille totale (mm) mesurée chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$, $n=100$).....	166
Tableau 16: Rapport gonado-somatique (RGS) mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$, $n=100$).....	166
Tableau 17: Rapport hépato-somatique (RHS) mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$, $n=100$).....	167
Tableau 18: Indice de condition (K) mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$, $n=100$).....	167
Tableau 19: Activité spécifique de l'AChE ($\mu M/mn/mg$ de protéines) mesurée au niveau de la tête des adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm SEM$; $n=4$)..	168

Tableau 20: Activité spécifique de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$)...	168
Tableau 21: Taux de MTs ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$)...	168
Tableau 22: Taux de MDA ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$)..	168
Tableau 23: Taux de vitellines ovariennes ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) des femelles adultes de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de reproduction au mois d'Avril ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$).....	169
Tableau 24: Activité spécifique de l'AChE ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau de la tête des adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$).....	169
Tableau 25: Activité spécifique de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$)..	169
Tableau 26: Taux de MTs ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$).....	169
Tableau 27: Taux de MDA ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$)..	170
Tableau 28: Taux de lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$).....	170
Tableau 29: Taux de lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$).....	170
Tableau 30: Description statistique des données du poids total mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois d'Avril.....	171
Tableau 31: Description statistique des données de la taille totale mesurée chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois d'Avril.....	171
Tableau 32: Description statistique des données du RGS mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois d'Avril.....	171

Tableau 33: Description statistique des données du RHS mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois d'Avril.....	172
Tableau 34: Description statistique des données de K mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois d'Avril.....	172
Tableau 35: Description statistique des données de l'ACHé mesuré au niveau de la tête des adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois d'Avril.....	172
Tableau 36: Description statistique des données de la GST mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois d'Avril.....	172
Tableau 37: Description statistique des données des taux de MTs mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim)durant la période de reproduction au mois d'Avril.....	173
Tableau 38: Description statistique des données des taux de MDA mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim)durant la période de reproduction au mois d'Avril.....	173
Tableau 39: Description statistique des données des taux de vitellines ovariennes des femelles adultes de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois d'Avril.....	173
Tableau 40: Description statistique des données des taux de lipides au niveau des gonades des adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois d'Avril.....	173
Tableau 41: Description statistique des données du poids total mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois de Septembre.....	174
Tableau 42: Description statistiques des données de la taille totale mesurée chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction en mois de Septembre.....	174
Tableau 43: Description statistique des données du RGS mesuré chez les adultes femelles et mâles <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois de Septembre.....	174
Tableau 44: Description statistique des données du RHS mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois de Septembre.....	175
Tableau 45: Description statistique des données de K mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois de Septembre.....	175
Tableau 46: Description statistique des données de l'ACHé mesuré au niveau de la tête des adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction en mois de Septembre.....	175
Tableau 47: Description statistique des données de la GST mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim)durant la période de reproduction au mois de Septembre.....	176

Tableau 48: Description statistique des données des taux de MTs mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude(Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois de Septembre.	176
Tableau 49: Description statistique des données des taux de MDA mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois de Septembre.	177
Tableau 50: Description statistique des données des taux de lipides au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois de Septembre.	177
Tableau 51: Description statistique des données du poids total mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel.....	178
Tableau 52: Description statistiques des données de la taille totale mesurée chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel.....	178
Tableau 53: Description statistique des données duRGS mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel.....	178
Tableau 54: Description statistique des données du RHS mesuré chez les adultes femelles et mâles de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel.....	179
Tableau 55: Description statistique des données de K mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel.....	179
Tableau 56: Description statistique des données de l'ACHé mesuré au niveau de la tête des adultes femelles mâles ainsi que les alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel..	179
Tableau 57: Description statistique des données de la GST mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel.....	180
Tableau 58: Description statistique des données des taux de MTs mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim)durant la période de repos sexuel.....	180
Tableau 59: Description statistique des données des taux de MDA mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel.	180
Tableau 60: Description statistique des données des taux de lipides au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de <i>G. affinis</i> récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel.....	181

INTRODUCTION

1 INTRODUCTION

La pollution est considérée comme l'un des problèmes les plus graves auxquels sont confrontées les sociétés humaines dans le monde entier, en particulier dans les pays en développement. Bien que produite par l'homme lui-même et ses activités, elle a des effets délétères sur les environnements et les ressources humaines (**Leoni & Sartori, 1996 ; Mendil & Uluozlu, 2007 ; Patra *et al.*, 2022**). Ainsi, la pollution et ses effets sont considérés comme l'un des plus grands crimes de l'homme contre lui-même. Les polluants peuvent causer des dommages primaires, avec un impact direct et identifiable sur l'environnement, ou des dommages secondaires sous la forme de perturbations mineures dans l'équilibre délicat du réseau alimentaire biologique qui ne sont détectables que sur de longues périodes de temps (**Sharma, 2012 ; Al Naggar *et al.*, 2014 ; 2018**).

Les habitats aquatiques, en particulier les écosystèmes d'eau douce qui ne représentent que 2,5 % de l'eau totale disponible sur la terre et 1,2 % de cette eau est disponible en surface, le reste se trouvant soit sous forme glaciaire, soit dans les eaux souterraines (**Palmate *et al.*, 2017 ; Rout *et al.*, 2022**). En générale, ces écosystèmes sont actuellement les plus soumis à la pollution que les autres environnements (**Ahmed & Thompson, 2019 ; Yu *et al.*, 2020**), principalement en raison des polluants anthropiques (**Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2011 ; Awange, 2018 ; Lehun *et al.*, 2021**), tels que les déchets domestiques (**Cordova *et al.*, 2022**), les ruissellements d'effluents provenant d'activités agricoles (**Bashir *et al.*, 2020 ; Häder *et al.*, 2020**), effluents industriels (**Peyrelasse *et al.*, 2022 ; Seenivasagan *et al.*, 2022**), effluents des zones urbaines (**Abelouah *et al.*, 2021 ; Chahouri *et al.*, 2021 ; Talbot & Chang, 2022**), les produits chimiques agricoles (**Landrigan *et al.*, 2018 ; Peters *et al.*, 2021**), les produits pharmaceutiques (**Mason, 2002 ; Rantin *et al.*, 2020**), la pêche et la surexploitation des ressources minérales (**Prakash & Verma, 2019**). Compte tenu de la grande complexité et du dynamisme de ces écosystèmes, ces mélanges complexes peuvent avoir des effets additifs, synergiques ou antagonistes sur les organismes exposés (**Silva *et al.*, 2002 ; Liney *et al.*, 2006 ; Celandier, 2011 ; Srivastava *et al.*, 2020**). En outre, d'autres facteurs de stress environnementaux, tels qu'une teneur élevée en nutriments, une température élevée, une faible teneur en oxygène dissous ou une fluctuation du pH, peuvent exacerber les effets des contaminants chimiques (**Noyes *et al.*, 2009 ; Witeska *et al.*, 2003 ; Blazer *et al.*, 2018**).

Ces dernières années, Les pesticides et les éléments traces métalliques sont devenus une source de préoccupation mondiale en raison de leur persistance dans l'environnement, de leur

bioaccumulation dans les organismes et de leur toxicité pour l'homme et la faune (Alengebawy *et al.*, 2021 ; Hara & Singh, 2021). Les pesticides sont des produits chimiques largement utilisés dans l'agriculture pour prévenir les maladies des plantes, les mauvaises herbes, les parasites et pour améliorer la qualité et la quantité des aliments (Rajmohan *et al.*, 2020 ; Zubairi *et al.*, 2021 ; Teklu *et al.*, 2022). Cependant, l'utilisation massive et sans restriction de pesticides chimiques de synthèse a des effets délétères, voire mortels, sur divers organismes non ciblés dans les environnements aquatiques, y compris les poissons, et des effets directs ou indirects sur les utilisateurs (Kalavathy *et al.*, 2001 ; Kumaresan *et al.*, 2018 ; Ranjbar Jafarabadi *et al.*, 2019 ; Sathyamoorthi *et al.*, 2019 ; Vignet *et al.*, 2019 ; Al-Ghanim *et al.*, 2020). L'utilisation extensive de pesticides dans le domaine agricole implique que les poissons accumulent des concentrations de résidus chimiques plusieurs fois supérieures à celles de l'environnement (Tahir *et al.*, 2021). Les éléments traces métalliques tels que le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) (Pourang *et al.*, 2005 ; Morcillio *et al.*, 2016 ; Jekayinfa & Bawa-Allah, 2022) sont des substances non biodégradables, accumulables, persistantes et toxiques le long de la chaîne alimentaire (Chai *et al.*, 2021 ; Kolluru *et al.*, 2021 ; Rambabu *et al.*, 2021 ; Zamora-Ledezma *et al.*, 2021 ; Deniz, 2022), et peuvent pénétrer dans les systèmes aquatiques à partir de différentes sources naturelles et anthropogéniques, notamment les eaux usées industrielles, agricoles et/ou domestiques, les eaux pluviales, les fuites de remblais et le transport (Yılmaz, 2003 ; Marcovecchio, 2004 ; Squadrone *et al.*, 2013 ; Zhong *et al.*, 2018 ; Jiang *et al.*, 2019 ; Somasundaram *et al.*, 2022). Ces éléments traces métalliques ont des effets non seulement aigus, mais aussi chroniques sur l'ensemble du cycle de vie des organismes aquatiques, notamment sous la forme d'une altération de la croissance et de dommages aux fonctions de reproduction (Dumlu & Guner, 2020). La toxicité des éléments traces métalliques pour les organismes aquatiques est fortement influencée par plusieurs facteurs, notamment l'alcalinité, la dureté, le pH, l'oxygène dissous, la température et la turbidité (Yadav *et al.*, 2020). Le pH d'un environnement aquatique influence la spéciation des éléments traces métalliques. Il affecte également la physiologie du biote aquatique, ce qui peut modifier la sensibilité de ces organismes aux éléments traces métalliques (Gadd & Griffiths, 1977 ; Sonone *et al.*, 2021).

Récemment, avec la prise de conscience croissante des problèmes de pollution, les outils d'amélioration du diagnostic de la pollution environnementale ont été encouragés. La surveillance biologique peut être utilisée comme une méthode alternative pour l'évaluation de la pollution et la mise en œuvre de stratégies à court et à long terme pour la protection des

ressources environnementales (**Ramírez-Ayala et al.,2018 ; Li et al., 2020 ; EL-Gendy et al.,2020 ; Quiroz-Jara et al.,2021**). En particulier, les biomarqueurs utilisés dans la surveillance biologique peuvent fournir des informations précieuses pour les études toxiques in situ, et peuvent être utilisés pour évaluer les effets toxiques combinés précoces des molécules, cellules, tissus, organes et systèmes des organismes (**Schettino et al., 2012 ; Hutchinson et al., 2013 ; Li et al., 2020 ; Ré et al., 2020 ; Tang et al., 2022**). En effet, les biomarqueurs sont sensibles aux polluants et ont un potentiel diagnostique beaucoup plus élevé, mais leur pertinence écologique est faible (**Van der Oost et al., 2003 ; Langston et al., 2007 ; Sumudumali & Jayawardana, 2021**). De nombreux facteurs non polluants peuvent interférer avec les réponses des biomarqueurs. Ces facteurs "fondateurs" comprennent la santé, le sexe, l'âge, l'état nutritionnel, l'activité métabolique, le comportement migratoire, l'état de reproduction et de développement et la densité de population des organismes, ainsi que des facteurs abiotiques tels que la saison, la température ambiante, la salinité et l'hétérogénéité de la pollution environnementale (**Van der Oost et al., 2003 ; Dalzochio et al., 2016**).

Parmi les différents biomarqueurs employés dans la surveillance des produits chimiques et xénobiotiques nocifs, on citera : un biomarqueur de neurotoxicité l'acétylcholinestérase (AChE), les biomarqueurs liés aux stress oxydatif, à savoir la glutathion-S-transférase (GST), la glutathion réductase (GR), la glutathion peroxydase (GPx), la superoxyde dismutase (SOD), la catalase (CAT), le niveau de malondialdéhyde (MDA) (**Gürkan et al., 2022**), et les métallothionéines (MTs) qui sont appliquées comme biomarqueur important pour surveiller la contamination par les métaux lourds dans l'environnement (**Mijošek et al., 2019**).

L'acétylcholinestérase est un biomarqueur important de la neurotoxicité chez les organismes exposés via l'environnement à un large ensemble de contaminants chimiques. L'AChE fait partie de la famille des enzymes estérases et joue un rôle important dans la neurotransmission au niveau des jonctions neuromusculaires et des synapses cholinergiques en catalysant l'hydrolyse du neurotransmetteur acétylcholine en acide acétique et choline (**Afsa et al., 2022**). L'acétylcholine est nécessaire pour transmettre l'influx nerveux d'un neurone à l'autre (**Beauchamp & Fridovich, 1971 ; Luís et al., 2015 ; Vijayaraghavan et al., 2022**). L'activité de cette enzyme dépend de la quantité et de la modulation spécifique au tissu. En effet, l'AChE est très sensible aux substances toxiques, notamment aux insecticides tels que les organophosphates et les carbamates que d'autres contaminants (**De Domenico et al., 2013 ; Li et al., 2017 ; Chang et al., 2020**). Ces contaminants inhibent la fonction de

l'AChE, ce qui entraîne une accumulation excessive d'acétylcholine dans la fente synaptique. Cela provoque éventuellement une paralysie neuromusculaire et peut conduire à la mort de l'organisme par asphyxie (**Purves et al., 2008 ; Reza et al., 2017 ; Olasehinde & Olaniran, 2022**).

Les glutathion S-transférases (GST) constituent une superfamille d'isoenzymes multifonctionnelles qui sont omniprésentes chez divers organismes, notamment les mammifères, les oiseaux, les poissons, les plantes, les insectes et les microbes (**Blanchette et al., 2007 ; Zhang et al., 2020**), caractérisées par un rôle important dans la détoxification, la biotransformation (**Arojojoye et al., 2021**) et le métabolisme des hydroperoxydes lipidiques, de nombreux composés xénobiotiques et endobiotiques (**Al-Mustafa, 2010**). Ils sont capables de conjuguer le glutathion (GSH) à une large gamme de produits hydrophobes et des molécules électrophiles et de nombreux produits de métabolisme oxydatif, et les rendant moins toxiques et prédisposés à modification supplémentaire pour la sortie de la cellule (**Allocati et al., 2018 ; Singh et al., 2021 ; Bellas et al., 2022**).

Les métallothionéines (MTs) appartiennent à une famille de protéines cytosoliques de faible poids moléculaire qui contiennent des résidus cystéine, ce qui leur confère une affinité pour les ions métalliques (**Huang & Wang, 2010 ; Zebral et al., 2021**). Elles sont impliquées dans l'homéostasie des métaux lourds essentiels, la détoxification des métaux lourds non essentiels (**Amiard et al., 2006 ; Tremblay et al., 2020 ; Paschoalini et al., 2021**), le stockage des métaux lourds, la protection des tissus contre les dommages oxydatifs et la mort cellulaire causés par une forte exposition aux métaux lourds (**Chan, 1995 ; Ruttkay-Nedecky et al., 2013 ; Sevcikova et al., 2013 ; Le et al., 2016 ; Savassi et al., 2020**). En raison de leur spécificité et de leur capacité à se lier aux ions métalliques, les MTs sont considérés comme des biomarqueurs appropriés pour la surveillance des environnements aquatiques contaminés par des métaux lourds (**Hayati et al., 2017 ; Nagamatsu et al., 2021**).

Le malondialdéhyde (MDA) est un produit final de faible poids moléculaire produit lors de la peroxydation des lipides (**Ateş et al., 2017 ; Kapusta et al., 2018 ; Veisi et al., 2021**). Il est largement utilisé comme biomarqueur du stress oxydatif en général, et de la peroxydation lipidique en particulier (**Yang et al., 2019 ; Long et al., 2022**). En effet, la peroxydation lipidique se traduit par la dénaturation des acides gras polyinsaturés composant les membranes biologiques (**Faggio et al., 2016 ; Rezaei Shadegan & Banaee, 2018**). Une augmentation des niveaux de MDA dans les organismes peut être liée à la dégradation d'un site environnemental due à une diminution de la qualité de l'eau (**Charissou et al., 2004 ;**

Arojojoye & Adeosun, 2016). De plus, l'augmentation du marqueur de la peroxydation lipidique, le MDA, peut indiquer la sensibilité des molécules lipidiques aux espèces réactives de l'oxygène et l'étendue des dommages oxydatifs imposés à ces molécules (**Arojojoye & Adeosun, 2016 ; Banaee et al., 2020**).

La vitellogénine (vtg) est une glycolipoprotéine et un précurseur de la principale protéine vitelline (**Gupta & Verma, 2020 ; Schönemann et al., 2022**) qui fournit des substances nutritionnelles et fonctionnelles telles que des acides aminés, des lipides, des glucides, des vitamines, du phosphore, du soufre et des oligo-éléments pour le développement embryonnaire et post-embryonnaire qui assurent la survie de l'embryon et de l'alevin chez les organismes vertébrés, y compris les poissons (**Auttarat et al., 2006 ; Phiriyangkul et al., 2007 ; Matozzo et al., 2008 ; Wanjuan et al., 2018**). Par conséquent, la Vtg chez le poisson est devenue un biomarqueur puissant et bien établi pour la détection des maladies endocriniennes causées par l'exposition aux produits chimiques, des effluents et des rejets, ainsi, a été proposée dans les essais des produits chimiques et les programmes de surveillance de l'environnement (**Baumann et al., 2020 ; Merola et al., 2021 ; Krishnasamy Sekar et al., 2022**).

De plus, les indices métriques sont également des indicateurs intégratifs qui fournissent des informations précieuses sur la santé et le statut reproductif des poissons. Ces paramètres sont largement utilisés pour la biosurveillance en eau douce (**Sanchez et al., 2008 ; Iheanacho & Odo, 2020 ; Choudhury et al., 2021**).

Le rapport Gonado-somatique (RGS) est le rapport entre le poids des gonades des poissons et le poids du corps (**Duarte et al., 2007 ; Muhammad et al., 2021**). Il est couramment utilisé pour évaluer ou déterminer les caractéristiques de reproduction des poissons, tels que, le cycle de reproduction, le développement et la maturité des gonades (**Kiran, 2015 ; Srivastava & Reddy, 2021**) ainsi que les changements de l'état nutritionnel et énergétique des poissons (**Wootton, 1998 ; Pyrzanowski et al., 2021**).

Le rapport Hépatosomatique (RHS) est exprimé sous la forme d'un rapport entre le poids relatif du foie et le poids corporel total (**Sadekarpawar & Parikh, 2013 ; Mellisa et al., 2022**). Cet indice est généralement utilisé pour évaluer l'état physiologique des poissons (**Louiz et al., 2018**), qui peut être influencé par des facteurs intrinsèques et extrinsèques, à savoir le cycle de reproduction, la consommation alimentaire, la durée de vie, la qualité de l'eau et la qualité de l'air (**Panase et al., 2018 ; Khen et al., 2022**). En outre, il est utilisé comme mesure des ressources énergétiques chez le poisson car il est associé aux réserves

énergétiques du foie et à diverses autres activités métaboliques, ainsi il reflète, également, son état nutritionnel (Pyle *et al.*, 2005 ; Jan & Jan, 2017 ; Jan *et al.*, 2021). Il est suggéré que le RHS est un biomarqueur qui indique l'état de l'alimentation et du métabolisme (Larsson *et al.*, 2000 ; Sandstrom *et al.*, 2005 ; Pandit *et al.*, 2019). En effet, l'augmentation et la diminution du RHS dépend de la nature du toxique et de la configuration physiologique du poisson (Pandit *et al.*, 2019).

L'indice de condition (K) est un bioindicateur quantitatif et intégratif, reflétant la forme physique et physiologique y compris la santé, les conditions d'habitat et l'état des populations de poissons dans les cours d'eau (Famoofo & Abdul, 2020 ; Jan *et al.*, 2021 ; Arslan & Ozeran, 2022). C'est un indice utile pour surveiller l'âge des poissons, l'intensité de l'alimentation en fonction de divers changements saisonniers (Anibeze, 2000 ; Baghel & Reddy, 2021), les taux de croissance (Sabbir *et al.*, 2017), la quantité de réserve de graisse (Dalzochio *et al.*, 2016 ; Leão-Buchiret *et al.*, 2021) et le cycle de reproduction (Olopade *et al.*, 2020), ainsi que pour évaluer les effets des facteurs de stress environnementaux sur les poissons (Suleiman & Umar, 2013 ; Muhammad *et al.*, 2021). En effet, un indice de condition élevé reflète une bonne qualité de l'environnement, tandis qu'un indice de condition faible reflète une mauvaise qualité de l'environnement (Lambert & Dutil, 1997 ; Yaragina & Marshall, 2000 ; Mozsáret *et al.*, 2015 ; Solomon *et al.*, 2017 ; Arslan & Ozeren, 2019 ; Sultana *et al.*, 2021).

Outre les biomarqueurs, les réserves énergétiques sont également considérées comme un bon indicateur de la condition physique des poissons et de leur environnement (Fantón *et al.*, 2021). Les lipides sont la principale source d'énergie dans l'organisme des poissons, jouant un rôle important dans le métabolisme énergétique et fournissant de l'énergie aux processus métaboliques (Birsoy *et al.*, 2013 ; Teng *et al.*, 2019). Ils ont, également, un rôle dans la croissance, la reproduction et le mouvement y compris la migration (Tocher, 2003). Par conséquent, les lipides sont les nutriments les plus importants après les protéines, car ils fournissent jusqu'à deux fois plus d'énergie que les autres macronutriments (Jiménez-Martínez *et al.*, 2018). La diminution de la teneur en lipides dans les tissus suggère que les lipides ont été canalisés pour répondre à la demande métabolique d'énergie supplémentaire nécessaire pour atténuer le stress toxique (Shruti & Tantarapale, 2014 ; Bhilave, 2021).

Etant sensibles aux contaminants aquatiques, les poissons sont considérés comme des organismes utilisables pour évaluer l'état de santé des environnements (van der Oost *et al.*, 2003 ; Brandão *et al.*, 2015). Les avantages de l'utilisation des poissons incluent leur capacité

à métaboliser, accumuler et concentrer différents polluants environnementaux (**Cappello et al., 2016**). De plus, ils sont des bioindicateurs fiables car ils appartiennent à différents niveaux trophiques, accumulent les polluants et reflètent les impacts à long terme, et tenant compte de la durée de leur cycle de vie (**Jorgensen, 2016 ; Puttipong et al., 2020**). Parmi ces poissons, *Gambusia affinis* (poisson moustique), un petit poisson d'eau douce très abondant et le plus répandu des poissons d'eau douce dans le monde, présente des caractéristiques attrayantes, notamment une taille relativement petite, un temps de génération court, avec un dimorphisme sexuel très net (**Xie et al., 2010 ; Huang, 2012 ; Sellaoui & Bounaceur, 2020**). Elle est considérée comme un indicateur de la pollution environnementale car elle peut survivre à différents types de pollution (**Huang et al., 2019**). De plus, certains auteurs ont considéré *G. affinis* comme un modèle important pour étudier les effets de la perturbation endocrinienne (**Kavitha & Rao, 2007 ; Liu et al., 2020**).

La reproduction des poissons est un élément essentiel qui doit être utilisé pour conserver les espèces de poissons dans leur habitat (**Servili et al., 2020**). Elle comporte des paramètres essentiels, à savoir le sex-ratio, le rapport gonado-somatique, la maturité sexuelle (**Mousavi-sabet et al., 2017**), la fécondité et le diamètre des œufs (**Lin et al., 2021**) qui sont des caractéristiques démographiques pour comprendre le cycle biologique d'une espèce (**Cortes, 2000 ; Mousavi-sabet et al., 2017**). Cependant, divers contaminants ont une influence sur la reproduction et peuvent réduire considérablement le nombre et la qualité de la progéniture produite par les individus exposés, ce qui peut avoir d'autres répercussions sur l'écologie et l'évolution des populations touchées. Chez *G. affinis* le cycle de reproduction a été divisée en deux périodes, notamment la période d'activité sexuelle prolongée d'avril à octobre et la période de repos sexuel qui s'étale d'octobre à mars (**Koya & Kamiya, 2000**).

Les travaux de recherche menés au Laboratoire de Biologie Animale Appliquée de l'Université Badji Mokhtar d'Annaba, visent à tester l'impact de plusieurs molécules xénobiotiques sur cette espèce, tels que le diflubenzuron, le cadmium, l'halofenozide, le malathion, le flucyloxuron (**Draredja-Beldi & Soltani, 2001 ; Chouahda et al., 2006 ; 2007 ; 2010 ; Chouahda & Soltani, 2009 ; 2013 ; Soltani et al., 2008 ; Zaidi & Soltani, 2010 ; 2011 ; 2013 ; Cheghib et al., 2020**).

Le présent travail s'inscrit dans le cadre du projet P.R.F.U « Étude de quelques espèces aquatiques : aspects bioécologique, morphométrique et biochimique en rapport avec les facteurs environnementaux » du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée ; il a pour but d'évaluer l'impact de la pollution sur la population de *Gambusia affinis* dans les régions

d'Annaba et d'El Tarf : aspects biométrique et biochimique et se divise en trois parties :

1. La première partie consiste à déterminer les paramètres biométriques pondéraux et linéaires et les indices métriques (rapport gonado-somatique, rapport hépatosomatique et indice de condition) de la population de *G. affinis* ;
2. La seconde partie vise à mesurer le potentiel reproducteur des adultes de *G. affinis* récoltées en période de reproduction (le nombre des œufs (la fécondité) et le diamètre chez les femelles adultes) ; ainsi que le sex-ratio ;
3. La troisième partie porte sur l'évaluation de la qualité de l'eau du nord-est de l'Algérie par la détermination des différents biomarqueurs du stress oxydatif (AChE, GST, MTs, MDA et vitelline) ; elle est complétée par une évaluation des réserves énergétiques (lipides) chez *G. affinis* des trois sites d'étude.

MATERIEL & METHODES

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Présentation du *Gambusia affinis*

2.1.1 Morphologie et anatomie

Gambusia affinis (Baird & Girard, 1853) est un petit poisson ovovivipare d'eau douce et sexuellement dimorphe, leur taille varie généralement d'environ 1 à 5 cm, allant parfois jusqu'à 6 cm (Kuntz, 1913 ; Hildebrand, 1919 ; Wu *et al.*, 1974 ; Vondracek *et al.*, 1988). Elle a notamment été utilisée dans le cadre de lutte contre les larves des moustiques responsables du paludisme (Allardi & Keith, 1991 ; Jawad, 2021). Cette espèce ne possède pas de couleurs vives comme ses cousins. Elle se caractérise par généralement par une couleur argentée, parfois avec une teinte verdâtre, avec des marques grises et noires éparses (suivant le milieu) translucide sur le dos et la cavité abdominale laisse apparaître les viscères. Elle est capable de changer de couleur en changeant le niveau d'agrégation des pigments de mélanine dans les chromatophores pour s'adapter à la couleur de son environnement (Pyke, 2005).

Selon Cadwallader & Backhouse, (1983), le corps de la gambusie est petit et trapu, le dos un peu arqué en avant de la nageoire dorsale. La tête aplatie dorso-ventralement (Lewis, 1970). Une bouche petite, orientée dorsalement, dite « bouche super » avec des dents solides et coniques, ce qui correspond à leur habitude de se nourrir à la surface de l'eau ou à proximité. Un œsophage et un intestin relativement courts, caractéristiques typiques des poissons prédateurs (Odum & Caldwell, 1955 ; Rosen & Mendelson, 1960 ; Meffe & Snelson, 1989). Elle est dépourvue de canaux céphaliques (Rosen & Mendelson, 1960) et, par conséquent, a une capacité relativement faible à détecter les perturbations ou les vibrations de l'eau (Walker, 1987 ; Helfman *et al.*, 1997). Les gambusies se fient sans doute davantage à la vue pour détecter leurs proies, leurs prédateurs et d'autres objets physiques (Lanzing & Wright, 1982). Les yeux sont larges et positionnés près du profil dorsal. La nageoire dorsale est courte, haute et bombée. La nageoire caudale est plus grande en forme d'éventail arrondi ou échancrée et ne présente pas de rayons épineux (Bounaceur, 1997). La nageoire ventrale se situe à la base de la queue, elle est courte et arrondie chez la femelle et se transforme chez le mâle en un long organe copulateur pointu, le gonopode (McDowall, 1996 ; Peden, 1972). La tête et le tronc sont couverts de grandes écailles.

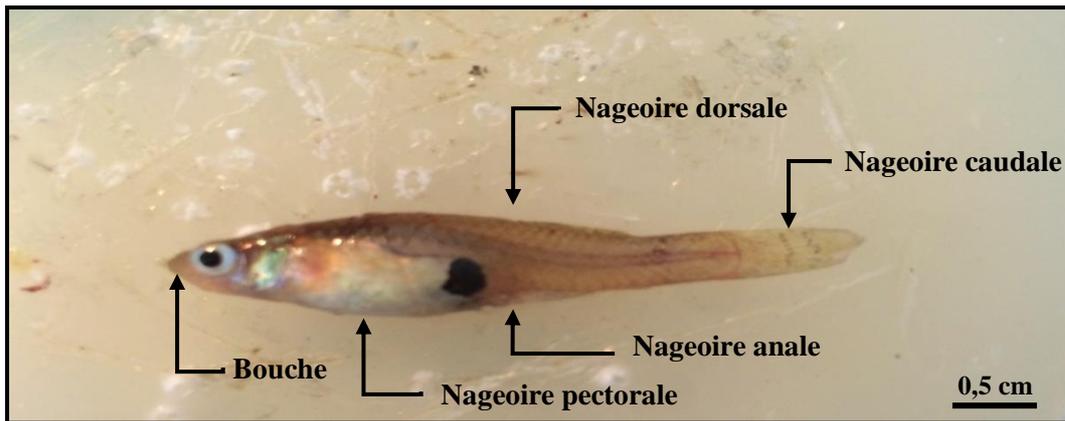


Figure 1. Morphologie externe de *G. affinis* (Photo personnelle).

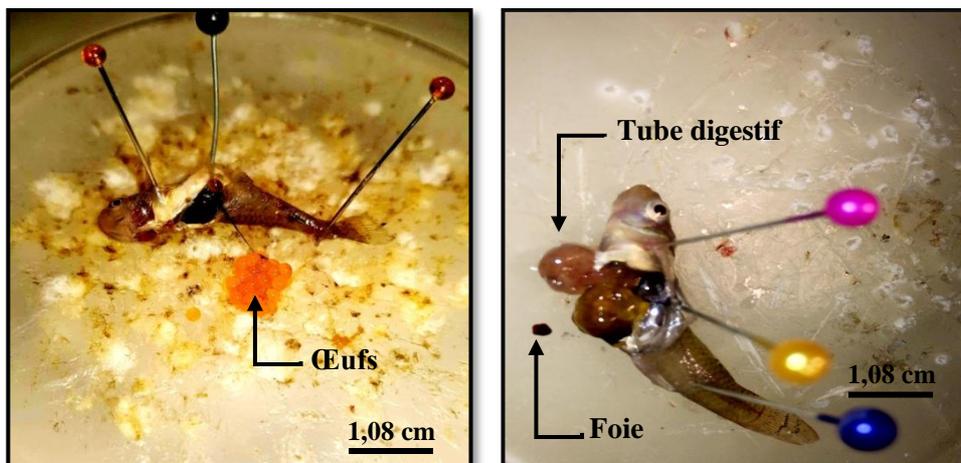


Figure 2. Morphologie interne de *G. affinis* (Photo personnelle).

Cette espèce présente un dimorphisme sexuel, se caractérisant par une différence de taille très nette à l'état mature (**Beldi, 2007**) dont la longueur totale du mâle varie entre 3,5 et 3,8 cm, alors que celle des femelles varie entre 5 à 6 cm (**Muus, 1991 ; Chouahda, 2011**). La nageoire anale des mâles est transformée en une structure allongée, appelée un gonopode (**Constantz, 1989**), assurant la fécondation interne des femelles grâce à des muscles associés permettant une grande mobilité (**Bruslé & Quignard, 2001**). Chez la femelle de la gambusie, la nageoire anale est plutôt ronde de forme normale (**Chambolle, 1970**), et en avant de cette nageoire, on distingue pendant la gestation une tache noire plus ou moins étendue, c'est l'ovaire vu par transparence à travers les téguments (**Pivincka & Cerny, 1996 ; Bounaceur, 1997**).

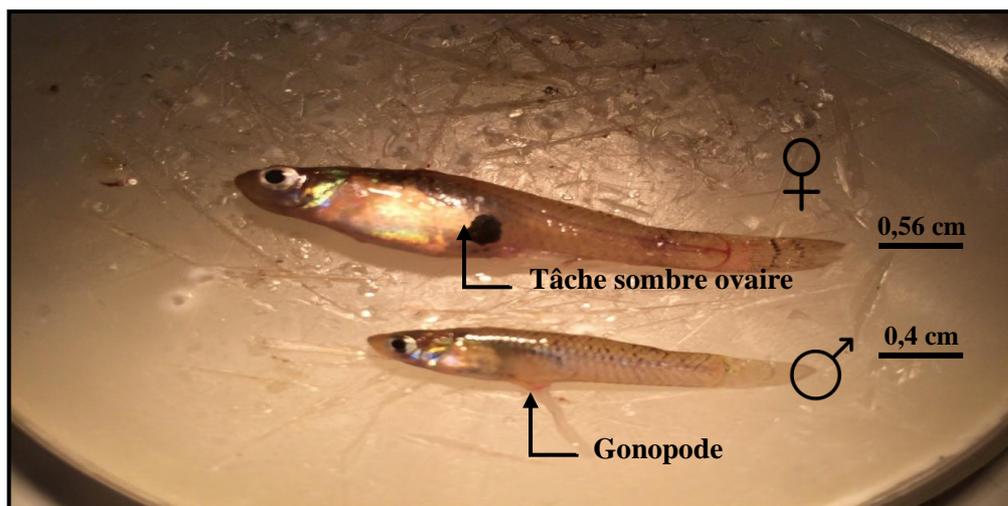


Figure 3. Dimorphisme sexuel chez *G. affinis* (Photo personnelle).

2.1.2 Position systématique

Gambusia est un mot d'origine cubain, « Gambusino », qui ne signifie « rien » ou « frustration » (Gall *et al.*, 1980). Les poissons de ce genre étaient initialement considérés comme étant " sans importance " et " sans valeur " (Kuntz, 1913). Poey, (1854) a ajouté : « on dit qu'il faut pêcher des Gambusinos quand on n'attrape rien" (Jordan & Gilbert, 1882 ; Jordan & Evermann, 1896 ; Kuntz, 1913). *G. affinis* appartient à la grande famille des Poeciliidae comprenant dans le monde 30 genres et 293 espèces (Nelson, 1994 ; Beaudoin, 2007).

Au milieu du 19^{ème} siècle, trois espèces ont été reconnues : *G. affinis*, *G. patruelis* et *G. holbrooki*. Peu après, elles ont été considérées comme une seule espèce polytypique avec deux sous-espèces, la sous-espèce occidentale, *G. affinis affinis* (englobant les anciennes espèces *G. affinis* et *G. patruelis*) et la sous-espèce orientale *G. affinis holbrooki*. Cependant, leur statut taxonomique a continué à être remis en question. Black & Howell, (1979) ont signalé l'existence de barrières reproductives entre eux, et l'étude génétique de Wooten *et al.* (1988) basée sur l'analyse des allozymes, a révélé un haut degré de divergence génétique ainsi que la structuration géographique des fréquences alléliques (Landeka *et al.*, 2015). Le poisson-moustique occidental, *Gambusia affinis*, et son proche parent, le poisson-moustique oriental, *Gambusia holbrooki*, ont été introduits sur tous les continents, sauf l'Antarctique, grâce à des programmes d'introduction agressifs et à leur valeur présumée en tant qu'agents de contrôle des moustiques (Pyke, 2008 ; Cheng *et al.*, 2018). La répartition de ces deux espèces dans les zones d'introduction est encore largement inconnue et elles sont souvent confondues, d'abord parce que la plupart des introductions ont eu lieu avant les derniers changements dans leur taxonomie, mais aussi en raison de l'absence ou de la déficience des archives historiques

sur les origines des stocks introduits ainsi que des schémas complexes de leur translocation (Pyke, 2005 ; Vidal *et al.*, 2010).

Sa position systématique, selon l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN) est la suivante :

Tableau 1 : Position systématique de *G. affinis*.

Domaine	Biota Endl (D.Don)
Règne	Animalia (Linnaeus, 1758)
Sous -Règne	Eumetazoa (Bütschli, 1910)
Clade	Bilateria (Haeckel, 1874)
Infra-Règne	Deuterostomia (Karl Grobben, 1908)
Embranchement	Chordata (Haeckel, 1874)
Sous-embranchement	Craniata (Janvier, 1981)
Infra-embranchement	Vertebrata (Linnaeus, 1758)
Super-Classe	Gnathostomata
Classe	Actinopterygii (Klein, 1885)
Sous-Classe	Neopterygii (Regan, 1923)
Infra-Classe	Teleostei
Ordre	Cyprinodontiformes
Famille	Poeciliidae (Bonaparte, 1831)
Sous-Famille	Poeciliinae (Bonaparte, 1831)
Genre	<i>Gambusia</i> (Poey, 1854)
Espèce	<i>affinis</i> (Baird & Girard, 1853)

2.1.3 Répartition géographique

G. affinis est considérée comme l'une des 100 espèces les plus envahissantes au monde (Lowe *et al.*, 2000 ; Kumar *et al.*, 2015 ; Schopt Rehage *et al.*, 2020), suite à son introduction dans le monde entier, notamment dans les pays à climat tropical, subtropical et tempéré (Raja & Ravikanth, 2020 ; Innal & Giannetto, 2020) depuis le début des années 1900, pour contrôler les populations de moustiques et, par association, les maladies transmises par les moustiques comme la malaria et la dengue (Krumholz, 1948 ; Leyse *et al.*, 2004 ; Pyke, 2005 ; Gao *et al.*, 2017).

Aux Etats-Unis, les premières introductions connues de poissons-moustiques ont eu lieu au début des années 1900 (Krumholz, 1948). En 1905, environ 150 *G. affinis* ont été introduits à Hawaii à partir du Texas afin de tester leur efficacité à s'attaquer aux larves de

moustiques (**Seale, 1905**), et en 1910, leurs descendants avaient été relâchés dans certaines parties d'Oahu, Hawaii, Maui, Kauai et Molokai (**Van Dine, 1907 ; Stearns, 1983**). De plus, en 1905, *G. affinis*, originaire de la Caroline du Nord, ont été relâchés dans les eaux du New Jersey dans le but de lutter contre les moustiques (**Seal, 1910 ; Krumholz, 1948**). En 1922, des poissons-moustiques du Texas (900 d'Austin et 300 de Hearne) ont été introduits dans un étang de nénuphars à Sutter's Fort. Cet étang de nénuphars a servi d'écloserie pour la propagation de *G. affinis* à travers la Californie et le Nevada pendant les années 1920 et 1930 (**Stockwell et al., 1996**).

En Europe, *G. affinis* a été introduite volontairement, dans de nombreux pays, en Espagne dès 1921 (**Vidal et al., 2010**), puis en France entre 1927 et 1931, elle est présente en Provence, Camargue, dans le canal du Midi et les étangs saumâtres du Languedoc-Roussillon, en Corse en 1924 (**Pascal et al., 2006**), et sur les côtes atlantiques, dans la rivière de la Charente-Maritime aux landes (**Chambolle, 1973**).

G. affinis a été introduite en Algérie pour la première fois en 1928, dans le cadre de lutte biologique contre les larves d'Anophèles agent vecteur du paludisme, l'opération de repeuplement a été initiée pour la première fois dans le bassin de Khemissa près de Souk-Ahras (**Arab, 1989**).

2.1.4 Habitat

Les Gambusies sont capables d'utiliser une très large gamme d'habitats dans une très large gamme de paysages et d'environnements et sont capables de tolérer, et parfois de prospérer, sous des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques très différentes (**Rees, 1958 ; Lloyd et al., 1986 ; Hubbs, 2000**).Leurs habitats préférés sont les étangs de plaine, les lacs, les cours d'eau (**Lloyd et al., 1986**), les fossés, les drains et les marais (**Sathe, 2014**), avec une tolérance élevée à la salinité (**Hubbs, 2000 ; Lee et al., 2017**) et une faible teneur en oxygène(**Al-Haefedh, 2007**), ils sont probablement capables de se propager entre les bassins versants, les lagunes côtières et les zones humides (**Regmi et al.,2016**).Dans leur aire de répartition naturelle, les Gambusies se trouvent dans les cours d'eau chauds à des températures comprises entre 31 et 35 C° (**Pyke, 2005**), denses en macrophytes, à faible vitesse et peu profonde (**Walton, 2007**)(c'est-à-dire d'une profondeur d'environ 8 à 15 cm (**Pyke, 2008**),qui offrent des conditions de reproduction favorables (**Koya & Kamiya, 2000**) et un abri contre les courants rapides et les prédateurs (**Britton & Moser, 1982 ; Pyke, 2005**).

2.1.5 Régime alimentaire

Les Gambusies dans la nature ont des régimes alimentaires qui comprennent un éventail exceptionnellement large de différents types de nourriture et qui peuvent varier considérablement selon le sexe, la taille, la saison et le milieu (Rees, 1958 ; Miura *et al.*, 1979 ; Fraval, 2002 ; Blanco *et al.*, 2004).

Le prédateur d'anophèle *G. affinis* n'est pas strictement culiciphage. C'est un prédateur omnivore opportuniste qui a une préférence pour la nourriture animale (Pyke, 2005), donc elle adapte son régime alimentaire en fonction de la disponibilité des proies (Bounaceur, 1997). Son régime comporte du zooplancton, divers mollusques et arthropodes aquatiques (Bounaceur, 1997 ; Layachi, 1997 ; Guebailia, 2012), des petits crustacés, des débris, des juvéniles de poissons (y compris de sa propre espèce), des hexapodes terrestres tombés dans l'eau (collemboles, fourmis) et flottant en surface (la dérive) et avec une préférence pour les larves d'insectes et notamment de moustiques, gobés surtout au moment de l'émergence de l'imago (Fraval, 2002).

2.1.6 Cycle biologique

Les Gambusies mâles et femelles ont des cycles de reproduction annuels avec une saison de reproduction distincte qui, dans la plupart des endroits, s'étend du milieu du printemps jusqu'au milieu de l'automne avec un pic en été. Chez les mâles matures, la libération des spermatozoïdes du testicule se fait durant presque toute la période de spermatogenèse (Self, 1940 ; Fraile *et al.*, 1992 ; Pyke, 2005). Chez les Gambusies, comme chez tous les Poeciliidae de type cystovarien, le cortex de l'ovaire embryonnaire, tapissé par l'épithélium germinale, subit une invagination qui fusionne intérieurement pour devenir la structure sacculaire de l'ovaire. Cette structure sacculaire possède un espace interne, la lumière ovarienne. En raison de ce développement unique, la surface de la lumière ovarienne contient l'épithélium germinale situé à l'intérieur (Grier *et al.*, 2016). Par conséquent, lors de l'ovulation, les œufs sont déposés dans la lumière de l'ovaire (ovulation interne), contrairement au reste des vertébrés où l'ovulation a lieu vers la cavité coelomique (Dodd, 1977 ; Uribe *et al.*, 2019). La gestation intra-ovarienne est initiée lorsque les ovocytes sont fécondés dans le follicule ovarien. Les embryons restent dans le follicule tout au long de leur développement, jusqu'à la naissance. Autrement dit, la fécondation et la gestation chez les poeciliidés sont intrafolliculaires (Koya *et al.*, 2000 ; Grier *et al.*, 2005 ; Uribe *et al.*, 2009 ; Ponce de Leon & Uribe, 2021). Elles sont généralement considérées comme lécithotrophes, c'est-à-dire que les embryons dépendent principalement des réserves vitellines déposées dans

les ovocytes pendant l'ovogenèse (Blackburn, 1992 ; Saleh-Subaie *et al.*, 2021).

Des variations dans la période de gestation des Gambusies ont été observées dans la littérature, Krumholz, (1948) a indiqué que la période de gestation de *Gambusia* varie de 21 à 28 jours, tandis que Turner, (1937) a indiqué 28-30 jours. Les femelles de Gambusie peuvent avoir plusieurs couvées au cours d'une seule saison de reproduction, les femelles plus âgées et plus grandes ayant plus de couvées pendant la saison de reproduction que les femelles plus jeunes (Pyke, 2005 ; Tedesco *et al.*, 2008 ; Valcarcel & Navarro, 2015). Cependant, le nombre de couvées qu'une seule femelle pourrait avoir au cours d'une saison dépend du statut de la femelle (Haynes & Cashner, 1995 ; Singh & Gupta, 2016). Des auteurs montrent que la fécondité et la taille des embryons dépendent de la taille de la mère. De plus les jeunes nés tôt dans la saison atteignent rapidement la maturité (à des tailles plus petites) mais la taille de leur couvée initiale (nombre de jeunes produits) est petite, contrairement à ceux nés tard dans la saison qui grandissent plus lentement et atteignent la maturité à des tailles plus grandes et peuvent donc mener des couvées beaucoup plus grandes (Haynes & Cashner, 1995 ; Fernandez-Delgado & Rossomanno, 1997 ; Singh & Gupta, 2014).

Comme chez d'autres téléostéens, La période de reproduction chez *G. affinis* a été liée aux conditions environnementales, la température et la photopériode étant des facteurs clés dans le début du cycle reproductif (Vondracek *et al.*, 1988 ; Pen & Potter, 1991 ; Fraile *et al.*, 1994 ; Sloterdijk *et al.*, 2015). En effet, la vitellogenèse est initiée lorsque la température de l'eau dépasse 14 °C, tandis que, la maturation finale des ovocytes ne se produit que lorsque la température de l'eau dépasse 18 °C (Koya & Kamiya, 2000 ; Koya *et al.*, 2004 ; Doering *et al.*, 2021).

Les femelles de Gambusie peuvent présenter un phénomène de superfétation, qui se caractérise généralement par une production plus fréquente de couvées d'embryon en développement chez la même femelle au même moment (Norazmi-Lokman *et al.*, 2016 ; Fleuren, 2019). Ceci devrait réduire le pic de charge reproductrice (la proportion de la masse de la femelle allouée à la reproduction) pendant la grossesse et conduire à une forme corporelle féminine plus élancée, sans affecter la fécondité de la femelle (Pollux *et al.*, 2009 ; Zúñiga -Vega *et al.*, 2010 ; Fleuren *et al.*, 2019). Le développement embryonnaire de *G. affinis* comporte différents stades, dont le stade de la tache oculaire (embryon précoce), stade du sac vitellin (embryon tardif) et stades juvéniles (Koya *et al.*, 2000 ; Ganesh *et al.*, 2015). Ces variations s'atténuent au cours de la gestation ; plus on se rapproche de la fin du développement, plus les portées deviennent homogènes. À la naissance, les alevins se

trouvent tous dans le même état de développement. Au moment de la parturition, ils quittent leur mère et entrent dans le milieu extérieur. La femelle prend part activement à l'expulsion des embryons car au moment de leur parturition, elle est animée de contractions abdominales (Chambolle, 1970).

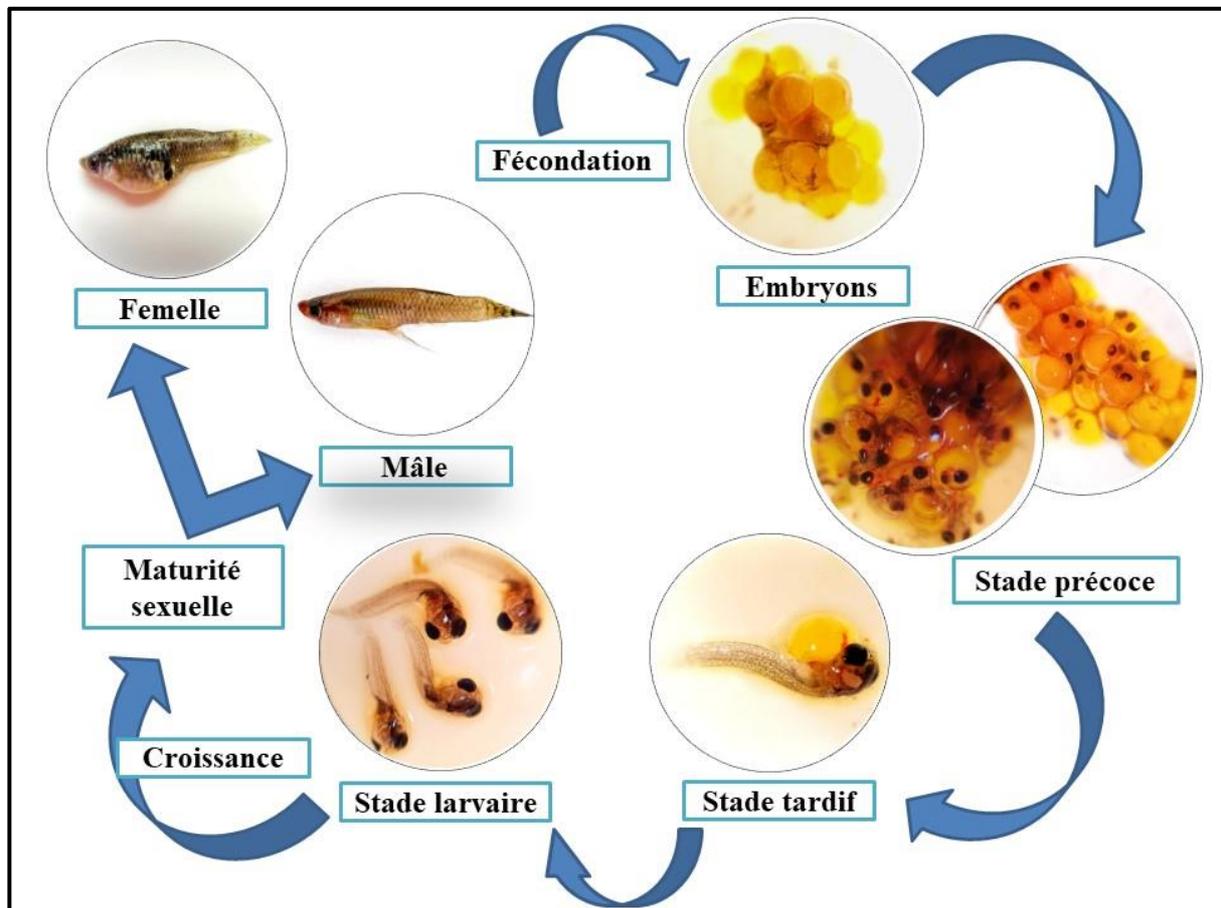


Figure 4. Cycle de reproduction de *G. affinis* (Cheghib, 2021).

2.1.7 Choix de l'espèce

G. affinis a été utilisée comme un excellent bioindicateur dans les études de terrain et elle est considérée comme une importante sentinelle, en raison de sa capacité à s'établir dans une large gamme d'habitats (Orlando *et al.*, 2005 ; Rautenberg *et al.*, 2015). Le choix de cette espèce comme matériel biologique utilisé dans cette étude est motivé par :

- Son abondance dans les ruisseaux et les étangs de la région d'Annaba et d'El Tarf ;
- Sa facilité d'échantillonnage et sa haute résistance aux températures élevées, au manque d'oxygène et aux fortes turbidités ;
- Sa pertinence en tant que modèle pour les essais éco-toxicologiques.

2.2 Présentation et localisation des sites d'échantillonnage

2.2.1 Site d'Oued Messida

Le site d'échantillonnage a été choisi comme site éloigné de la pollution, se situe au Nord Est de l'Algérie ($36^{\circ}54'0.01$ N et $8^{\circ}31'0.01$ E) (**Figure 8**). Il est l'exutoire du lac Tonga vers la mer avec un écoulement permanent surtout pendant les saisons pluvieuses. Cet Oued est limité au Sud par le lac Tonga et se jette au Nord dans la mer méditerranéenne. Il se situe à l'Ouest de la plaine de la commune de Souarekh et à l'Est de la pinède qui fixe la plus grande partie de la dune de la mer Messida. Il s'étend sur une distance de 3 Km, passant par la route d'Oum Teboul avec une largeur moyenne de 12 m (**Figure 5**). Sa profondeur moyenne est de 3m. Il est envasé et ensablé. Il est alimenté par les eaux du lac Tonga, ce dernier est considéré comme le distributeur principal d'oued, ainsi que par deux autres distributeurs secondaires qui sont : la nappe dunaire de Maloul et la nappe dunaire de la pinède Tonga voisine, surtout pendant l'été où ces deux nappes dégagent l'eau dans l'oued.



Figure 5. Site d'échantillonnage Oued Messida, El Tarf (photo personnelle).

2.2.2 Site d'El Karma

Le second site se situe au sein d'une zone agricole (El Hadjar) au sud d'Annaba ($36^{\circ}44.8080'$ N et $7^{\circ}40.2960'$ E) (**Figure 8**). Sa superficie est d'environ 600 m^2 . Cette zone se distingue par sa contribution appréciable dans les productions agricoles notamment dans les filières de la céréaliculture et des cultures industrielles (tomate, soja, betterave sucrière, luzerne, coton) (**Figure 6**).



Figure 6. Site d'échantillonnage El Karma, Annaba (photo personnelle).

2.2.3 Site de Sidi Brahim

Le troisième site ($36^{\circ}53.098044'N$ et $7^{\circ}44.6970' E$) (**Figure 8**), se trouve à proximité de l'hôtel de Sidi Brahim (Annaba). Il est pris comme un site proche de la pollution urbaine, En plus de son exposition directe au complexe algéro-espagnol Fertial, spécialisé dans la production de l'ammoniac et des engrais (**Figure 7**).



Figure 7. Site d'échantillonnage Sidi Brahim, Annaba (photo personnelle).

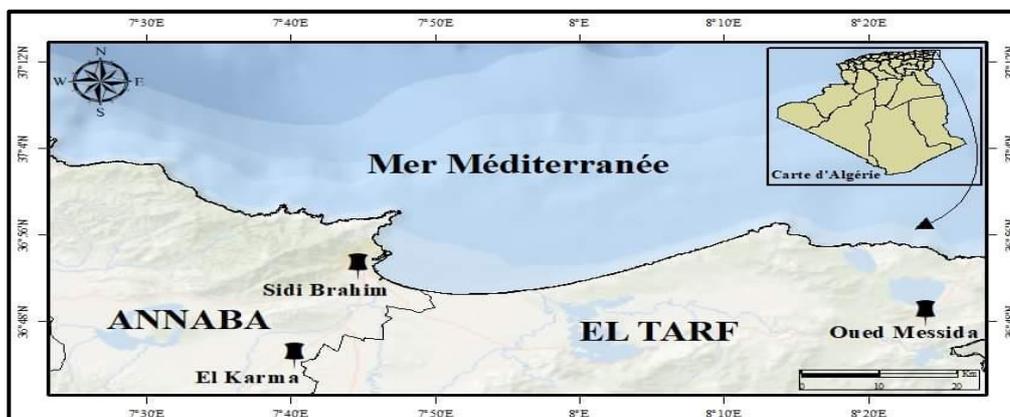


Figure 8. Localisation géographique des sites d'échantillonnage : Oued Messida (El Tarf), El Karma et Sidi Brahim (Annaba) (Carte personnelle), (ArcGIS 10.3).

2.3 Stratégie d'échantillonnage de *G. affinis*

Les individus de *G. affinis* ont été capturés à l'aide d'un filet de 0,40 mm de vide de maille, couramment utilisé pour la pêche des poissons, appelé communément "le cope" (Figure 9). Selon Vignes, (1995), la pêche des poissons a été meilleure en matinée (entre 8 et 11 heures), car en cette période les poissons montent en surface pour s'alimenter.



Figure 9. Technique d'échantillonnage de *G. affinis* (photos personnelles).

L'échantillonnage a été réalisé en 2019 durant le début et la fin de la période de reproduction (Avril et Septembre, respectivement), et la période de repos sexuel (Novembre) au niveau de trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim). Cent individus sont pêchés d'une façon aléatoire à partir de chaque site. Ils sont ensuite transportés au laboratoire dans des bacs en plastique contenant de l'eau des sites. L'étude biométrique, la dissection et le prélèvement des organes sont réalisés le jour même de la pêche.

2.4 Paramètres physico-chimiques de l'eau douce des trois sites d'étude

Les paramètres physico-chimiques de l'eau douce (la température, le pH et la salinité) ont été relevés le jour de l'échantillonnage des individus de *G. affinis* au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) en 2019 durant le début et la fin de la période de reproduction (Avril et Septembre) et la période de repos sexuel (Novembre) à l'aide d'un multi-paramètre (HANNA HI 9829) (Tableau 5).

2.5 Paramètres morphométriques de *G. affinis*

2.5.1 Mensurations et prélèvement des organes

La longueur totale (L), est la distance entre l'extrémité de la nageoire caudale et l'extrémité du maxillaire ou le poisson doit être bien étalé sur une règle (**Kerstant, 1985**).

Le corps entier, ainsi que les différents organes ont été pesés à l'aide d'une balance de précision OHAUS (1/10mg). L'anesthésie est réalisée à l'aide d'une solution d'éther dilué dans laquelle le poisson est immergé, quelques minutes (3-5 min) jusqu'à ce que ses opercules cessent de battre (**Kah, 1986**). Le poisson ensuite est fixé latéralement sur une plaque de paraffine à l'aide d'épingles par l'orifice buccale et la nageoire anale. La dissection est réalisée sous loupe binoculaire, à l'aide d'un micro ciseaux, L'incision se fait de l'orifice urogénital jusqu'aux opercules. Une fois le tégument dégagé, le foie et l'ovaire sont récupérés, la tête sera prélevée en dernier. Les organes prélevés sont pesés et mis dans des tubes Eppendorf[®], puis conservés dans les produits de conservation qui correspondent aux différents dosages biochimiques.

2.5.2 Rapport gonado-somatique

Le rapport gonado-somatique (RGS) permet de caractériser l'importance pondérale des gonades et il s'exprime, selon **Bougis, (1952)**, par la formule suivante :

$$RGS = \frac{PG}{PT} \times 100$$

PG : Poids frais des gonades (mg) ;

PT : Poids frais total du corps (mg).

2.5.3 Rapport hépato-somatique

Le rapport hépato-somatique (RHS) est exprimé, selon **Bougis, (1952)** par la formule suivante :

$$RHS = \frac{PH}{PT} \times 100$$

PH : Poids frais de l'hépatopancréas (mg) ;

PT : Poids frais total du corps (mg).

2.5.4 Indice de condition

L'indice de condition s'exprime par la formule de **Le Cren, (1951)** suivante :

$$K = \frac{P}{L^3} \times 100$$

P : Poids frais total du corps (mg) ;

L : Longueur totale (mm).

2.6 Sex-ratio (SR)

Le sex-ratio traduit le taux de masculinité ou de féminité de la population considérée. Cet indice biologique est important car la proportion des mâles ou des femelles peut affecter le succès reproductif (**Fantodji, 1987**). Il est défini comme étant la proportion des individus mâles ou femelles par rapport à l'effectif total (**kartas & quignard, 1984**). Il est exprimé par la formule suivante :

$$SR = \frac{F}{(M+F)} \times 100 \text{ où } SR = \frac{M}{(M+F)} \times 100$$

F : Femelles ;

M : Mâles.

2.7 Fécondité

La fécondité a été estimée par comptage direct des œufs portés par les femelles gestantes récoltées et dont la taille a été préalablement mesurée (mm).

2.8 Diamètre des œufs

Le diamètre des œufs a été déterminé après une dissection sous un microscope optique de type (Leica dm500) relié à un ordinateur et dont les résultats ont été exprimé en micromètre.

2.9 Dosage des biomarqueurs

2.9.1 Dosage de l'acétylcholinestérase

L'activité spécifique de l'acétylcholinestérase (AChE) est mesurée au niveau de la tête de la population de *G. affinis* pêchés dans trois sites d'étude durant le début et la fin de la période de reproduction (Avril et Septembre) ainsi que la période de repos sexuel (Novembre) selon la méthode d'**Ellman et al. (1961)** qui consiste à fournir à l'enzyme un substrat, d'acétylthiocholine (ASCh) dont l'hydrolyse libère de la thiocholine (SCh) et de l'acide

MATERIEL & MÉTHODES

acétique. La quantité de thiocholine obtenue est proportionnelle à l'activité enzymatique, la thiocholine libérée agit avec l'acide 5- 5'-dithiobis-2-nitrobenzoate (DTNB) pour former un complexe (produit) de couleur jaune que l'on dose à 421 nm.

Les échantillons sont homogénéisés dans 1 ml de solution détergente (solution D) [38,03 mg EGTA (acide éthylène glycol-bis, β -aminoéthyl éther NNN'N' tétra-acétique), 1ml Triton X 100%, 5,845 g NaCl (chlorure de sodium), 80 ml tampon tris (10 mM, pH 7)], puis les homogénats ainsi obtenus sont centrifugés (9000 tours/min, 15 min à 4 °C). Le surnageant récupéré à l'issue de cette étape de centrifugation servira comme source d'enzyme.

Le dosage de l'activité spécifique de l'AChE est déterminé sur une fraction aliquote de 100 μ l à laquelle on ajoute 100 μ l de DTNB préparé extemporanément [39,6 mg DTNB, 15 mg. CO_3HNa (bicarbonate de sodium), 10 ml tampon tris (0,1 M, pH 7)] et 1 ml de tampon tris (0,1 M, pH 7). Après 3 à 5 minutes, 100 μ l de substrat acétylthiocholine préparé extemporanément [23,6 mg ASCh, 1 ml d'eau distillée] sont ajoutés. La lecture des absorbances (spectrophomètre WPA) s'effectue toutes les 4 mn pendant 20 mn à une longueur d'onde de 412 nm contre un blanc où 100 μ l de la solution détergente remplace les 100 μ l du surnageant.

L'activité spécifique de l'acétylcholine est déterminée d'après la formule suivante d'Ellman *et al.* (1961) :

$$x = \frac{\frac{\Delta D0/mn}{e} \times \frac{Vt}{Vs}}{\text{mg de protéines}}$$

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

Δ Do : pente de la droite de régression obtenue après hydrolyse du substrat en fonction du temps.

e : $1,36 \times 10^4$: coefficient d'extinction molaire du DTNB ($\text{M}^{-1} \text{cm}^{-1}$).

Vt : volume total dans la cuve : 1,3 ml [0,1 ml surnageant + 0,1 ml DTNB + 1 ml tampon tris (0,1 M, pH 7) + 0,1 ml acétylthiocholine].

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

mg de protéines : quantité de protéines exprimée en mg.

2.9.2 Dosage du glutathion S-transférase

L'activité de la glutathion S-transférase (GST) est mesurée au niveau du foie des adultes

MATERIEL & MÉTHODES

femelles et mâle ainsi que le corps entier des alevins de *G. affinis* pêchés dans trois sites d'étude durant le début et la fin de la période de reproduction (Avril et Septembre) ainsi que la période de repos sexuel (Novembre) selon la méthode d'**Habig et al. (1974)**. Il consiste à fournir à l'enzyme un substrat, en général du CDNB (chlorodinitrobenzène), qui réagit facilement avec de nombreuses formes de GST et de glutathion. La réaction de conjugaison de ces deux produits entraîne la formation d'une molécule nouvelle qui absorbe la lumière à une longueur d'onde de 340 nm. Dans le but de déterminer l'activité spécifique de GST chez le modèle biologique étudié, les adultes femelles et Mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* des trois sites (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim). La valeur de densité optique mesurée est proportionnelle à la quantité du complexe GSHCDNB formé, elle-même liée à l'intensité de l'activité GST (**Habig et al., 1974**).

Les échantillons sont homogénéisés pendant quelques secondes à l'aide d'un broyeur à ultrasons (Sonifer B-30) dans 1 ml de tampon phosphate (0,1 M, pH 6). L'homogénat ainsi obtenu est centrifugé à (14000 tours/min pendant 30 min) et le surnageant récupéré servira au dosage de l'activité de la GST.

Le protocole de dosage est réalisé comme suit : Une fraction aliquote du surnageant de 200 µl est ajoutée à 1,2 ml du mélange CDNB (1 mM) /GSH (5 mM) [20,26 mg CDNB, 153,65 mg GSH, 1 ml éthanol, 100 ml tampon phosphate (0,1 M, pH 6)]. La lecture des absorbances est réalisée dans un spectrophotomètre visible /UV (WPA). Elle est effectuée toutes les 1 mn pendant 5 minutes à une longueur d'onde de 340 nm contre un blanc contenant 200 µl d'eau distillée remplaçant la quantité du surnageant.

L'activité spécifique est déterminée d'après la formule d'**Habig et al. (1974)** suivante :

$$x = \frac{\frac{\Delta D0/mn}{e} \times \frac{Vt}{Vs}}{mg\text{deprotéines}}$$

GST : Activité spécifique de la GST (mM/min/mg de protéines) ;

X : micromole de substrat hydrolysé par minute et par mg de protéines (µM/mn/mg de protéines) ;

Δ Do : pente de la droite de régression obtenue après hydrolyse du substrat en fonction du temps ;

e: **9,6**: coefficient d'extinction molaire du CDNB (mM⁻¹ cm⁻¹) ;

Vt: volume total dans la cuve (ml) : 1,4 ml [0,2 ml surnageant + 1,2 ml du mélange CDNB/GSH] ;

V_s : volume du surnageant dans la cuve : 0,2 ml ;

E : épaisseur de la cuve = 1 cm ;

mg de protéines : quantité de protéines exprimée en mg.

2.9.3 Dosage des métallothionéines

La détermination de métallothionéines (MTs) se fait au niveau des adultes femelles et mâle ainsi que le corps entier de *G. affinis* collectés au niveau de trois sites (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction (Avril et Septembre) ainsi que la période de repos sexuel (Novembre). Le dosage des métallothionéines se base sur l'évaluation du contenu en résidus -SH par une méthode spectrophotométrique utilisant le réactif d'Ellman (DTNB : 5,5 dithiobis 2 acide nitro benzoïque) (Ellman, 1959). Une gamme étalon est préparée au préalable en utilisant une courbe de référence avec plusieurs concentrations de la forme réduite du glutathion (GSH) portant un groupement thiol -SH (Viarengo *et al.*, 1997). Étant donné que les MTs contiennent un nombre important de cystéines (environ 20 à 30 %), la détermination des MTs est fondée sur la détection des groupements SH permettant une évaluation plus sélective de ces métalloprotéines.

La réaction entre la solution DTNB, et les groupements SH des protéines produit des quantités stœchiométriques de TNB (thionitrobenzoate), un composé de couleur jaune qui absorbe à 412 nm. Les étapes d'extraction et de dosage des métallothionéines ont été effectuées d'après la méthode de Viarengo *et al.*(1997). Le taux des MTs est exprimé par rapport à la quantité de protéines totales dans notre échantillon. Le contenu en groupements thiols (-SH) des métallothionéines est évalué en utilisant le glutathion réduit (GSH) comme standard de référence. Pour cela, une gamme étalon a été réalisée avec une solution GSH (1mg/ml dans du NaCl 0,25 M) (Tableau 2 ; Figure 26).

Le foie (pool de quatre individus), est prélevé, pesé puis rincé avec une solution physiologique NaCl (9 %). L'homogénéisation est effectuée à froid dans 3 volumes d'une solution de lyse (1,5 ml) [17,115 g saccharose (0,5 M), 1,66 ml tampon Tris-HCl (20 mM, pH 8,6, 300 µl Leupeptine (0,006 mM), et 10 µl β- Mercaptoéthanol (0,01 %) comme agent réducteur), q.s.p 100 ml d'eau distillé], et au moment de l'extraction on rajoute 150 µl PMSF (0,5 mM) comme anti protéolytique, Après broyage mécanique puis homogénéisation aux ultrasons (SONIFER B-30 SONIFER B-30), l'homogénat est centrifugé (14500 tours/mn, 20 min à 4°C). 0,5 ml du surnageant obtenu est conservé à (-20° C) pour le dosage des protéines.

Une fraction aliquote de 0,5 ml du surnageant précédemment obtenu est ajoutée à un

MATERIEL & MÉTHODES

mélange de 0,5 ml d'éthanol absolu et 40 µl de chloroforme, ce mélange est conservé au préalable à -20 °C pour faire précipiter les protéines de haut poids moléculaire. L'ensemble est centrifugé à 7000 tours/min durant 10 min à 4 °C. Le surnageant (0,9 ml) obtenu est précipité en présence de 20 µl de HCl (37%) additionné de 3 volumes d'éthanol absolu froid c'est-à-dire 3,3 ml (conservé à -20 °C). Après incubation (1 heure à -20 °C) le mélange est recentrifugé de nouveau à 7000 tours/mn pendant 10 min à 4 °C. Le culot obtenu, contenant les MTs, est lavé avec 1 ml de la solution de lavage (Ethanol, chloroforme et tampon d'homogénéisation ; 87/1/12, v/v), inversement à la solution de lyse, ce tampon ne doit pas contenir du β- mercaptoéthanol, et du PMSF) et recentrifugé à 6000 tours/mn pendant 10 min à 4 °C.

Le culot obtenu est séché et repris dans 150 µl d'une solution de remise en suspension de tampon Tris (5 mM, pH 7,7). Une fois vortexer, les tubes sont incubés à 65°C pendant 15mn. Après incubation les tubes reçoivent 150 µl d'une solution de NaCl (0,25 M) et 150 µl d'une solution EDTA-HCl (300 µl HCL 37%, 20 µl EDTA 60 mM, 2,68 ml eau distillée) et sont vortexés jusqu'à dissolution complète du culot. Les échantillons obtenus sont additionnés à 4,2 ml de DTNB préparé extemporanément dans du tampon phosphate / NaCl (5M, ph 8) {17 mg de DTNB dans 100 ml de tampon phosphate / NaCl (5M, pH 8)} et conservé à l'abri de la lumière puis centrifugés à 5000 tours/mn à 20°C pendant 10mn. La lecture des absorbances est effectuée à partir du surnageant obtenu à une longueur d'onde de 412 nm. La quantité des métallothionéines est déterminée d'après la formule suivante :

$$x = \frac{DO_{412} \times e}{a \times b \times c \times mgdeprotéines}$$

X : Taux de Mts exprimé en microgramme de substrat hydrolysé par mg de protéines (µg /mg de protéines) ;

DO₄₁₂ : Densité optique à 412 nm de la fraction enrichie en Mts pour chaque échantillon ;

e : Poids moléculaire d'une molécule de Mt d'un poisson téléostéen 7700 ;

a : Pente de la droite de régression de la gamme d'étalonnage du GSH ;

b : Poids moléculaire du GSH= 307,3 ;

c : Nombre de résidus cystéine d'une molécule de Mt d'un poisson téléostéen 16 ;

mg de protéines : Quantité de protéines exprimée en mg.

Tableau 2 : Dosage des métallothionéines : réalisation de la gamme d'étalonnage.

Tubes	1	2	3	4	5
-------	---	---	---	---	---

Solution mère de GSH (µl)	0	20	40	80	100
NaCl 0,25 M	150	130	110	70	50
HCl 1N, EDTA 4 mM (µl)	150	150	150	150	150
Solution de DTNB (ml)	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2

2.9.4 Dosage de malondialdéhyde

La détermination de malondialdéhyde (MDA) se fait au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi que le corps entier des alevins de *G. affinis*. Le dosage de malondialdéhyde est effectué selon la méthode de **Draper & Hadley, (1990)** basée sur la mesure colorimétrique de la réaction entre l'acide thiobarbiturique (TBA) et le malondialdéhyde (MDA) donnant un produit rouge brun dont l'intensité de la coloration est mesurée à une longueur d'onde de 532 nm. Les échantillons ont été broyés aux ultrasons dans 1 ml de tampon tris-HCL (50 mM, PH 7,5) [1,5137 g Tris, 0,0730 g EDTA (acide éthylène diamine tétra-acétique), 42,78 g sucrose, 250 ml eau distillée]. Une fois l'homogénéisation réalisée, une centrifugation est effectuée pendant 10 mn à 10000 trs/mn et le surnageant récupéré servira au dosage du MDA.

Le dosage est réalisé avec 500 µl du surnageant additionnés de 2,5 ml de TCA [100 g TCA, 1000 ml d'eau distillée]. Après chauffage au bain marie à 100 °C pendant 15 mn et refroidissement dans de la glace, une centrifugation est effectuée à 10000 trs/mn pendant 10 mn. Une fraction aliquote de 2 ml du surnageant est alors prélevée à laquelle on ajoute 1 ml de TBA [6,7 g TBA, 1000 ml d'eau distillée]. Après un second chauffage (100°C, 155 mn) et refroidissement, 1,5 ml de butanol sont rajoutés. Après agitation, une dernière centrifugation (10000 trs/mn, 10mn) est réalisée et le surnageant constituer de 1 ml de butanol renfermant les complexes TBA/MDA est récupéré et une lecture des absorbances est effectuée à 532 nm contre un blanc ou du tampon tris-HCL remplace le surnageant. La détermination du taux de malondialdéhyde nécessite le dosage des protéines et la réalisation de la gamme d'étalonnage des protéines (**Tableau 3**). Le taux du MDA est déterminé selon la formule suivante :

$$x = \frac{\frac{\Delta D_0}{156} \times \frac{V_t}{V_s}}{mg\text{deprotéines}}$$

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

ΔD₀ : différence de la densité optique obtenue après hydrolyse du substrat ;

156 : coefficient d'extinction molaire du TBA ;

V_t : volume total dans la cuve : 1 ml [volume total du butanol récupéré renfermant les

complexes TBA/MDA] ;

V_s : volume de surnageant utilisé dans le dosage : 0,5 ml ;

mg de protéines : quantité de protéines exprimée en mg.

2.9.5 Dosage des vitellines

❖ Technique d'extraction

L'extraction des vitellines est réalisée selon la méthode de **Descamps, 1996 in Fabre et al. (1990)** au niveau de l'ovaire des femelles adultes collectées dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) pour la période de reproduction (Avril). Les échantillons biologiques, conservés dans 500µl de tampon d'extraction Tris-HCl-NaCl (pH 7,4), sont broyés aux ultrasons puis l'homogénat obtenu est ensuite centrifugé à 5000 tours/min pendant 10 minutes. Après centrifugation, trois couches distinctes sont visibles mais seule la couche intermédiaire contient les vitellogénines ou les vitellines (en fonction des échantillons). Celle-ci, récupérée à l'aide d'une seringue est ensuite déposée dans un tube Eppendorf, puis tous les échantillons sont maintenus au froid (-20°C) jusqu'au dosage.

La préparation de la solution mère de Tris-HCl consiste à diluer 3,02g de Tris (0,5M) dans 300 ml d'eau distillée puis cette solution est ajustée à un PH de 7,4 en utilisant de l'HCl concentré ; le tout est complété avec 500 ml d'eau distillée.

Pour réaliser le tampon complet : diluer 2,9g de NaCl (0,5M) dans 10 ml de la solution mère de Tris-HCl et compléter à 100 ml d'eau distillée.

❖ Dosage des vitellines

Les vitellines ont été quantifiées selon la méthode de **Bradford, (1976)**. Le dosage des vitellines chez *G. affinis* a été effectué dans une fraction aliquote de 100 µl. La lecture des absorbances se fait à une longueur d'onde de 595 nm contre un blanc de gamme (**Tableau 3**).

2.9.6 Dosage des protéines

Le dosage des protéines est effectué selon la méthode de **Bardford, (1976)** sur une fraction aliquote de 0,1 ml du surnageant avec 4 ml de réactif du bleu brillant de Coomassie (BBC) (G 250, Merk) (50 mg de bleu brillant de Coomassie BBC + 25 ml d'éthanol (95%)), après agitation (2h) on ajoute 50 ml d'acide orthophosphorique (85%) et complété à 500 ml avec l'eau distillée et l'albumine sérum de bœuf BSA (Sigma, France) comme standard. La lecture des absorbances s'effectue à une longueur d'onde de 595 nm, dans un spectrophotomètre et la gamme d'étalonnage est réalisée à partir d'une solution d'albumine de

bœuf (1 mg/ml) selon les indications ci-dessous dans le **Tableau 3 ; Figure 10**.

Tableau 3 : Dosage des protéines, réalisation de la gamme d'étalonnage.

Tubes	1	2	3	4	5	6
Solution d'albumine (µl)	0	20	40	60	80	100
Eau distillée (µl)	100	80	60	40	20	0
Réactif BBC (ml)	4	4	4	4	4	4

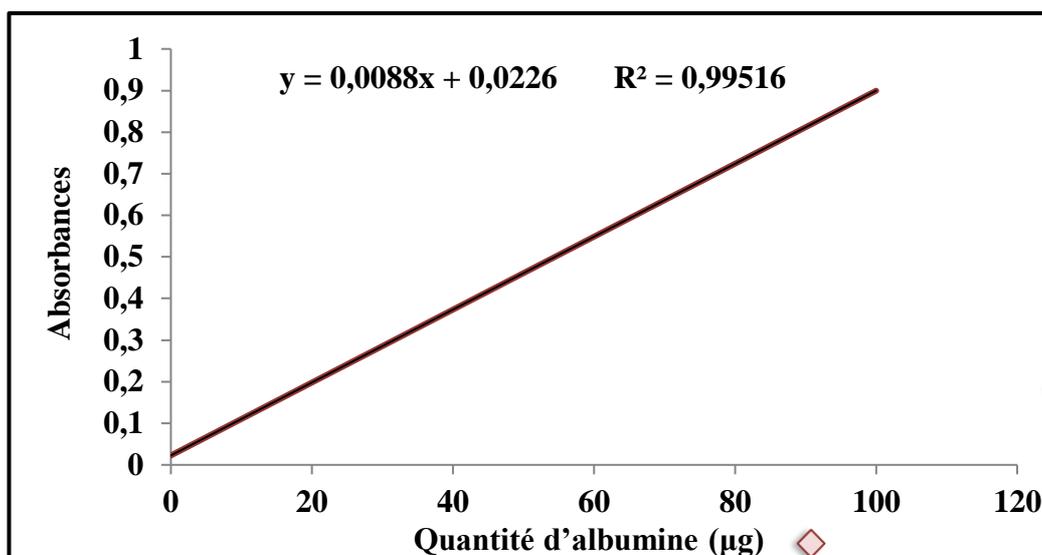


Figure 10. Dosage des protéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité d'albumine (µg) (R^2 : coefficient de détermination).

2.10 Analyse biochimique de la gonade

2.10.1 Dosage des lipides

❖ Technique d'extraction

L'extraction des lipides est réalisée selon le procédé de **Shibko et al. (1966)**, à partir des gonades des adultes femelles et mâles ainsi que le corps entier des alevins de *G. affinis* collectées dans trois sites d'étude durant le début et la fin de la période de reproduction (Avril et Septembre) ainsi que la période de repos sexuel (Novembre), conservés dans 1 ml d'acide trichloracétique (TCA) à 20 % [20 g TCA, 100 ml eau distillée].

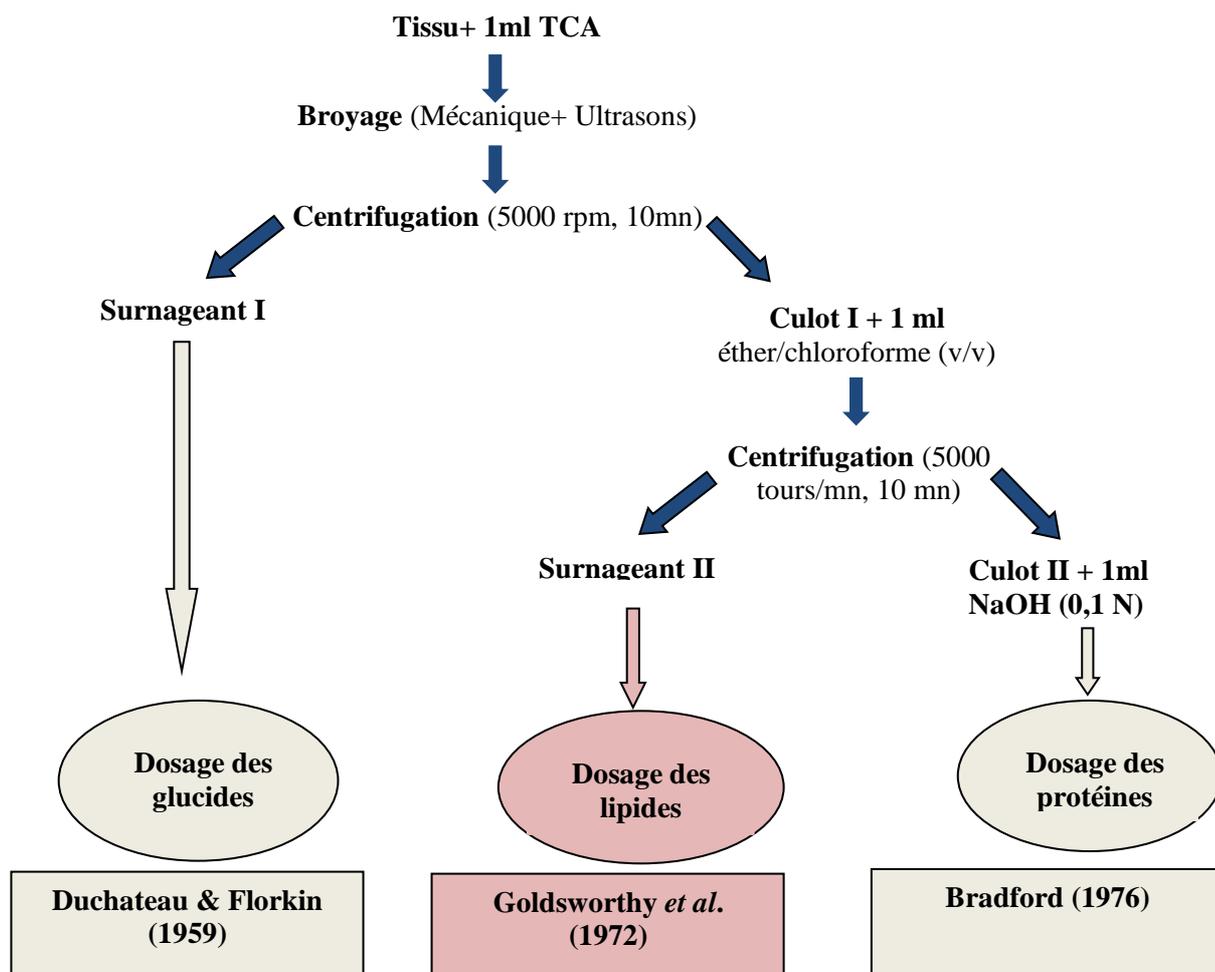


Figure 11. Principales étapes d'extraction des lipides selon le procédé de Shibko *et al.* (1966).

❖ Dosage des lipides

Le taux des lipides est déterminé selon la méthode de **Goldsworthy *et al.* (1972)** qui utilise la vanilline (0.38 g vanillines, 55 ml eau distillé, 195 ml acide orthophosphorique 85%) comme réactif et une solution mère de lipides à 2,5 mg/ml (2,5 mg d'huile de table, 1 ml éther/chloroforme (v/v)) comme standard. Le dosage est réalisé sur des prises aliquotes de 100 µl des extraits lipidiques ou de la gamme étalon auxquelles on ajoute 1 ml d'acide sulfurique (96%). Après agitation et chauffage dans des bains à sec à 100°C pendant 10 mn, puis refroidissement, 200 µl sont repris auxquels sont ajoutés 2,5 ml de la réactive vanilline. Une fois agités et mis à l'obscurité pendant 30 min, une coloration rose se développe dont l'intensité est lue à une longueur d'onde de 530 nm (**Tableau 4**).

Tableau 4 : Dosage des lipides : réalisation de la gamme d'étalonnage.

Tubes	1	2	3	4	5	6
Quantité de solution mère de lipides (µl)	0	20	40	60	80	100
Solvant Ether/Chloroforme (µl)	100	80	60	40	20	0
Réactif Vanilline (ml)	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Quantité de lipide (µg)	0	50	100	150	200	250

2.11 Analyse statistique

Les résultats obtenus sont exprimés par la moyenne arithmétique plus ou moins l'erreur standard de moyenne ($m \pm SEM$) et l'effectif (n) qui nous renseigne sur l'importance des données traitées. Différents tests statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel GraphPad Prisme d'analyse et de traitement statistique des données version 7.00 pour Windows (GraphPad software, La Jolla California, USA, [www GraphPad.com](http://www.GraphPad.com)).

Les résultats sont traités en utilisant plusieurs tests statistiques tels que la droite de régression, la corrélation, la comparaison non paramétrique des moyennes par le test de Kruskal-Wallis suivi d'une multiple comparaison avec le test de Dunn's post-hoc pour comparer les variations des paramètres étudiés entre les trois sites d'étude et au sein de chaque site. Le test de Mann-Whitney a également été utilisé pour la comparaison deux à deux des différents paramètres entre les deux sexes au sein d'un même site. Le niveau de signification est établi à $p < 0,05$.

RESULTATS

3 RESULTATS

3.1 Paramètres physico-chimiques de l'eau des trois sites d'étude

Les paramètres physico-chimiques de l'eau douce mesurés in situ dans les trois sites d'étude : Oued Messida (El Tarf), El Karma (Annaba) et Sidi Brahim (Annaba) à l'aide d'un multi paramètre (HANNA HI 9829) durant le début et la fin de la période de reproduction (Avril et septembre) et repos sexuel (Novembre) sont représentés dans le **Tableau 5**.

La variation des paramètres physico-chimiques de l'eau douce montre une certaine similitude entre Oued Messida et El Karma par rapport à Sidi Brahim. Les valeurs moyennes maximales de la température sont enregistrées durant la fin de la période de reproduction au mois de septembre avec $25,92 \pm 0,22$ °C à Oued Messida, $24,55 \pm 0,37$ °C à El Karma et $21,2 \pm 0,21$ °C à Sidi Brahim de même pour le pH avec $(8,67 \pm 0,02)$ à Oued Messida, $(8,34 \pm 0,01)$ à El Karma et $(7,78 \pm 0,02)$ à Sidi Brahim, et la salinité avec $0,31 \pm 0,01$ PSU à Oued Messida, $0,61 \pm 0,01$ PSU à El Karma et $1,19 \pm 0,01$ PSU à Sidi Brahim. L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's pour la comparaison des paramètres entre les trois sites d'étude montre des différences significatives entre eux ($p < 0,05$) pour tous les paramètres considérés (**Tableau 5**).

Tableau 5 : Paramètres physico-chimiques des trois sites d'échantillonnage (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) d'Annaba et El Tarf. (Pour chaque période, Les moyennes suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites pour le même paramètre).

Périodes	Début de reproduction			Fin de reproduction			Repos sexuel		
Paramètres	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Température (°C)	$21,41 \pm 0,01$ a	$21,14 \pm 0,02$ b	$17,6 \pm 0,15$ c	$25,92 \pm 0,22$ a	$24,55 \pm 0,37$ b	$21,2 \pm 0,21$ c	$17,88 \pm 0,14$ a	$17,37 \pm 0,02$ b	$13,69 \pm 0,03$ c
pH	$8,26 \pm 0,02$ a	$8,15 \pm 0,01$ b	$7,53 \pm 0,01$ c	$8,67 \pm 0,02$ a	$8,34 \pm 0,01$ b	$7,78 \pm 0,02$ c	$7,85 \pm 0,07$ a	$7,53 \pm 0,01$ b	$7,28 \pm 0,03$ c
Salinité (psu)	$0,30 \pm 0,00$ a	$0,56 \pm 0,01$ b	$1,17 \pm 0,00$ c	$0,31 \pm 0,01$ a	$0,61 \pm 0,01$ b	$1,19 \pm 0,01$ c	$0,21 \pm 0,01$ a	$0,53 \pm 0,00$ b	$0,85 \pm 0,01$ c

3.2 Effet de la pollution sur les paramètres biométriques de *G. affinis* durant le début et la fin de la période de reproduction

3.2.1 Paramètres de croissance

Les résultats obtenus des paramètres biométriques (Poids total et Taille totale) des adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude révèlent un poids total maximal chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur

moyenne $677,8 \pm 23,27$ mg, et un poids totale minimal chez les mâles du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne $193,6 \pm 5,91$ mg durant le début de reproduction (**Tableau 9 ; Annexe 1**), ainsi qu'un poids total maximal chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $262,8 \pm 5,01$ mg, et un poids totale minimal chez les alevins du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne $47,99 \pm 1,15$ mg durant la fin de reproduction (**Tableau 9 ; Annexe 1**). Des observations similaires ont été révélés pour la taille totale avec une moyenne maximale chez les femelles du site d'Oued Messida $39,70 \pm 0,20$ mm et minimale chez les mâles du site de Sidi Brahim $27,63 \pm 0,30$ mmen début de reproduction (**Tableau 10 ; Annexe 1**), ainsi que la taille totale avec une moyenne maximale chez les femelles du site d'Oued Messida $33,30 \pm 0,31$ mm et minimale chez les alevins du site de Sidi Brahim $14,14 \pm 0,35$ mm à la fin de reproduction (**Tableau 10 ; Annexe 1**).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's pour la comparaison des moyennes des paramètres biométriques (Poids total et Taille totale) mesurés chez *G. affinis* entre les trois sites présentés dans la **Figure (12)** révèle des poids totaux significativement plus élevés chez les individus des sites d'Oued Messida et El Karma comparativement à ceux du site de Sidi Brahim ($p < 0,0001$) durant le début de la période de reproduction ; de même, durant la fin de la période de reproduction ($p = 0,0001$ pour les femelles ; $p = 0,0002$ pour les mâles et $p < 0,0001$ pour les alevins). Des différences significatives ont, également, été révélées pour la taille totale ($p < 0,0001$) avec des valeurs plus élevées chez les individus des sites d'Oued Messida et El Karma par rapport à ceux du site du Sidi Brahim présentés dans la **Figure (13)**. La comparaison des moyennes entre les sexes au sein d'un même site, par le test Mann-Whitney durant le début de reproduction, révèle des différences significatives entre les femelles et les mâles au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) pour le poids totale ($p < 0,0001$) (**Tableau 9 ; Annexe 1**) et taille totale ($p < 0,0001$) (**Tableau 10 ; Annexe 1**).

Durant la fin de reproduction, la comparaison des moyennes entre les individus (femelles, mâles et alevins) au sein d'un même site, par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, révèle des différences significatives entres eux au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) pour le poids totale ($p < 0,0001$) (**Tableau 9 ; Annexe 1**) et taille totale ($p < 0,0001$) (**Tableau 10 ; Annexe 1**).

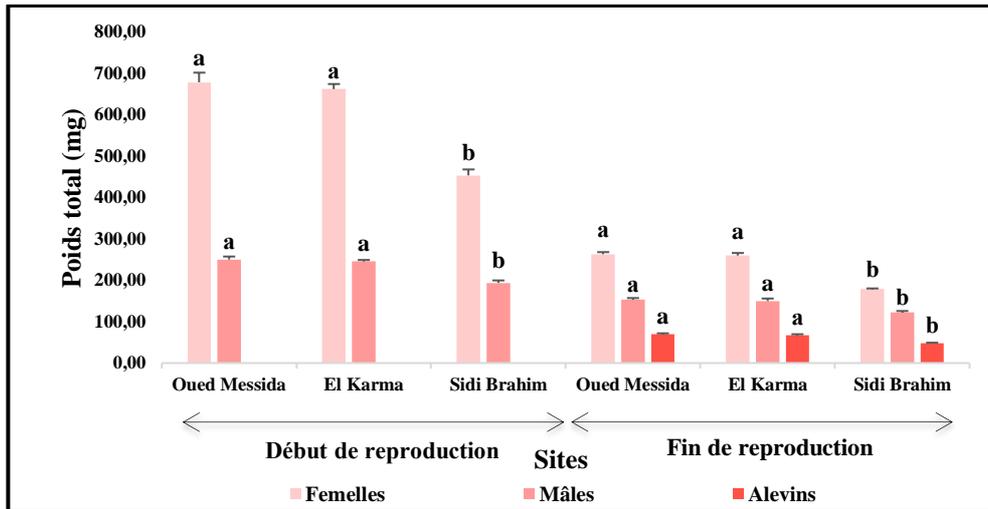


Figure 12. Poids total (mg) mesuré chez la population de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

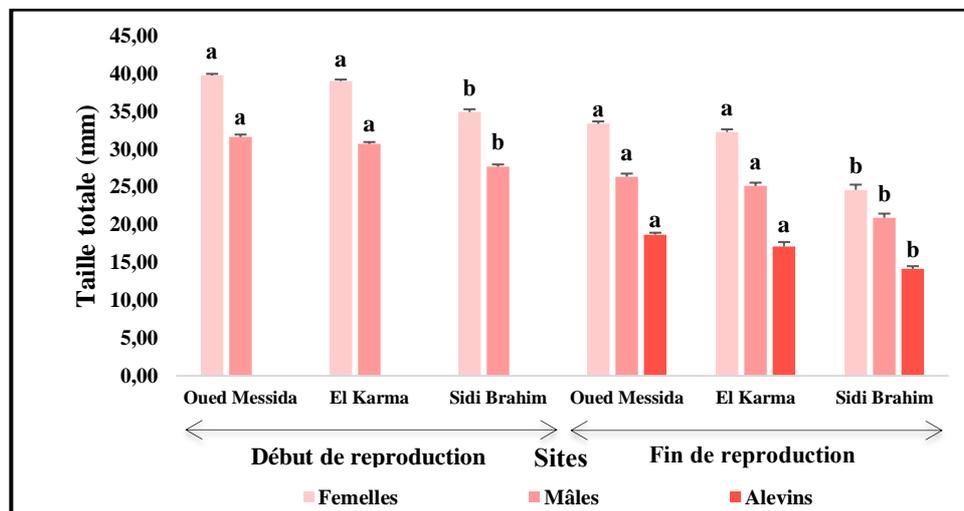


Figure 13. Taille totale (mm) mesurée chez les populations de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.2.2 Rapport gonado-somatique (RGS)

Les résultats obtenus du rapport gonado-somatique des adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim présentent des valeurs maximales enregistrées chez les femelles d'Oued Messida avec une valeur de $24,24 \pm 0,35$ %, et minimales chez les mâles du site de Sidi Brahim avec une valeur de $02,65 \pm 0,15$ % durant le début reproduction (**Tableau 11 ; Annexe 1**), ainsi que des valeurs maximales enregistrées chez les femelles d'Oued Messida avec une valeur de $6,41 \pm 0,52$ %, et minimales chez les mâles du site de Sidi Brahim avec une valeur de $3,75 \pm 0,31$ % durant la fin de reproduction (**Tableau 11 ; Annexe 1**).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's pour la comparaison des moyennes entre les trois sites présentés dans la **Figure (14)** révèle une différence significative au niveau du site de Sidi Brahim par rapport aux autres sites ($p < 0,0001$) durant le début de reproduction ; de même, durant la fin de reproduction ($p = 0,0478$), avec des pourcentages plus élevés au niveau du site d'Oued Messida et El Karma. Cependant, aucune différence significative ($p = 0,3653$) n'a été enregistrée chez les mâles entre les trois sites (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la fin de reproduction.

La comparaison des moyennes entre les sexes au sein d'un même site, par le test Mann-Whitney, révèle des différences significatives ($p < 0,0001$) entre les femelles et les mâles au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction (**Tableau 11 ; Annexe 1**).

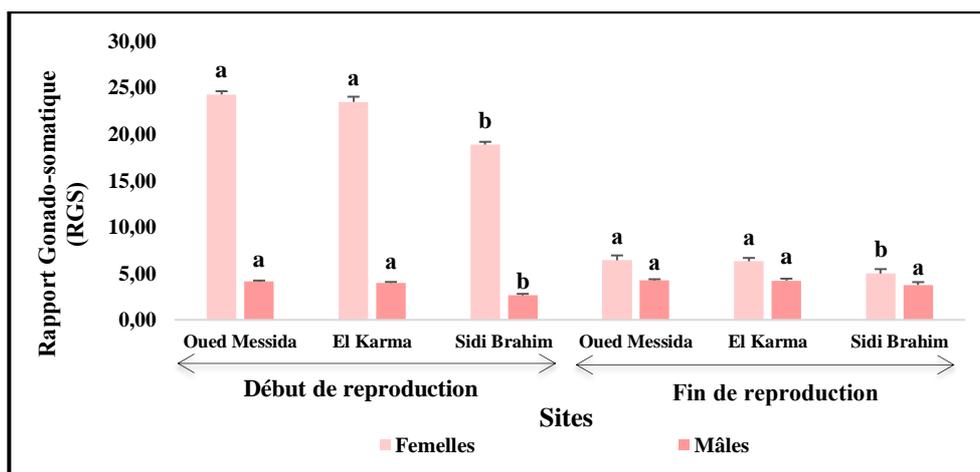


Figure 14. Rapport gonado-somatique (RGS) mesuré chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant **le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.2.3 Rapport hépato-somatique (RHS)

Les résultats obtenus du rapport hépato-somatique des adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim présentent des valeurs minimales enregistrées chez les femelles et les mâles des sites d'Oued Messida et El Karma avec des moyennes de $0,05 \pm 0,00$ et $0,05 \pm 0,00$; $0,05 \pm 0,00$ et $0,06 \pm 0,00$ respectivement, et maximales chez les femelles du site de Sidi Brahim avec une moyenne de $0,10 \pm 0,00$ durant le début de reproduction (Tableau 12 ; Annexe 1), ainsi que des valeurs minimales enregistrées chez les femelles et les mâles des sites d'Oued Messida et El Karma avec des moyennes de $0,05 \pm 0,00$ et $0,05 \pm 0,00$; $0,05 \pm 0,00$ et $0,05 \pm 0,00$ respectivement, et maximales chez les mâles du site de Sidi Brahim avec une moyenne de $0,08 \pm 0,00$ durant la fin de reproduction (Tableau 12; Annexe 1).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's pour la comparaison des moyennes entre les trois sites présentés dans la Figure (15) révèle une différence significative au niveau du site de Sidi Brahim par rapport aux autres sites ($p < 0,0001$) durant le début et la fin de reproduction. La comparaison des moyennes entre les sexes au sein d'un même site, par le test Mann-Whitney, révèle qu'il n'y a pas de différence significative entre les femelles et les mâles au niveau d'un même site ($p > 0,05$). Cependant, au niveau du site de Sidi Brahim une différence significative a été enregistrée entre les femelles et les mâles ($p = 0,0035$; $p = 0,0008$) durant le début et la fin de reproduction respectivement (Tableau 12 ; Annexe 1).

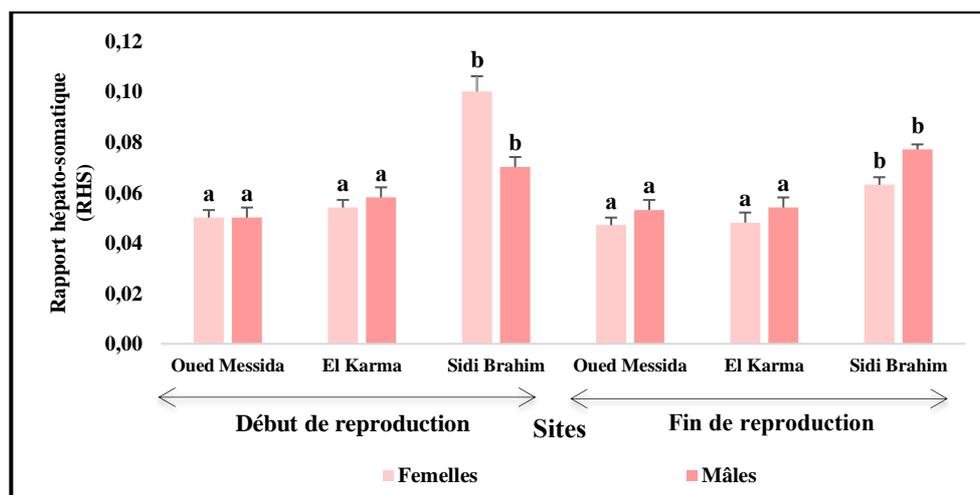


Figure 15. Rapport hépato-somatique (RHS) mesuré chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant **le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.2.4 Indice de condition (K)

Les résultats obtenus de l'indice de condition des adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim présentent des valeurs maximales enregistrées chez les femelles d'Oued Messida avec une valeur de $1,22 \pm 0,02$, et minimales chez les mâles du site de Sidi Brahim avec une valeur de $0,60 \pm 0,06$ durant le début de reproduction (**Tableau 13 ; Annexe 1**), ainsi que des valeurs maximales enregistrées chez les alevins d'Oued Messida $1,46 \pm 0,08$, et minimales chez les femelles du site de Sidi Brahim $0,78 \pm 0,03$ durant la fin de reproduction (**Tableau 13 ; Annexe 1**).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's pour la comparaison des moyennes entre les trois sites présentés dans la **Figure (16)** révèle une différence significative au niveau du site de Sidi Brahim par rapport aux autres sites ($p < 0,0001$) avec des pourcentages plus élevés au niveau des sites d'Oued Messida et El Karma durant le début de reproduction ; de même, durant la fin de reproduction ($p < 0,0001$). La comparaison des moyennes entre les sexes au sein d'un même site, par le test Mann-Whitney durant le début de reproduction, révèle des différences significatives ($p < 0,0001$) entre les femelles et les mâles au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) (**Tableau 13 ; Annexe 1**).

Durant la fin de reproduction, la comparaison des moyennes entre les individus (femelles, mâles et alevins) au sein d'un même site, par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, révèle des différences significatives entre les sexuées et les alevins au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) ($p < 0,05$). Cependant, aucune différence significative n'a été enregistrée entre les femelles et les mâles au niveau d'un même site d'étude ($p > 0,05$) (**Tableau 13 ; Annexe 1**).

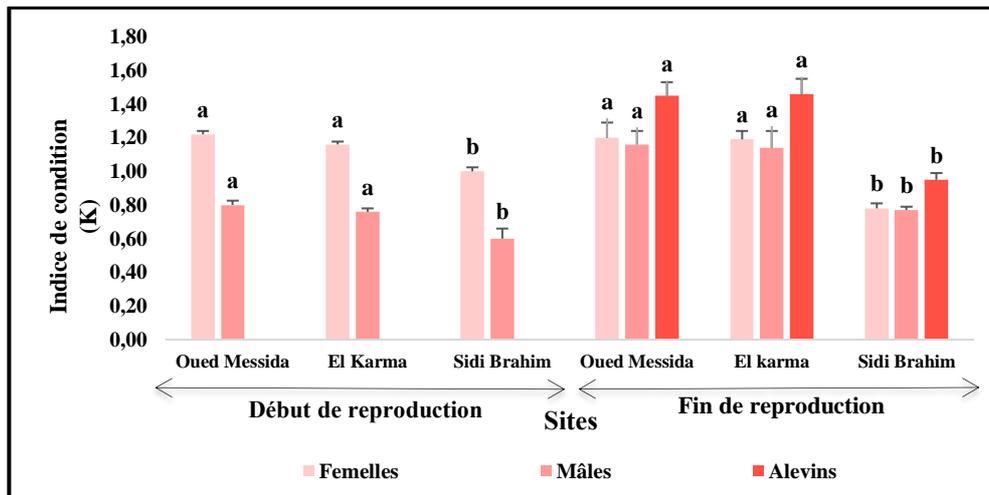


Figure 16. Indice de condition (K) mesuré chez la population de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.3 Effet de la pollution sur les paramètres biométriques de *G. affinis* durant la période de repos (Novembre)

3.3.1 Paramètres de croissance

Les paramètres biométriques (Poids total et Taille totale) des adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude durant la période de repos au mois de Novembre révèlent un poids total maximal chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $356,6 \pm 9,93$ mg, et un poids totale minimal chez les alevins du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne $54,69 \pm 0,96$ mg (**Tableau 14 ; Annexe 1**). Des observations similaires ont été révélées pour la taille totale avec une moyenne maximale chez les femelles du site d'Oued Messida $35,30 \pm 0,20$ mm et minimale chez les alevins du site de Sidi Brahim $16,69 \pm 0,18$ mm (**Tableau 15 ; Annexe 1**).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's pour la comparaison des moyennes des paramètres biométriques (Poids total et Taille totale) mesurés chez *G. affinis* entre les trois sites présentés dans la **Figure (17)** révèle des poids totaux significativement plus élevés chez les individus des sites d'Oued Messida et El Karma comparativement à ceux du site de Sidi Brahim ($p < 0,0001$ pour les femelles et les alevins et $p = 0,0001$ pour les mâles). Des différences significatives ont, également, été révélées pour la taille totale ($p < 0,0001$) avec des valeurs plus élevées chez les individus des sites d'Oued Messida et d'El Karma par rapport à ceux du site du Sidi Brahim présentés dans la **Figure (18)**.

La comparaison des moyennes entre les individus (femelles, mâles et alevins) au sein d'un même site, par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, révèle des différences significatives entre eux au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) pour le poids totale ($p < 0,0001$) (Tableau 14 ; Annexe 1) et taille totale ($p < 0,0001$) (Tableau 15 ; Annexe 1).

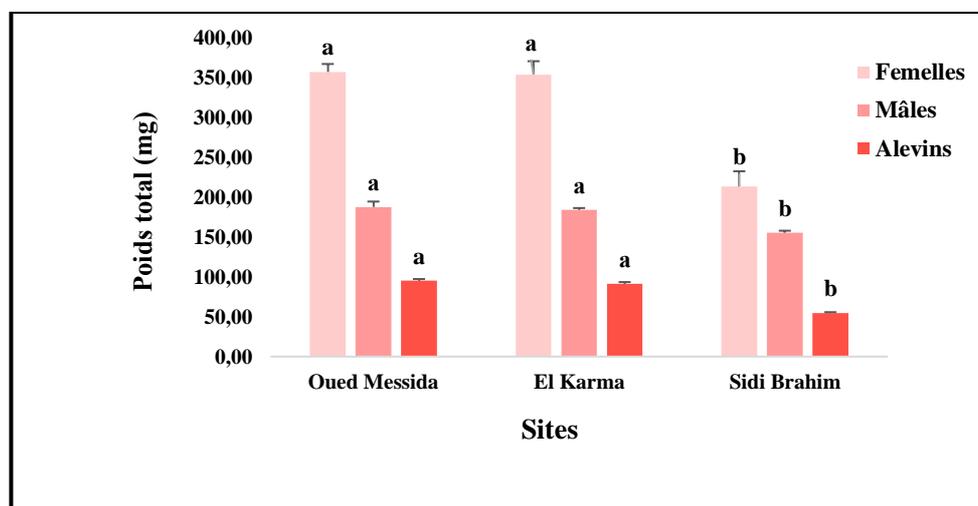


Figure 17. Poids total (mg) mesuré chez les adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

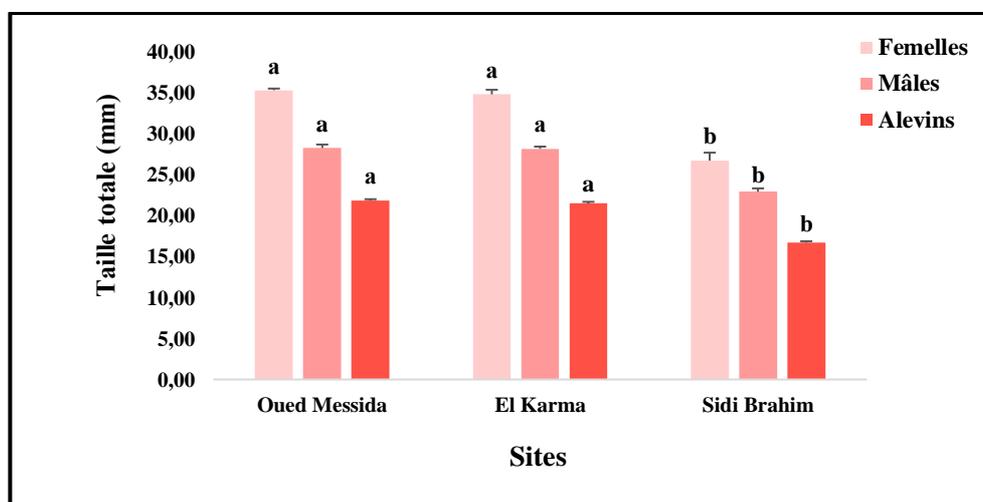


Figure 18. Taille totale (mm) mesurée chez les adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.3.2 Rapport gonado-somatique (RGS)

Les résultats obtenus du rapport gonado-somatique des adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos au mois de Novembre présentent des valeurs maximales enregistrées chez

les mâles d'Oued Messida et El Karma avec des moyennes de $4,21 \pm 0,14$ % ; $4,21 \pm 0,10$ respectivement, et minimales chez les femelles du site de Sidi Brahim avec moyenne $0,57 \pm 0,06$ (Tableau 16 ; Annexe 1).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's pour la comparaison des moyennes entre les trois sites présentés dans la Figure (19) révèle une différence significative chez les femelles du site de Sidi Brahim par rapport aux autres sites ($p < 0,0001$) ; cependant, aucune différence significative ($p = 0,4132$) n'a été enregistrée chez les mâles entre les trois sites (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) (Tableau 16 ; Annexe 1).

La comparaison des moyennes entre les sexes au sein d'un même site, par le test Man Whitney révèle des différences significatives ($p < 0,0001$) entre eux au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) (Tableau 16 ; Annexe 1).

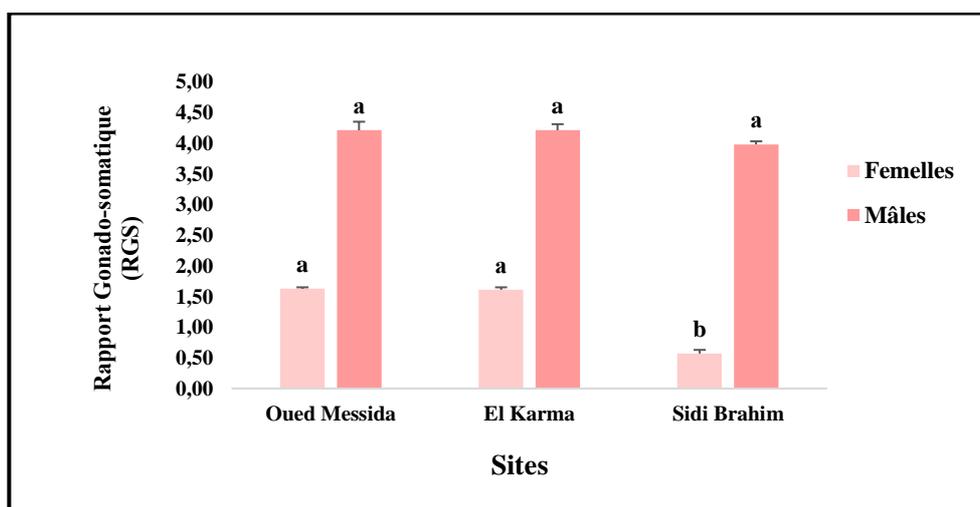


Figure 19. Rapport gonado-somatique (RGS) mesuré chez les adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.3.3 Rapport hépato-somatique (RHS)

Les résultats obtenus du rapport hépato-somatique des adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos au mois de Novembre présentent des valeurs minimales enregistrées chez les femelles et mâles des sites d'Oued Messida et d'El Karma avec des moyennes de $0,05 \pm 0,00$ et $0,05 \pm 0,00$; $0,05 \pm 0,00$ et $0,05 \pm 0,00$ respectivement, et maximales chez les femelles du site de Sidi Brahim avec une valeur de $0,10 \pm 0,01$ (Tableau 17 ; Annexe 1).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's pour la comparaison des moyennes entre les trois sites présentés dans la **Figure (20)** révèle une différence significative au niveau du site de Sidi Brahim par rapport aux autres sites ($p = 0,0005$).

La comparaison des moyennes entre les sexes au sein d'un même site, par le test Mann-Whitney, révèle qu'il n'y a pas de différence significative entre les femelles et les mâles au niveau d'un même site ($p = 0,0728$ pour le site d'Oued Messida et $p = 0,0706$ pour le site d'El Karma). Cependant, au niveau du site de Sidi Brahim une différence significative a été enregistrée entre les adultes femelles et mâles ($p < 0,05$) (**Tableau 17 ; Annexe 1**).

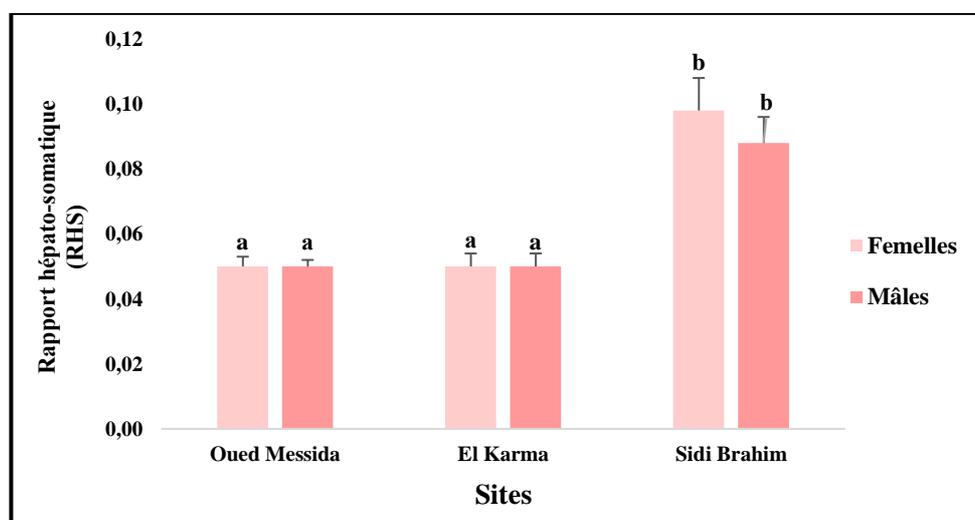


Figure 20. Rapport hépato-somatique (RHS) mesuré chez les adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.3.4 Indice de condition (K)

Les résultats obtenus de l'indice de condition des adultes femelles et mâles et alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos au mois de Novembre présentent des valeurs maximales enregistrées chez les femelles d'Oued Messida avec une valeur de $1,09 \pm 0,07$, et minimales chez les alevins du site de Sidi Brahim avec une valeur de $0,75 \pm 0,02$ (**Tableau 18 ; Annexe 1**).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's pour la comparaison des moyennes entre les trois sites présentés dans la **Figure (21)** révèle une différence significative au niveau du site de Sidi Brahim par rapport aux autres sites ($p = 0,0038$ pour les femelles et $p < 0,0001$ pour les mâles et les alevins) avec des pourcentages plus élevés au niveau des sites d'Oued Messida et El Karma.

La comparaison des moyennes entre les individus (femelles, mâles et alevins) au sein d'un même site, par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, révèle des différences significatives entre les sexuées et les alevins au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) ($p < 0,05$). Cependant, aucune différence significative n'a été enregistrée entre les femelles et les mâles au niveau d'un même site d'étude ($p > 0,05$) (Tableau 18 ; Annexe 1).

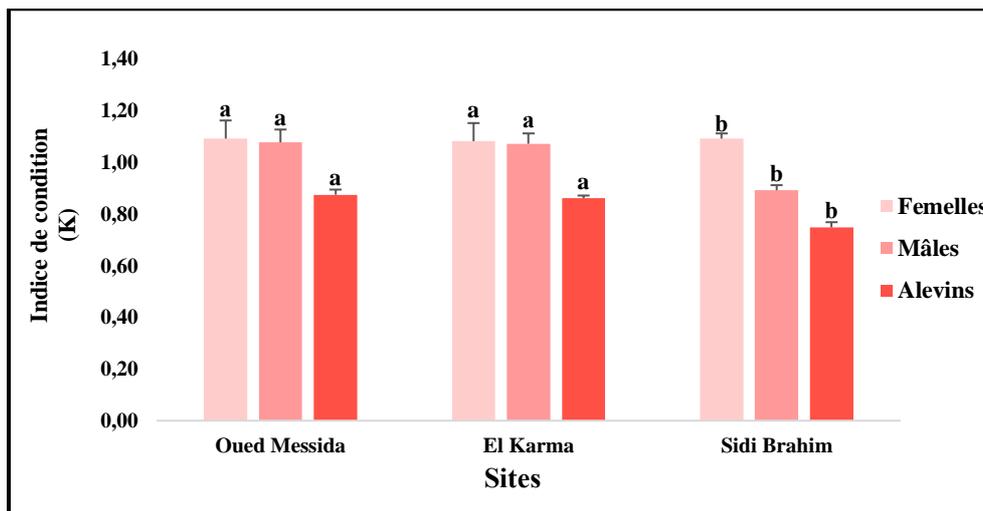


Figure 21. Indice de condition (K) mesuré chez les adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de repos sexuel ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.4 Sex-ratio

L'étude de la sex-ratio chez *G. affinis* a été effectuée sur des individus récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant les deux phases du cycle de vie : reproduction (Avril et septembre) et repos sexuel (Novembre) sont représentés dans le **Tableau 6**.

Les résultats indiquent que le taux des individus mâles demeure faible au cours du cycle d'étude par rapport aux femelles. La proportion des femelles est maximale durant le début de période de reproduction au mois d'Avril, elle est en moyenne de l'ordre de 84% à Oued Messida, 77% à El Karma et 62% à Sidi Brahim (**Tableau 6**). Tandis que la proportion minimale des femelles est enregistrée durant la période de repos au mois de Novembre pour le site d'Oued Messida avec une moyenne de 63,41%, le site d'El Karma avec une moyenne de 57,63% et le site de Sidi Brahim avec une moyenne de 52,27%.

Tableau 6 : Proportions des individus sexués des trois sites d'échantillonnage (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) d'Annaba et El Tarf.

Périodes	Début de reproduction			Fin de reproduction			Repos sexuel		
	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles %	84	77	62	68,18	62,93	54,60	63,41	57,63	52,27
Mâles %	16	23	38	31,81	37,07	45,40	36,59	42,37	47,73

3.5 Morphologie des œufs

La détermination de la fécondité des femelles adultes de *G. affinis* au niveau de des trois sites d'étude, révèle un nombre d'œufs maximum enregistré au niveau du site d'Oued Messida et El Karma avec des valeurs respective $6,31 \pm 0,41$ et $5,97 \pm 0,57$, et minimales chez les femelles de Sidi Brahim avec une valeur $4,67 \pm 0,59$ (**Tableau 7**). Concernant les résultats des diamètres rapportés chez les femelles collectés dans les trois sites, les données révèlent un diamètre maximal chez les femelles des sites d'Oued Messida et un diamètre minimal chez les femelles du site de Sidi Brahim, enregistrés durant le début de la période de reproduction pour les deux sites avec des moyennes respectives de $1,70 \pm 0,01$ et $1,38 \pm 0,02$ μm (**Figure 22**).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison du nombre des œufs entre les trois sites, révèle une différence significative au niveau du site de Sidi Brahim ($p < 0,05$) comparativement aux sites d'Oued Messida et El Karma.

On ce qui concerne la comparaison des moyennes des diamètres mesurés chez les femelles de *G. affinis*, nos résultats montrent des diamètres d'œufs significativement plus élevés ($p < 0,001$) chez les femelles d'Oued Messida et El Karma comparativement à celles de Sidi Brahim présentées dans la **Figure (22)**.

Tableau 7 : Fécondité chez les femelles adultes de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début de la période de reproduction en mois d'Avril de l'année 2021 ($m \pm \text{SEM}$; $n=17-32$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

Sites	Sexe	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
		Femelles (n)	$6,31 \pm 0,41$ a (32)	$5,97 \pm 0,57$ a (29)

Tableau 8 : Diamètre ovocytaire des femelles adultes de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début de la période de reproduction en mois d'Avril de l'année 2021 ($m \pm SEM$; $n=17-32$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

Sites	Sexe	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
	Femelles	$1,70 \pm 0,01$ a	$1,67 \pm 0,02$ a	$1,38 \pm 0,02$ b

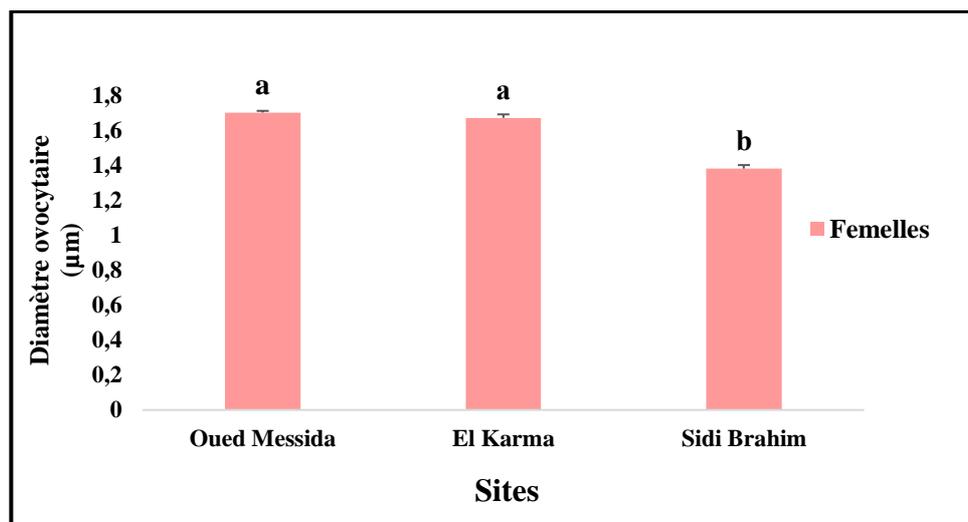


Figure 22. Diamètre ovocytaire des adultes femelles de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début de la période de reproduction en mois d'Avril de l'année 2021 ($m \pm SEM$; $n=17-32$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

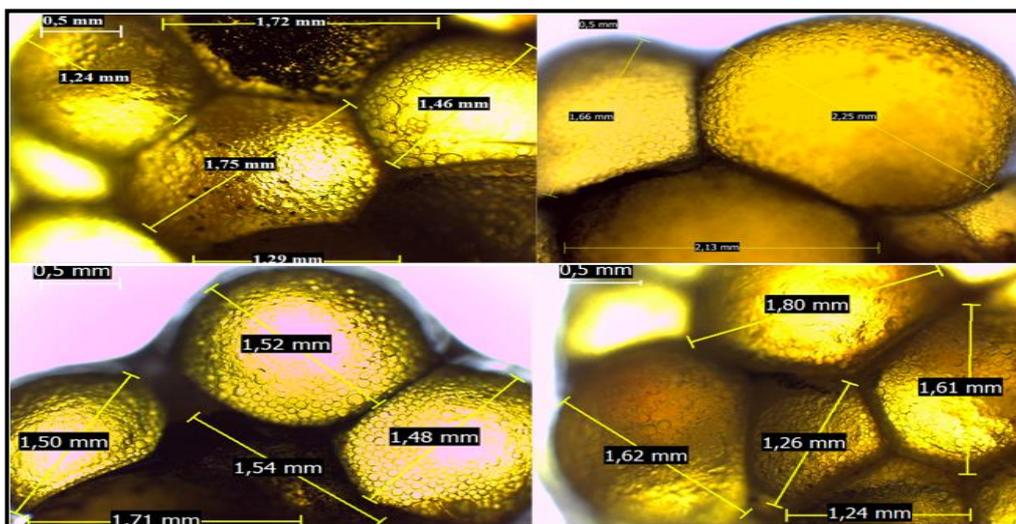


Figure 23. Observation microscopique (Leica) des œufs des adultes femelles de *G. affinis* avec leurs diamètres.

3.6 Effet de la pollution sur les biomarqueurs chez *G. affinis* durant le début et la fin de la période de reproduction

3.6.1 Activité spécifique de l'acétylcholinestérase

L'activité spécifique de l'AChE exprimée en $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines est déterminée au niveau de la tête de la population de *G. affinis* pêchés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction. Cette activité est calculée par application de la formule d'Ellman *et al.* (1961) en utilisant les pentes des droites de régression exprimant les absorbances en fonction du temps. Les résultats obtenus sont exprimés par rapport à une quantité de protéines.

Les résultats obtenus révèlent une activité maximale de l'AChE chez les mâles du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne $0,148 \pm 0,013 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines durant le début de reproduction, ainsi qu'une activité minimale chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $0,482 \pm 0,013 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines (**Tableau 19 ; Annexe 1**), de même qu'une activité minimale de l'AChE chez les alevins du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne $0,018 \pm 0,001 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines, et une activité maximale chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $0,311 \pm 0,003 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines durant la fin de reproduction (**Tableau 19 ; Annexe 1**).

L'analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des activités entre les trois sites présentés dans la **Figure (24)**, révèle une inhibition significative au niveau du site de Sidi Brahim ($p = 0,0099$ pour les femelles et $p = 0,0012$ pour les mâles) comparativement aux sites d'Oued Messida et El Karma. La comparaison des moyennes entre les sexes au sein d'un même site, par le test Mann-Whitney, révèle une différence significative entre les femelles et les mâles ($p = 0,0286$) au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) pendant le début de reproduction (**Tableau 19 ; Annexe 1**).

Durant la fin de reproduction, l'analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des activités entre les trois sites présentés dans la **Figure (24)**, révèle une inhibition significative au niveau du site de Sidi Brahim ($p = 0,0042$ pour les femelles, $p = 0,0107$ pour les mâles et $p = 0,0132$ pour les alevins) comparativement aux sites d'Oued Messida et El Karma. Concernant, la comparaison des moyennes des individus (femelles, mâles et alevins) au sein d'un même site par le test Kruskal-wallis suivi par le test Dunn's révèle une différence significative ($p = 0,0002$) entre eux au niveau d'un même site

(Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) (Tableau 19 ; Annexe 1).

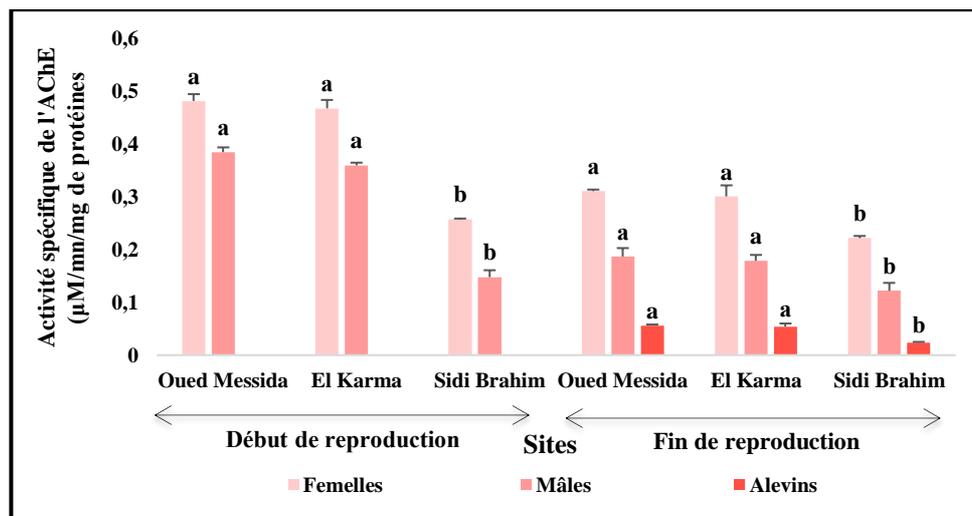


Figure 24. Activité spécifique de l'AChE ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau de la tête des adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.6.2 Activité enzymatique de la glutathion S-transférase

L'activité enzymatique de la GST exprimée en $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines est déterminée au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* pêchés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction. Cette activité est calculée par application de la formule d'**Habig et al. (1974)** en utilisant les pentes des droites de régression exprimant les absorbances en fonction du temps. Les résultats obtenus sont exprimés par rapport à une quantité de protéines.

Les résultats obtenus révèlent une activité maximale de la GST chez les mâles du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne $0,123 \pm 0,014 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines, ainsi qu'une activité minimal chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $0,017 \pm 0,001 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines durant le début de reproduction(**Tableau 20 ; Annexe 1**), de même, une activité maximale de la GST chez les mâles du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne $0,128 \pm 0,002 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines, et une activité minimale chez les alevins du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $0,028 \pm 0,001 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines durant la fin de reproduction(**Tableau 20 ; Annexe 1**).

L'analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des activités entre les trois sites présentés dans la **Figure (25)**, révèle une induction significative au niveau du site de Sidi Brahim ($p = 0,0016$ pour les femelles et $p =$

0,0074 pour les mâles) comparativement aux sites d'Oued Messida et El Karma. La comparaison des moyennes entre les sexes au sein d'un même site, par le test Mann-Whitney, révèle une différence significative entre les femelles et les mâles ($p = 0,0286$) au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) pendant le début de reproduction (Tableau 20 ; Annexe 1).

Durant la fin de reproduction, l'analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des activités entre les trois sites présentés dans la Figure (25), révèle une induction significative au niveau du site de Sidi Brahim ($p = 0,0048$ pour les femelles et les alevins et $p = 0,0014$ pour les mâles) comparativement aux sites d'Oued Messida et El Karma. Concernant, la comparaison des moyennes des individus (femelles, mâles et alevins) au sein d'un même site par le test Kruskal-wallis suivi par le test Dunn's révèle une différence significative ($p = 0,0002$) entre eux au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) (Tableau 20 ; Annexe 1).

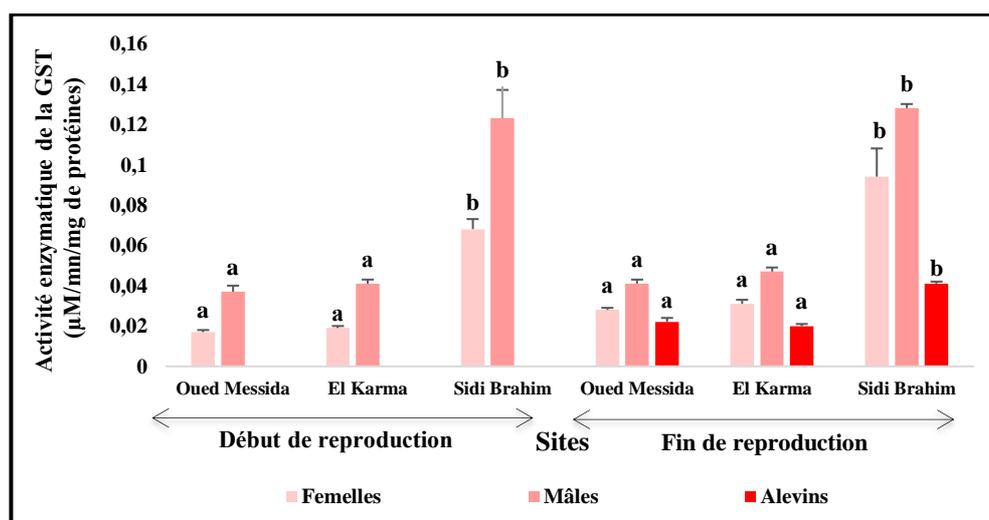


Figure 25. Activité spécifique de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau du foie de des adultes femelles et mâles, ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.6.3 Taux des métallothionéines

Les taux de métallothionéines (MTs) sont déterminés au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* pêchés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction. La quantification a été effectuée d'après la méthode de Viarengo *et al.* (1997) en utilisant la pente de droite de régression d'une courbe de référence exprimant l'absorbance en fonction d'une quantité de GSH (μl) (Figure 26).

Les résultats obtenus révèlent des taux des MTs maximal chez les mâles du site d'El Karma et Sidi Brahim avec des valeurs moyennes $0,087 \pm 0,003 \mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines respectivement, ainsi qu'un taux minimal chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $0,029 \pm 0,001 \mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines durant la période de reproduction (**Tableau 21 ; Annexe 1**), de même, des taux des MTs maximal chez les alevins du site d'El Karma et Sidi Brahim avec des valeurs moyennes $\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines $1,087 \pm 0,010$ et $1,148 \pm 0,004$ respectivement, et un taux minimal chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $0,059 \pm 0,004 \mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines durant la fin de reproduction (**Tableau 21 ; Annexe 1**).

L'analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des taux des métallothionéines entre les trois sites présentés dans la **Figure (27)**, révèle une variation significative entre eux avec une augmentation des taux plus marquée chez les individus du site de Sidi Brahim ($p = 0,0002$). La comparaison des moyennes entre les sexes au sein d'un même site, par le test Mann-Whitney, révèle une différence significative entre les femelles et les mâles ($p = 0,0286$) au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) pendant le début de reproduction (**Tableau 21 ; Annexe 1**).

Durant la fin de reproduction, l'analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des taux de métallothionéines entre les trois sites présentés dans la **Figure (27)**, révèle une variation significative entre eux avec une augmentation plus marquée des taux chez les individus du site de Sidi Brahim ($p = 0,0002$). Concernant, la comparaison des moyennes des individus (femelles, mâles et alevins) au sein d'un même site par le test Kruskal-wallis suivi par le test Dunn's révèle une différence significative ($p = 0,0002$) entre eux au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) (**Tableau 21 ; Annexe 1**).

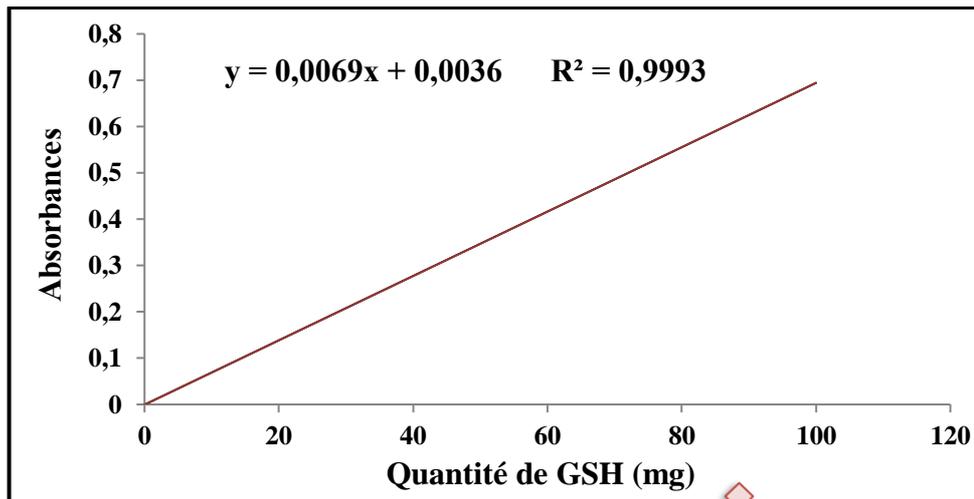


Figure 26. Dosages des métallothionéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de GSH (mg) (R^2 : coefficient de détermination).

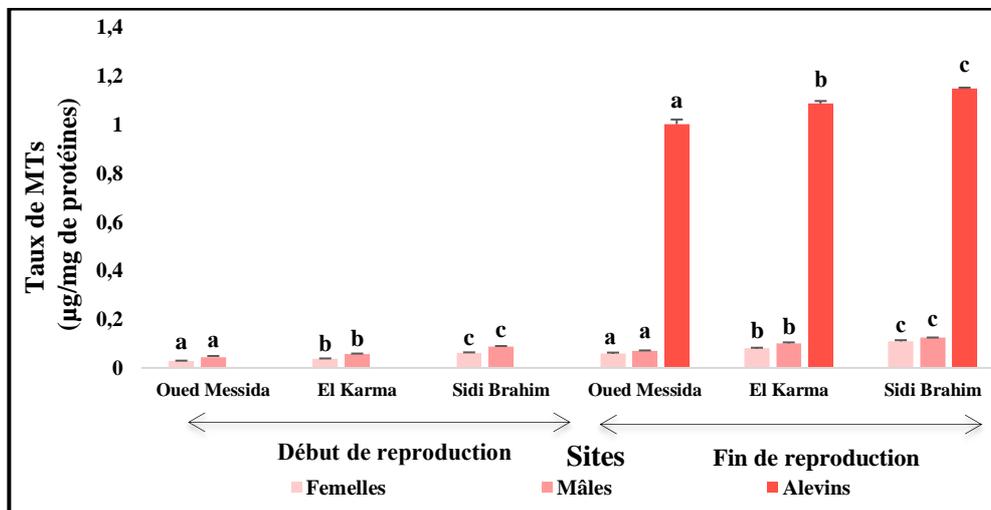


Figure 27. Taux de MTs ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles, ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.6.4 Taux des malondialdéhydes

Les taux de malondialdéhydes (MDA) sont déterminés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* pêchés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début et la fin de la période de reproduction. La quantification a été effectuée d'après la méthode de **Draper & Hadley, (1990)** en utilisant les pentes des droites de régression exprimant les absorbances en fonction du temps. Les résultats obtenus sont exprimés par rapport à une quantité de protéines.

Les résultats obtenus révèlent des taux des MDA maximal chez les mâles du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne $0,110 \pm 0,003 \mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines, ainsi qu'un taux minimal chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $0,029 \pm 0,002 \mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines durant le début de reproduction (**Tableau 22 ; Annexe 1**), de même, des taux des MDA maximal chez les mâles du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne $0,115 \pm 0,002 \mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines, ainsi qu'un taux minimal chez les alevins du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $0,043 \pm 0,001 \mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines durant la fin de reproduction (**Tableau 22 ; Annexe 1**).

L'analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des taux de malondialdéhydes entre les trois sites présentés dans la **Figure (28)**, révèle une augmentation significative au niveau du site de Sidi Brahim ($p = 0,0005$ pour les femelles et $p = 0,0002$ pour les mâles). La comparaison des moyennes entre les sexes au sein d'un même site, par le test Mann-Whitney, révèle une différence significative entre les femelles et les mâles ($p = 0,0286$) au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) pendant le début de reproduction (**Tableau 22 ; Annexe 1**).

Durant la fin de reproduction, l'analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des taux de malondialdéhydes entre les trois sites présentés dans la **Figure (28)**, révèle une augmentation significative au niveau du site de Sidi Brahim ($p = 0,0023$ pour les femelles, $p = 0,0050$ pour les mâles et $p = 0,0031$ pour les alevins). Concernant, la comparaison des moyennes des individus (femelles, mâles et alevins) au sein d'un même site par le test Kruskal-wallis suivi par le test Dunn's révèle une différence significative ($p = 0,0002$) entre eux au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) (**Tableau 22 ; Annexe 1**).

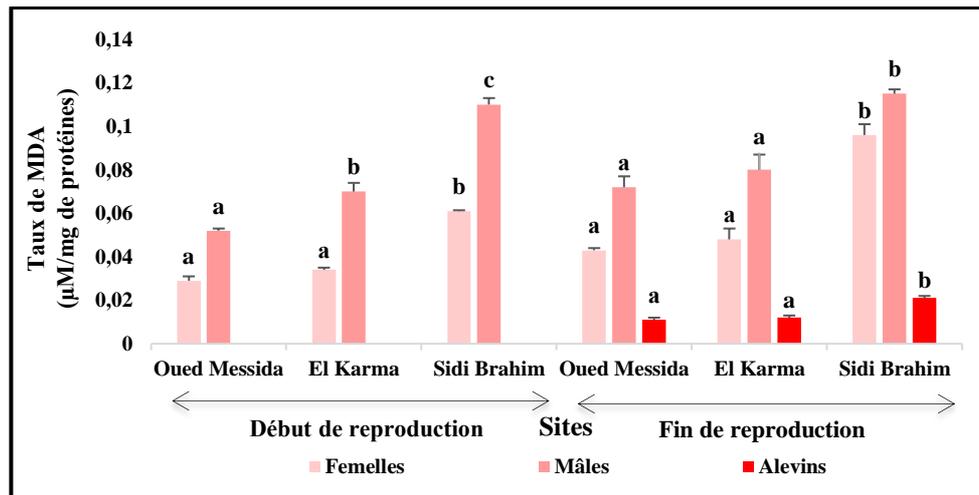


Figure 28. Taux de MDA ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles, ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le **début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.6.5 Taux des vitellines

Le taux de vitellines est déterminé au niveau des ovaires des femelles adultes de *G. affinis* pêchés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le début de période de reproduction (Avril). La quantification a été effectuée d'après la méthode de **Descamps, (1996)** in **Fabre et al. (1990)** en utilisant les pentes des droites de régression exprimant les absorbances en fonction du temps. Les résultats obtenus sont exprimés par rapport à une quantité de protéines.

Les résultats obtenus révèlent des taux de vitellines ovariennes minimal chez les femelles des sites d'El Karma et Sidi Brahim avec des valeurs moyennes $5,443 \pm 0,289$ et $4,680 \pm 0,068$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines respectivement, ainsi qu'un taux maximal chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $6,963 \pm 0,288$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines (**Tableau 23 ; Annexe 1**).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des taux de vitellines entre les trois sites présentés dans la **Figure (29)**, révèle une variation significative entre eux ($p = 0,0002$) avec une diminution des taux plus marquée au niveau des individus du site de Sidi Brahim.

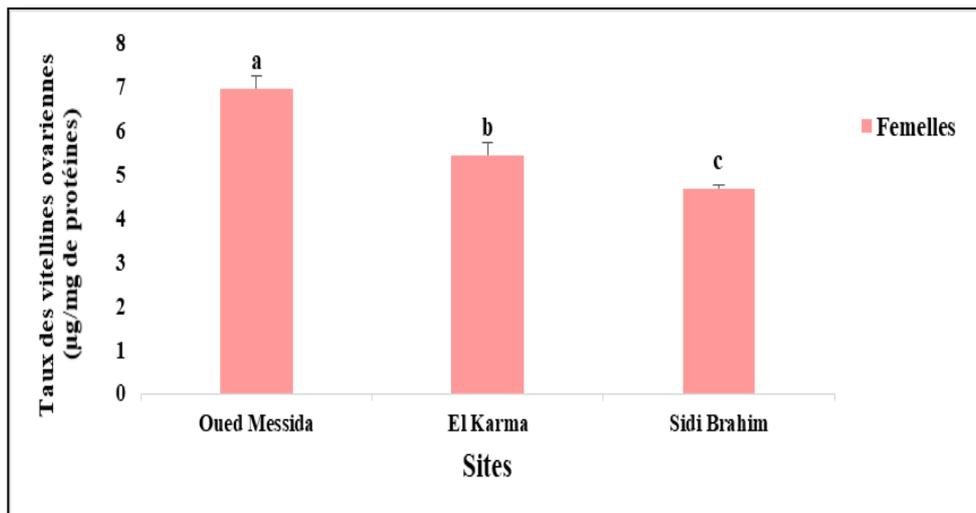


Figure 29. Taux de vitellines ovariennes ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) des femelles adultes de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le **début de la période de reproduction** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.7 Effet de la pollution sur les biomarqueurs chez *G. affinis* durant la période de repos (Novembre)

3.7.1 Activité spécifique de l'acétylcholinestérase

L'activité spécifique de l'acétylcholinestérase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau de la tête des adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* pêchés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos (Novembre).

Les résultats obtenus révèlent une activité minimale de l'AChE chez les alevins du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne $0,024 \pm 0,001 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines, ainsi qu'une activité maximale chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $0,414 \pm 0,011 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines (**Tableau 24 ; Annexe 1**).

L'analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des activités entre les trois sites présentés dans la **Figure (30)**, révèle une inhibition significative au niveau du site de Sidi Brahim ($p = 0,0066$ pour les femelles, $p = 0,076$ pour les mâles et $p = 0,0114$ pour les alevins) comparativement aux sites d'Oued Messida et El Karma. Concernant, la comparaison des moyennes des individus (femelles, mâles et alevins) au sein d'un même site par le test Kruskal-wallis suivi par le test Dunn's révèle une différence significative ($p = 0,0002$) entre eux au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) (**Tableau 24 ; Annexe 1**).

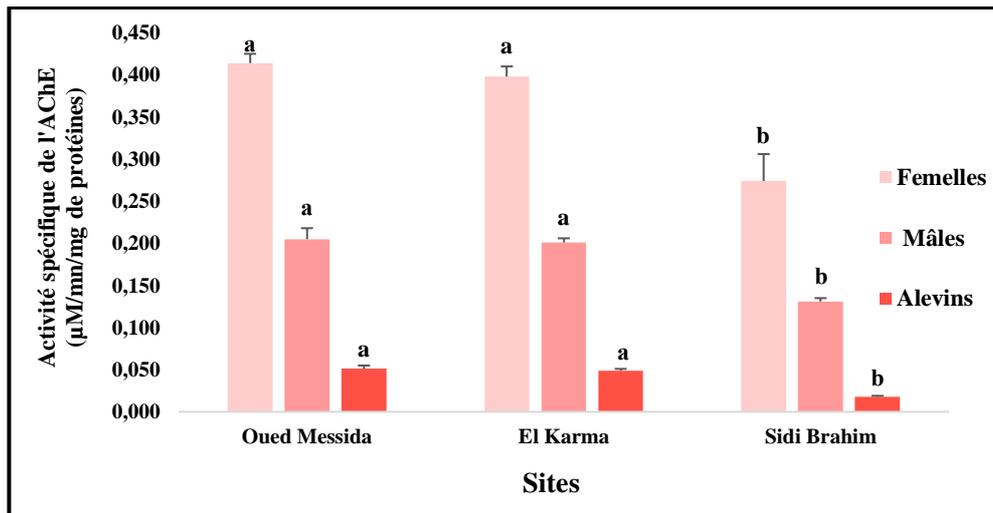


Figure 30. Activité spécifique de l'AChE ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau de la tête des adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.7.2 Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase

L'activité enzymatique de la glutathion-S-transférase ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) est mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* pêchés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos (Novembre).

Les résultats obtenus révèlent une activité maximale de la GST chez les alevins du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne $0,028 \pm 0,001 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines, ainsi qu'une activité minimale chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $0,005 \pm 0,000 \mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines (**Tableau 25 ; Annexe 1**).

L'analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des activités entre les trois sites présentés dans la **Figure (31)**, révèle une induction significative au niveau du site de Sidi Brahim ($p = 0,0005$ pour les femelles, $p = 0,0036$ pour les mâles et $p = 0,0107$ pour les alevins) comparativement aux sites d'Oued Messida et El Karma. Concernant, la comparaison des moyennes des individus (femelles, mâles et alevins) au sein d'un même site par le test Kruskal-wallis suivi par le test Dunn's révèle une différence significative ($p = 0,0002$) entre eux au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) (**Tableau 25 ; Annexe 1**).

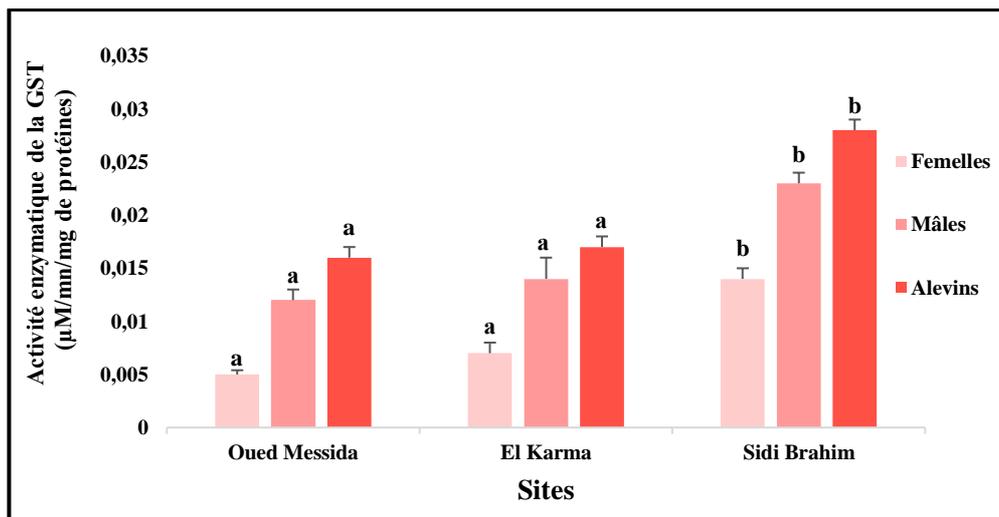


Figure 31. Activité spécifique de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles, ainsi qu’au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d’étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.7.3 Taux des métallothionéines

Les taux de métallothionéines ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu’au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* pêchés dans trois sites d’étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos (Novembre). Les résultats obtenus révèlent des taux des MTs maximal chez les alevins du site d’El Karma et Sidi Brahim avec des valeurs moyennes $1,114 \pm 0,004$ et $1,140 \pm 0,004$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines respectivement, ainsi qu’un taux minimal chez les femelles du site d’Oued Messida avec une valeur moyenne $0,056 \pm 0,002$ $\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines (**Tableau 26 ; Annexe 1**).

L’analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn’s pour la comparaison des taux métallothionéines entre les trois sites présentés dans la **Figure (32)**, révèle une variation significative entre eux avec une augmentation des taux plus marquée chez les individus du site de Sidi Brahim ($p = 0,0002$). Concernant, la comparaison des moyennes des individus (femelles, mâles et alevins) au sein d’un même site par le test Kruskal-wallis suivi par le test Dunn’s révèle une différence significative ($p = 0,0002$) entre eux au niveau d’un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) (**Tableau 26 ; Annexe 1**).

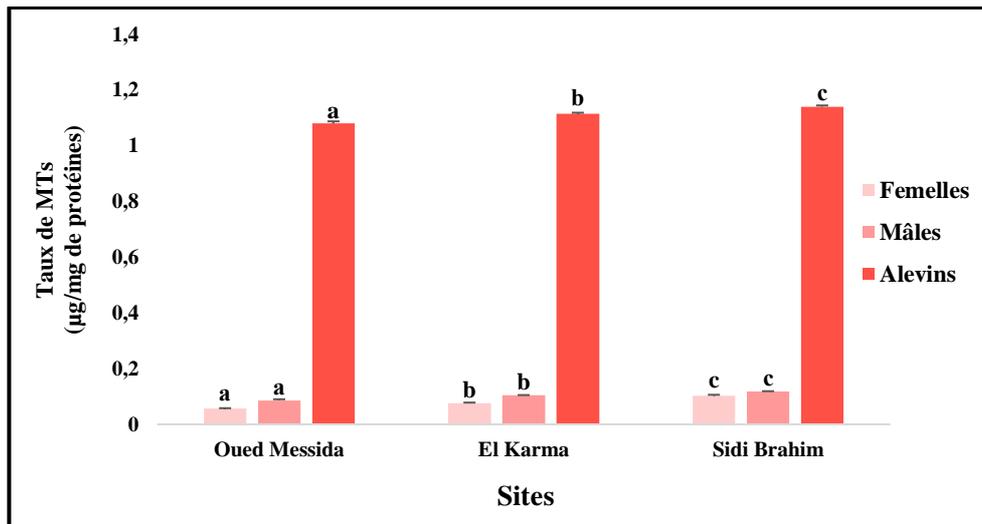


Figure 32. Taux de MTs ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles, ainsi qu’au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d’étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos sexuel ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.7.4 Taux des malondialdéhydes

Les taux de malondialdéhydes (MDA) mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu’au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* pêchés dans trois sites d’étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la période de repos (Novembre). Les résultats obtenus révèlent des taux des MDA maximal chez les mâles du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne $0,109 \pm 0,002 \mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines, ainsi qu’un taux minimal chez les alevins du site d’Oued Messida avec une valeur moyenne $0,014 \pm 0,004 \mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines (**Tableau 27 ; Annexe 1**).

L’analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn’s pour la comparaison des taux de malondialdéhydes entre les trois sites présentés dans la **Figure (33)**, révèle une augmentation significative au niveau du site de Sidi Brahim ($p = 0,0009$ pour les femelles, $p = 0,0036$ pour les mâles et $p = 0,0003$ pour les alevins). Concernant, la comparaison des moyennes des individus (femelles, mâles et alevins) au sein d’un même site par le test Kruskal-wallis suivi par le test Dunn’s révèle une différence significative ($p = 0,0002$) entre eux au niveau d’un même site (**Tableau 27 ; Annexe 1**).

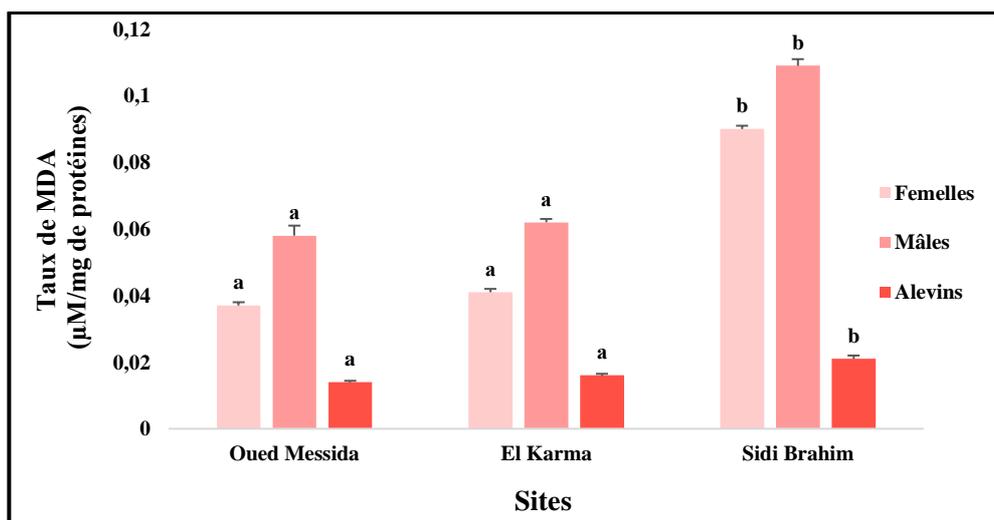


Figure 33. Taux de MDA ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles, ainsi qu’au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d’étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la **période de repos sexuel** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.8 Effet de la pollution sur la composition biochimique chez *G. affinis* durant le début et la fin de la période de reproduction

3.8.1 Taux de lipides

Les taux de lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) sont quantifiés selon la méthode de **Goldsworthy et al. (1972)** au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu’au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* durant le début et la fin de la période de reproduction. La quantification est déterminée à partir d’une gamme d’étalonnage exprimant les absorbances en fonction de lipides (μg) et les résultats sont exprimés en $\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu (**Figure 34**).

Les résultats obtenus révèlent un taux de lipides maximal chez les mâles du site d’Oued Messida avec une valeur moyenne $64,875 \pm 3,338 \mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu, ainsi qu’un taux minimal chez les femelles de Sidi Brahim avec une valeur de $03,993 \pm 0,178 \mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu durant le début de reproduction (**Tableau 28 ; Annexe 1**), de même, un taux de lipides maximal chez les mâles du site d’Oued Messida avec une valeur moyenne $56,914 \pm 3,714 \mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu, ainsi qu’un taux minimal chez les alevins du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne de $14,044 \pm 1,391 \mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu durant la fin de reproduction (**Tableau 28 ; Annexe 1**).

L’analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn’s pour la comparaison des taux de lipides entre les trois sites présentés dans la **Figure (35)**, révèle une diminution significative au niveau du site de Sidi Brahim chez les femelles ($p = 0,0012$). Cependant, chez les mâles, une différence significative a été révélée entre les trois sites d’étude ($p = 0,0002$). La comparaison des moyennes entre les sexes au sein d’un même site,

par le test Mann-Whitney, révèle une différence significative entre les femelles et les mâles ($p = 0,0286$) au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) pendant le début de reproduction (**Tableau 28 ; Annexe 1**).

Durant la fin de reproduction, l'analyse statistiques par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des taux de lipides entre les trois sites présentés dans la **Figure (35)**, révèle une diminution significative au niveau du site de Sidi Brahim ($p = 0,0047$ pour les femelles, $p = 0,0012$ pour les mâles et $p = 0,0024$ pour les alevins). Concernant, la comparaison des moyennes des individus (femelles, mâles et alevins) au sein d'un même site par le test Kruskal-wallis suivi par le test Dunn's révèle une différence significative ($p = 0,0002$) entre eux au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) (**Tableau 28 ; Annexe 1**).

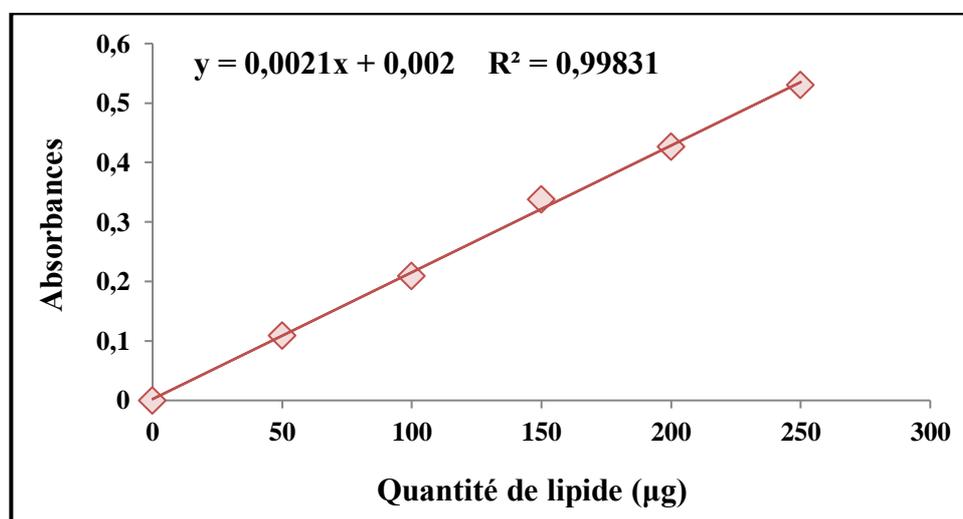


Figure 34. Dosage des lipides : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de lipides (μg) (R^2 : Coefficient de détermination).

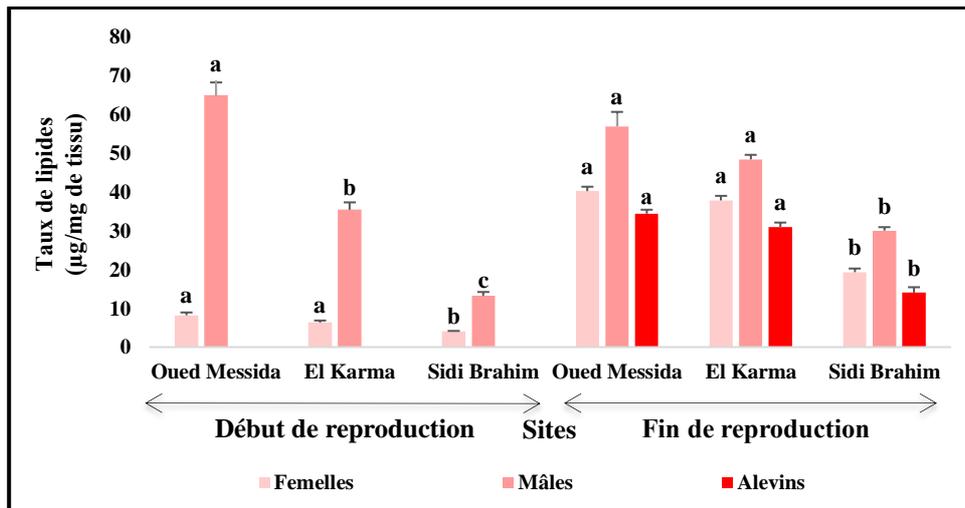


Figure 35. Taux de lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) au niveau des gonades des adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant le **début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.9 Effet de la pollution sur la composition biochimique chez *G. affinis* durant la période de repos (Novembre)

3.9.1 Taux de lipides

Les taux de lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* durant la période de repos (Novembre). Les résultats obtenus révèlent un taux de lipides maximal chez les femelles du site d'Oued Messida avec une valeur moyenne $77,433 \pm 2,486 \mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu, ainsi qu'un taux minimal chez les alevins du site de Sidi Brahim avec une valeur moyenne de $20,583 \pm 0,663 \mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu (**Tableau 29 ; Annexe 1**).

L'analyse statistique par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's pour la comparaison des taux de lipides entre les trois sites présentés dans la **Figure (36)**, révèle une diminution significative au niveau du site de Sidi Brahim ($p = 0,0012$ pour les femelles et les mâles et $p = 0,0005$ pour les alevins). Concernant, la comparaison des moyennes des individus (femelles, mâles et alevins) au sein d'un même site par le test Kruskal-Wallis suivi par le test Dunn's révèle une différence significative ($p = 0,0002$) entre eux au niveau d'un même site (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) (**Tableau 29 ; Annexe 1**).

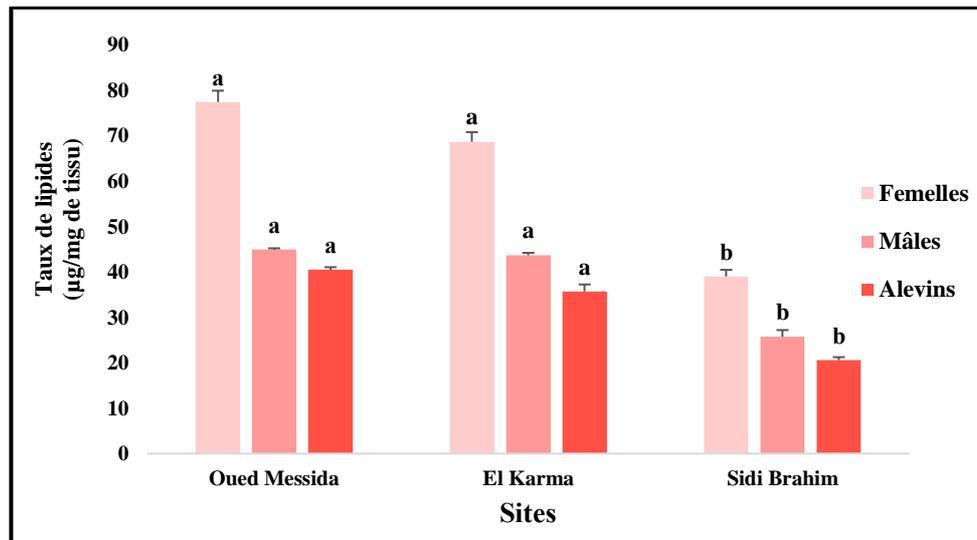


Figure 36. Taux de lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) au niveau des gonades des adultes femelles et mâles, ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim durant la **période de repos sexuel** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

3.10. Corrélation croissance et biomarqueurs

L'analyse des résultats de la corrélation de Spearman a été appliquée sur les données obtenues concernant les paramètres de la croissance (poids et tailles totales) et les biomarqueurs de la population de *G. affinis* sont représentées dans les figures (37, 38 et 39). Chez les femelles adultes, les résultats révèlent une corrélation positive hautement significative entre le poids et la taille ($r=0,9$). De plus, une corrélation négative est également enregistrée entre l'AChE et la GST ($r=-0,7$) ; ainsi que le taux de MDA et lipide ($r=-0,1$). Une corrélation positive hautement significative est observée entre le taux de MDA et le taux de MTs ($r=0,9$).

Concernant les mâles adultes, les résultats révèlent une corrélation positive hautement significative entre le poids et la taille ($r=0,9$). De plus, une corrélation négative est également enregistrée entre l'AChE et la GST ($r=-0,4$) ; ainsi que le taux de MDA et lipide ($r=-0,8$). Une corrélation positive hautement significative est observée entre le taux de MDA et le taux de MTs ($r=0,7$).

En revanche, chez les alevins, les résultats révèlent une corrélation positive entre le poids et la taille ($r= 0,3$). De plus, une corrélation négative est également enregistrée entre l'AChE et la GST ($r= -0,2$) ; et aucune corrélation entre le taux de MDA et lipide ($r= 0$). Une corrélation positive est observée entre le taux de MDA et le taux de MTs ($r= 0,8$).

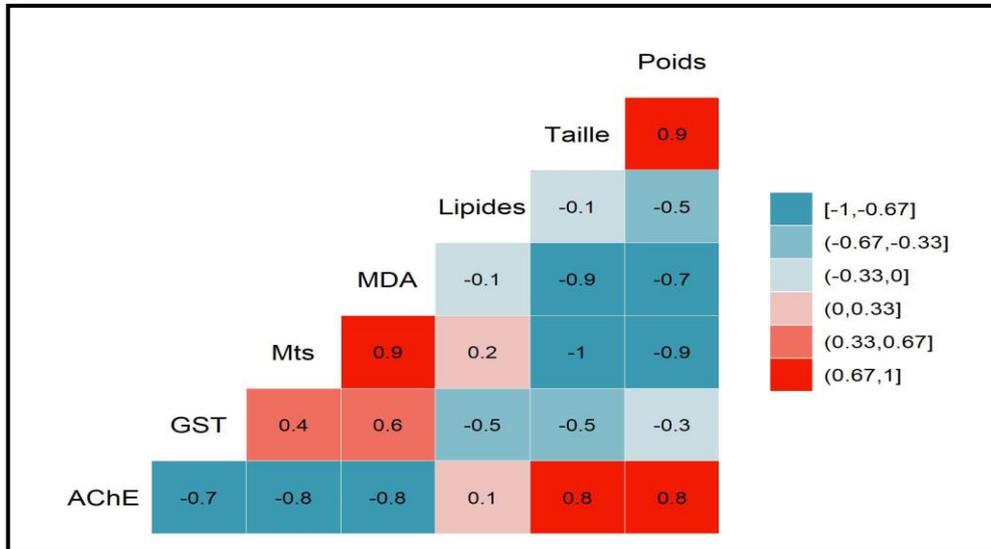


Figure 37. Corrélation de Spearman appliquée aux résultats de la croissance et les biomarqueurs des femelles adultes de *G. affinis* de trois sites situés à l'extrême Nord- Est Algérien : Oued Messdia, El Karma et Sidi Brahim de l'année 2021.

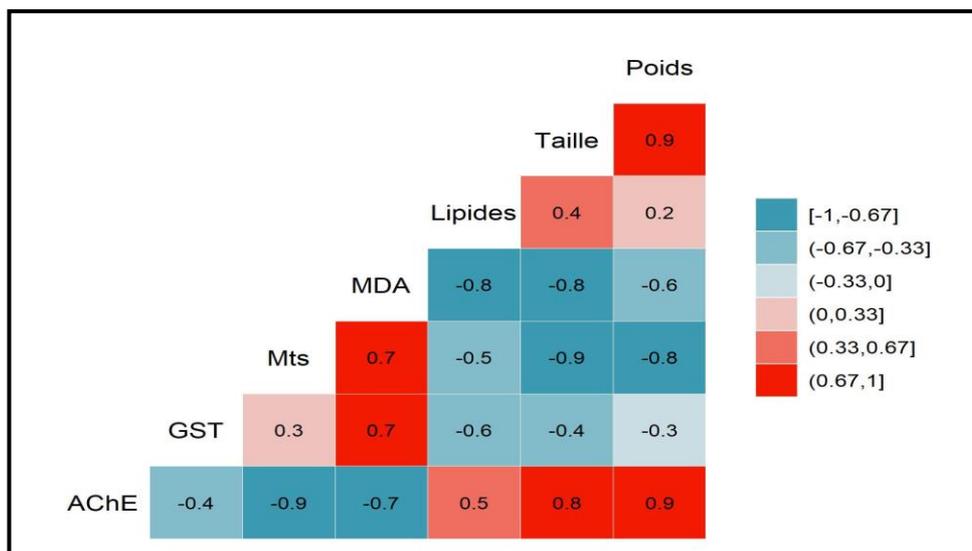


Figure 38. Corrélation de Spearman appliquée aux résultats de la croissance et les biomarqueurs des mâles adultes de *G. affinis* de trois sites situés à l'extrême Nord- Est Algérien : Oued Messdia, El Karma et Sidi Brahim de l'année 2021.

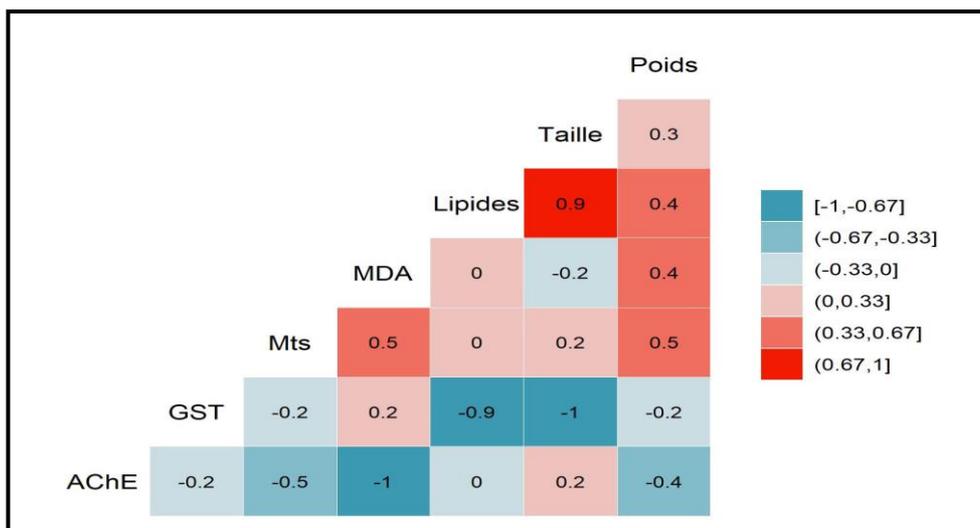


Figure 39. Corrélation de Spearman appliquée aux résultats de la croissance et les biomarqueurs des alevins de *G. affinis* de trois sites situés à l'extrême Nord- Est Algérien : Oued Messdia, El Karma et Sidi Brahim de l'année 2021.

DISCUSSION

4 DISCUSSION

4.1 Paramètres physico-chimiques de l'eau des trois sites d'étude

Les paramètres physico-chimiques sont très importants pour évaluer la qualité de l'eau et les variations de leurs concentrations peuvent affecter positivement ou négativement le biote aquatique (Azmat *et al.*, 2016 ; Ali *et al.*, 2018) de plusieurs manières telles que leurs taux de survie et de croissance, et celles-ci peuvent finalement conduire à la disparition de certaines espèces d'organismes ou à leur reproduction (ACTFR, 2002 ; Edward & Ugwumba, 2010 ; Harmey *et al.*, 2013; Ukenye & Taiwo, 2019 ; Egun & Oboh, 2022). Parmi les différentes variables de qualité de l'eau utilisées pour évaluer l'état écologique, on trouve la température, la concentration en oxygène dissous et le pH et la salinité. Ces paramètres sont les facteurs limitatifs de la survie des organismes aquatiques (flore et faune) (Edoreh *et al.*, 2019). Les résultats obtenus de l'étude des paramètres physico-chimiques de l'eau douce révèlent une certaine similitude entre les sites d'Oued Messida et d'El Karma par rapport à celui de Sidi Brahim avec un pic de température, de pH et de salinité à la fin de la reproduction au mois de septembre.

La température de l'eau est l'une des propriétés physiques vitales de l'écosystème aquatique et dépend de la qualité et des types de nutriments ainsi que de l'habitat entourant le plan d'eau (Anusuya, 2017 ; Salaah *et al.*, 2018 ; Tiwari & Singh, 2021). Elle affecte la croissance, la reproduction, l'alimentation, les activités métaboliques, la distribution et les comportements migratoires des organismes aquatiques (Petchey *et al.*, 1999 ; Suski *et al.*, 2006 ; Rall *et al.*, 2010 ; Lawson, 2011 ; Majhi *et al.*, 2013 ; Reuman *et al.*, 2014 ; Roubex *et al.*, 2017 ; Adeosun *et al.*, 2019 ; Khan & Bari, 2019 ; Ajagbe *et al.*, 2020 ; Subba *et al.*, 2020). De plus, elle influence le taux de photosynthèse des algues et des plantes aquatiques (Kiran, 2010 ; Sharma & Kumar, 2022). La fluctuation de la température de l'eau dépend généralement de la saison, de l'emplacement géographique, du moment de l'échantillonnage et de la température de l'effluent entrant dans le cours d'eau (Ahipathy, 2006 ; Tadesse *et al.*, 2018). Les faibles températures de l'eau observées en période de repos au mois de Novembre au niveau des trois sites d'étude peuvent être attribuées aux fortes précipitations, au ciel nuageux et aux conditions météorologiques froides tandis que les valeurs élevées enregistrées à la fin de période de reproduction au mois de Septembre pourraient être dues à un rayonnement solaire élevé (Murugan & Ayyakkannu, 1991 ; Peyami, 2016 ; Chenoli *et al.*, 2018 ; Pentewar, 2018 ; Bhowmik *et al.*, 2019 ; Kumar & Rakhi, 2019 ; Malik & Rathi, 2022).

Le pH a également été utilisé en complément d'autres caractéristiques physico-chimiques de l'eau, il mesure la concentration d'ions hydrogène dans l'eau (Sharma, 2006) et indique le degré d'acidité ou de basicité de l'eau (Kumar & Rakhi, 2019). Les eaux douces naturelles ont un pH compris entre 6,5 et 8,5 (Arimoro *et al.*, 2007 ; Adam *et al.*, 2020). Il est généralement influencé par divers facteurs tels que la variation de salinité et de la température ainsi que la décomposition de la matière organique (Saifullah *et al.*, 2012 ; Hanafiah *et al.*, 2018 ; Abdullah *et al.*, 2021). En effet, Les fluctuations du pH peuvent provoquer des stress physiologiques, une diminution de la reproduction, un retard de croissance et provoquer des maladies ou la mort (Olanrewaju *et al.*, 2017) et affectent également, la forme chimique de divers polluants comme le cuivre et modifient la solubilité, le transport et la biodisponibilité pour les organismes aquatiques (Bhatti *et al.*, 2018). La concentration en ions hydrogène (pH) dans les eaux douces est restée alcaline tout au long de la période d'étude dans les trois sites (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim), avec des valeurs maximales pendant la période de fin de reproduction (Septembre), probablement en raison du taux de photosynthèse et de décomposition qui augmente avec une température environnementale plus élevée (Abdullah *et al.*, 2021), ainsi que des valeurs minimales pendant la période de repos (Novembre) pouvant être dues à un déséquilibre du niveau des apports de H⁺ provenant du ruissellement de surface pendant les précipitations (Soom *et al.*, 2018). Outre le pH, une autre variable telle que la salinité qui est le paramètre le plus fluctuant dans l'environnement d'eau douce et exerce différents effets écologiques et physiologiques en fonction de l'interaction avec la température, l'oxygène et les ions (Manickam *et al.*, 2015). La salinité a été trouvée élevée pendant la fin de période de reproduction et faible pendant la période de repos aux trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim). Les valeurs plus élevées enregistrées pourraient être attribuées à la faible quantité de précipitations et au taux d'évaporation plus élevé (Balasubramanian & Kannan, 2005 ; Sridhar *et al.*, 2006 ; Asha & Diwakar, 2007 ; Sankar *et al.*, 2010).

4.2 Effet de la pollution sur les paramètres biométriques

4.2.1 Paramètres de croissance

La croissance est un élément essentiel de la biologie des poissons. Elle fournit une mesure importante de l'état de santé chez les animaux et constitue une réponse biologique clé qui peut être utilisée comme indicateur pour traduire l'effet du stress au niveau individuel au niveau de la population (Calow & Forbes, 1998 ; Vidhya *et al.*, 2019). Sa connaissance est essentielle pour l'étude des stocks de poissons existants et de leur évolution ainsi que pour la

production biologique d'un environnement (De Merona & Ecoutin, 1979). La croissance est considérée en termes d'augmentation du volume, exprimée par le poids, lequel est lié au cube de la longueur (Shakir *et al.*, 2008). En effet, plusieurs facteurs peuvent influencer la croissance des poissons (Poletto *et al.*, 2018), à savoir, les saisons (Aliko *et al.*, 2010), l'âge et la condition physiologique), ainsi que le sexe (Lévêque & Paugy, 2006). De nombreux auteurs soulignent également une grande différence de croissance en fonction de la qualité de l'habitat (Amara *et al.*, 2007 ; Toko *et al.*, 2010 ; Kapute *et al.*, 2016).

L'étude des paramètres biométriques (taille et poids totaux) au niveau de trois sites d'étude a révélé une croissance favorisée chez les individus du site d'Oued Messida suivi du site d'El Karma par rapport à ceux du site de Sidi Brahim. Cette différence suggère que le site de Sidi Brahim présente un niveau de pollution relativement plus élevé dû à divers rejets urbains, industriels et domestiques, provoquant ainsi un retard de croissance. Ces résultats sont en accord avec ce de Franssen, (2009) qui a montré que les mâles de *G. affinis* provenant d'un site contaminé par des métaux lourds étaient plus petits que ceux provenant d'un site de référence. D'autres chercheurs ont trouvé que les femelles de *G. affinis* exposées à des effluents de pâte à papier dans la rivière Denguin à Sihui (sud de la Chine), étaient plus petites par rapport à un site de référence (Hou *et al.*, 2011). Une diminution de la croissance a été observée chez le poisson d'eau douce Tilapia du Nile (*Oreochromis niloticus*) suite à une exposition à l'insecticide deltaméthrine (Dawood *et al.*, 2020). L'étude de Vidhya *et al.* (2019) a démontré chez *Etroplus suratensis* (poisson d'eau douce) une diminution progressive de la croissance mesurée par le poids avec l'augmentation des concentrations de lambda-cyhalothrine (insecticide, pyréthriinoïde). Uchenna *et al.* (2022) ont montré une réduction de la croissance chez le poisson-chat africain (*Clarias gariepinus*) exposé à des doses sublétales de glyphosate (sel d'isopropylamine - H₂NCH(CH₃)₂), un ingrédient actif des herbicides Roundup®. En effet, la présente étude a révélé une croissance relativement meilleure chez les femelles que chez les mâles au niveau de trois sites d'étude.

Les altérations de la croissance pourraient être causées par des variations microbiennes et environnementales telles que la température de l'eau et de l'air induite par le changement climatique (Heather *et al.*, 2018 ; Gamperl *et al.*, 2019). La température est un paramètre de qualité de l'eau particulièrement important dans les écosystèmes aquatiques car elle affecte les processus physiologiques et biologiques des organismes aquatiques, modifiant leur taux de croissance, leur distribution et la structure de leur communauté (Caissie, 2006 ; Olden & Naiman, 2010). Une expérience *in vitro* sur *G. affinis* a montré que les taux de croissance augmentent avec la température (Vondracek *et al.*, 1988). Plus récemment, Michie *et al.*

(2020) ont constaté que les basses températures provoquaient une réduction de la croissance somatique observée chez les poissons d'eau douce (*Bidyanus bidyanus* ; *Macquaria ambigua*) originaires d'Australie. En outre, la saisonnalité de la reproduction affecte la croissance des poissons (Franssen, 2009).

4.2.2 Rapport gonado-somatique

La reproduction des poissons est une étape essentielle pour assurer la survie et le développement de toute espèce (Miller, 1984 ; Vo *et al.*, 2022). Elle dépend de l'intégration précise des signaux environnementaux et de leur transduction en une cascade de neuro-hormones et d'hormones (Servili *et al.*, 2020). En effet, il existe de nombreux polluants qui ont une influence marquée sur la reproduction comme les différences de combinaison génétique, la lumière du jour, la température, la profondeur de l'eau et la disponibilité de la nourriture (Waterman, 1961 ; Hossain *et al.*, 2015 ; Jasmine & Molina, 2016). La maturation et le développement des gonades peuvent être évalués à l'aide de divers outils, notamment l'indice gonado-somatique (RGS), également appelé coefficient de maturité, qui est généralement défini comme le rapport entre le poids des gonades et le poids du corps somatique, exprimé en pourcentage (Nandikeswari, 2016 ; Hasan *et al.*, 2020 ; Vishal *et al.*, 2022 ; Borah *et al.*, 2022). Le RGS est utilisé pour évaluer la reproduction des poissons et le statut reproductif de l'espèce ainsi que pour déterminer la période de reproduction des poissons (Gupta & Srivastava, 2001 ; Shankar & Kulkarni, 2005 ; El-Kashef *et al.*, 2013 ; Okoye *et al.*, 2018 ; Rabie *et al.*, 2021). Il est également considéré comme un indicateur important de la santé générale d'un organisme, de l'évolution du statut nutritionnel et énergétique des poissons (Anderson & Gutreuter, 1983 ; Goede & Barton, 1990 ; Adams *et al.*, 1996 ; Al-Deghayem *et al.*, 2017 ; Séraphin *et al.*, 2022).

L'étude de l'indice gonado-somatique (RGS) réalisée dans les trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) a révélé un RGS plus faible au niveau des individus du site de Sidi Brahim tout au long de cycle de vie étudié. Cette différence entre les sites pourrait être induite par la présence de plusieurs contaminants chimiques (Kaddour *et al.*, 2021). En outre, Çiftçi *et al.* (2015) ont rapporté que la diminution du GSI était probablement due à l'inhibition des enzymes fonctionnant dans la synthèse et la libération des hormones de reproduction. Nos résultats sont en accord avec les résultats des travaux de Pyrzanowski *et al.* (2021) chez les femelles de *Misgurnus fossilis* (poisson d'eau douce). Une étude menée sur le poisson téléostéen *Cyprinus carpio* montre également une diminution du RGS chez les mâles exposés à des effluents d'eaux usées (Diniz *et al.*, 2005). D'autres études ont montré

une réduction du RGS chez le poisson Tilapia à ventre rouge *Coptodon zillii* provenant d'une zone affectée par les métaux lourds (Aly & Abouelfadl, 2020). Certains auteurs ont noté une diminution du RGS chez les mâles adultes de *G. affinis* collecté dans un site contaminé par l'Arsenic (Smith *et al.*, 2022). Le poisson d'eau douce *Anabas testudineusa* subi une diminution du RGS suite à une exposition à 10-30 mg/L au chlorure de nickel et à 7,5-37,5 mg/L au chlorure de chrome comparativement aux témoins (Pandit *et al.*, 2019), de même, chez le poisson-chat africain *Clarias gariepinus* exposé au thiobencarb (herbicide appartient à la famille de thiocarbamate) (Elias *et al.*, 2020).

Les résultats obtenus sur les trois sites d'étude montrent des valeurs maximales de RGS chez les femelles adultes pendant le début de la période de reproduction alors que des valeurs minimales sont observées durant la fin de la période de reproduction et repos sexuel. Ceci est conforté par les travaux de Koya & Kamiya, (2000) qui ont révélé que la période de reproduction de *G. affinis* s'étend d'avril à octobre et la période de repos s'étale d'octobre à mars. L'étude d'Öztürk & İkiz, (2004) a, également, révélé une augmentation du RGS chez la même espèce en période de reproduction (Avril). De nombreux facteurs environnementaux ont été suggérés pour influencer la reproduction des poissons téléostéens tels que, la longueur du jour (Singh & Zutshi, 2020), les précipitations (Islam *et al.*, 2017) et la température (Koya & Kamiya, 2000). Cette dernière est considérée comme le facteur le plus important dans l'initiation de la période de reproduction (Cheng *et al.*, 2018).

4.2.3 Rapport hépato-somatique

L'indice hépato-somatique (RHS) est utilisé comme un indicateur important de l'état de santé des animaux aquatiques montrant les effets toxiques de l'exposition aux polluants (Bolger & Connolly 1989 ; Datta *et al.*, 2007 ; Ko *et al.*, 2019). En effet, l'indice hépato-somatique (RHS) fournit une indication de l'état des réserves énergétiques d'un organisme et est associé aux réserves énergétiques du foie et à l'activité métabolique (Ebeh *et al.*, 2017 ; Soedibya *et al.*, 2018). Cet indice est défini comme le rapport entre le poids du foie et le poids du corps. Ainsi, le foie constitue une réserve d'énergie et joue un rôle important dans le métabolisme (Pope *et al.*, 2010 ; Sadekarpawar & Parikh, 2013). Dans un environnement pollué, les poissons ont généralement un foie plus petit (avec moins d'énergie réservée dans le foie) (Hmoud *et al.*, 2011 ; Elias *et al.*, 2020). Le RHS varie en fonction de la saison (Sabrowski & Buchholz, 1996 ; Beamish *et al.*, 1996), du sexe et du stade de développement des gonades (Fabacher & Baumann, 1985 ; Förlin & Haux, 1990 ; Dekić *et al.*, 2016), tandis que, sa taille relative affecte directement la qualité et la quantité de

nutriments (Foster *et al.*, 1993). Parmi les indices somatiques, l'indice hépato-somatique (RHS) est un biomarqueur plus spécifique que le facteur de condition, car il est directement lié aux effets toxiques sur le foie (Bonifacio *et al.*, 2016 ; Gonino *et al.*, 2019).

Les données de l'indice hépato-somatique (RHS) de *G. affinis* enregistrées sur les trois sites montrent des taux plus élevés chez les individus de Sidi Brahim par rapport à ceux d'Oued Messida et d'El Karma durant la période d'étude. De plus, une augmentation du RHS a été observée chez les femelles adultes au niveau du site de Sidi Brahim en période de reproduction (début) et repos sexuel. Cette augmentation est probablement causée par des substances toxiques, le régime alimentaire ainsi que par des facteurs de stress. Des résultats similaires ont été trouvés sur la même espèce dans deux rivières urbaines du sud du Chine affectées par des effluents municipaux (Huang *et al.*, 2016). L'étude de Tenji *et al.* (2020) a révélé une augmentation significative des valeurs RHS chez le poisson d'eau douce *Abramis brama* exposée à des polluants, ce qui peut conduire à une hypertrophie du foie ; celle de Baghel & Reddy, (2021) a relevé des valeurs élevées du RHS de *Labeo rohita* (poisson d'eau douce) provenant des sites pollués par les rejets d'effluents. Dane & Şişman, (2020) ont montré un RHS élevé chez le poisson d'eau douce *Alburnus mos sulensis* pêchés dans un site contaminé par des métaux lourds comparativement à un site non contaminé. Aussi, Toko *et al.* (2018) ont démontré chez les femelles d'*Oreochromis niloticus* (poissons téléostéens) une augmentation du RHS sur un site exposé aux pesticides agricoles par rapport à un site moins pollué. Chez les poissons d'eau douce *Salmo trutta*, une augmentation du RHS a été observée suite à une exposition au polluant toxique PCB (polychlorobiphényles) (Johansson *et al.*, 1972). Plusieurs auteurs ont signalé des valeurs élevées du RHS chez le poisson téléostéen *Oreochromis niloticus* après une exposition de 96h à des concentrations sublétales au chlorpyrifos (insecticide organophosphoré) (Majumder & Kaviraj, 2018) ; de même chez le poisson chat *Clarias batrachus* exposé au diazinon (pesticide organophosphoré) (Saha *et al.*, 2021).

4.2.4 Indice de condition

L'indice de condition (K) permet d'évaluer la santé générale du poisson (Melefa *et al.*, 2020) et de montrer le degré de bien-être du poisson dans son habitat (Oktaviani *et al.*, 2020 ; Karnatak *et al.*, 2020 ; Ogili *et al.*, 2021). Il est basé sur l'hypothèse que les poissons plus lourds d'une longueur donnée sont en meilleure condition physiologique (Bagenal & Tesch, 1978 ; Amachree & Idam, 2022). En outre, il reflète l'interaction des facteurs biotiques et abiotiques dans les conditions physiologiques du poisson. Par conséquent, elle

peut varier entre les espèces de poissons dans différents endroits (Iyabo, 2017).

Les résultats du K ont révélé une meilleure condition physiologique dans les sites d'Oued Messida et d'El Karma par rapport au site du Sidi Brahim pendant la période de reproduction (début et la fin) et repos sexuel. Des études précédentes ont montré que l'indice de condition peut être influencé par plusieurs facteurs comme le stress, le sexe, la saison, l'état de maturité, la maladie, la disponibilité des aliments, la taille de l'échantillon et les paramètres de qualité de l'eau (Khallaf *et al.*, 2003 ; Adeyemi *et al.*, 2009 ; Okey *et al.*, 2017 ; Akpa *et al.*, 2020 ; Ajibare & Loto, 2022). En effet, une valeur K élevée reflète une bonne qualité de l'environnement, tandis qu'une valeur K faible reflète une mauvaise qualité de l'environnement, ce qui peut être interprété comme une augmentation du taux métabolisable, une amélioration du métabolisme des graisses pour l'action toxique et une diminution du glycogène stocké dans le foie (Javed *et al.*, 2019). Nos résultats sont en accord avec les travaux de Huang *et al.* (2016) qui ont montré une diminution de l'indice de condition du *G. affinis* dans la majorité des sites d'échantillonnage les plus pollués par rapport aux sites non pollués. Linde-Arias *et al.* (2008) ont, également, obtenu un résultat similaire d'un poisson téléostéen *Oreochromis niloticus* provenant du site d'échantillonnage le plus pollué par des rejets industriels et domestiques avait une valeur de K la plus basse. Dane & Şişman, (2020) ont révélé une réduction de l'indice de condition chez le poisson d'eau douce *Capoeta capoeta* péché dans un site pollué par des déchets industriels. L'étude de Verma & Prakash, (2019) a montré une diminution de K de condition chez le poisson chat d'eau douce *Mystus vittatus* après 30 jours d'exposition à l'arsenic.

L'indice de condition a également diminué avec l'augmentation des périodes d'exposition chez *G. affinis* au 21^{ème} jour d'exposition au thiaméthoxame (Cheghib *et al.*, 2020), et chez le poisson téléostéen d'eau douce *Channa punctatus*, exposé au malathion pendant 12 jours d'exposition (Bharti & Rasool, 2021), ainsi que, chez le poisson chat *Clarias batrachus* exposé au pesticide Captan® (Saha *et al.*, 2022).

4.3. Morphométrie des œufs et sex-ratio

Le nombre et la taille des œufs des organismes sont des paramètres clés de leur histoire de vie car ils sont des composantes majeures de la valeur génétique (Lasne *et al.*, 2018). La fécondité (c'est à dire le nombre des œufs) est un indicateur important de la reproduction des poissons et de la dynamique des populations (Liao & Chang, 2011 ; Mian *et al.*, 2017). La connaissance de la fécondité des poissons est très importante pour l'étude des populations de poissons et pour une gestion et une exploitation efficace de la pêche (Qasim &

Qayyum, 1963 ; Alam & Das, 1996 ; Nandikeswari *et al.*, 2014 ; Jamali *et al.*, 2016 ; Hasan *et al.*, 2020). En général, elle désigne le nombre total d'ovocytes éventuellement pondus par un poisson géniteur individuel au cours de sa période de reproduction (Bagenal, 1957 ; Hossain *et al.*, 2012 ; Limbu *et al.*, 2021). Le diamètre des œufs est également un facteur important pour déterminer la stratégie de reproduction des poissons. Les gros œufs ont généralement une meilleure aptitude que les petits dans un environnement donné. Les gros œufs permettent la production de larves relativement plus grandes et bien développées (Lin *et al.*, 2021). Cependant, les poissons moustiques occidentaux ont des ovaires dont le développement ovocytaire est synchrone par groupe, mais de nombreux poissons ont des ovaires dont le développement ovocytaire est asynchrone. Les poissons dont le développement des ovocytes est synchrone ont des cycles de reproduction dynamiques qui se produisent généralement chaque année et sont souvent déclenchés par des signaux environnementaux complexes (Hughes, 1985 ; Meffe & Snelson, 1993 ; Koya & Kamiya, 2000 ; Koya *et al.*, 2000, 2003 ; Edwards *et al.*, 2006, 2010 ; Doering *et al.*, 2021).

Dans la présente étude, la fécondité et le diamètre des œufs par lot a montré des différences significatives entre les poissons collectés dans les trois sites d'échantillonnage, avec une fécondité relativement meilleure et un diamètre des œufs légèrement plus importants au niveau d'Oued Messida et d'El Karma comparativement à Sidi Brahim. La variabilité de la fécondité et la taille des œufs entre les poissons d'une même espèce ou d'espèces différentes est très courante et dépend de divers facteurs tels que la taille du poisson, son âge et sa condition ainsi que les conditions environnementales telles que la densité de la population, la température de l'eau, l'alimentation, l'abondance de la nourriture, la différenciation des espèces, les ressources nutritionnelles et la pollution (Ünlü & Balci, 1993 ; Ali & Wootton, 1999 ; Bagenal, 1978 ; Syandri & Azrita, 2015 ; Saç & Gaygusuz, 2020 ; Kyritsi & Kokkinakis, 2020 ; Roy *et al.*, 2022). Cette différence entre les sites suggère que le site de Sidi Brahim est exposé à divers rejets d'origines domestiques, industrielles et urbaines.

Des études similaires ont noté une diminution significative du nombre des œufs chez *G. affinis* suite à une exposition aux effluents d'eaux usées traitées par rapport à ceux vivant sur le site de référence (Hou *et al.*, 2011). Annabi *et al.* (2012), ont, également, révélé une diminution de la fécondité chez *G. affinis* après une exposition de 56 jours au cadmium comparativement aux témoins. Une diminution du nombre des œufs chez le poisson d'eau douce *Labeo rohita* péché dans un site pollué par les éléments traces métalliques comparativement à un site non pollué a été enregistrée par Mukesh, (2015).

De plus, la réduction du diamètre des œufs due à l'exposition aux polluants a également

été rapportée pour le poisson zèbre d'eau douce *Danio rerio* (Teta & Naik, 2017). Plusieurs auteurs ont rapporté que la fécondité et la taille des œufs augmentent avec l'augmentation de la taille et le poids des poissons et que les femelles plus lourdes et plus âgées produisaient des œufs plus gros que les plus jeunes et les plus petites (Bagenal, 1967 ; Blaylock, 1969 ; Jan & Ahmed, 2016 ; Bhendarkar *et al.*, 2018 ; Borthakur, 2018 ; Saç & Gaygusuz, 2020 ; Kembenya *et al.*, 2022). En effet, la présente étude a révélé un poids et une taille supérieurs chez les individus d'Oued Messida et d'El Karma comparativement à ceux de Sidi Brahim. Nos résultats sont en accord avec ceux trouvés pour *G. affinis* dans le lac d'Ain Ziana de Benghazi en Libye où une augmentation significative de la fécondité en rapport avec l'augmentation de la taille et du poids a été observée (Jawad & Busneina, 2000). De même pour la fécondité du poisson chat d'eau douce *Ompok pabda*, de la rivière Indus, Sindh, Pakistan, a augmenté avec l'augmentation de la taille et du poids (Thebo *et al.*, 2022). L'étude de Sultana *et al.* (2023) a, également, révélé une relation positive entre la fécondité et la taille totale chez le poisson d'eau douce *Mystus bleekeri* de la rivière Surma, au Bangladesh.

Le sex-ratio est un indicateur essentiel pour déterminer la proportion de poissons mâles et femelles dans une population et indique la dominance du sexe des espèces de poissons dans une population donnée (Mian *et al.*, 2017). Il fournit également des informations de base essentielles pour évaluer le potentiel reproductif des poissons (Jega *et al.*, 2017). En effet, cette prédominance des femelles dans la population de *G. affinis* pourrait être due à la différenciation de la croissance, de la longévité et du taux de mortalité entre les sexes ou aux coûts énergétiques de la reproduction (Pinheiro *et al.*, 2011 ; Dadebo, 2016 ; Assan *et al.*, 2017 ; Chaubey *et al.*, 2021). Ceci est conforté par les travaux de Vignes, (1995) ; Zuplian *et al.* (1995) ; Cheng *et al.* (2018), sur la même espèce, ainsi que sur *Gambusia holbrooki* (Patimar *et al.*, 2011 ; Erguden, 2013).

4.3 Effet de la pollution sur les biomarqueurs

La contamination des écosystèmes d'eau douce est devenue un problème majeur car elle menace les sources d'eau publiques ainsi que la vie aquatique. Il est important de prévoir les changements dans la santé des organismes, compte tenu d'un nombre connu de facteurs environnementaux et de concentrations de polluants, afin de mieux gérer les contaminants grâce à l'analyse des biomarqueurs (Yang *et al.*, 2012 ; Marinho *et al.*, 2021). L'utilisation de biomarqueurs particuliers pour évaluer la qualité de l'environnement et la santé des poissons dans des environnements dégradés s'est avérée utile et largement répondue (Dalzochio *et al.*, 2016 ; Greani *et al.*, 2017 ; Hertika *et al.*, 2021 ; Moussa *et al.*, 2022). En effet, les poissons

sont couramment utilisés pour évaluer la qualité de l'environnement aquatique et sont reconnus comme des bioindicateurs de la pollution (**Van der Oost *et al.*, 2003 ; Linde-Arias *et al.*, 2008 ; Hertika *et al.*, 2022**). *G.affinis* est une espèce cosmopolite qui a un large régime alimentaire, une excellente tolérance physiologique, une croissance rapide de la population, une variabilité génétique, des tendances de dispersion adéquates et une bonne adaptabilité à différents environnements (**Rautenberg *et al.*, 2015 ; Cabrera *et al.*, 2017 ; Touaylia & Labiadh 2019**). En raison de ces caractéristiques, l'utilisation de *G. affinis* a été suggérée comme un bon bioindicateur pour les espèces modèles de laboratoire afin de surveiller les changements aux différents niveaux d'organisation biologique et les effets néfastes sur les enzymes (**Pérez-Iglesias *et al.*, 2022**).

4.3.1 Activité spécifique de l'acétylcholinestérase

L'acétylcholinestérase est une enzyme sérine-estérase, principalement présente dans les membranes cellulaires des vertébrés et des invertébrés (**Jebali *et al.*, 2013**), dont la fonction principale est d'hydrolyser efficacement le neurotransmetteur acétylcholine (ACh) en choline et acide acétique au niveau des synapses cholinergiques assurant l'intermittence de l'influx nerveux responsable de la communication neuronale (**Nunes, 2011 ; Assis *et al.*, 2014 ; Marinho *et al.*, 2021**). Une fois l'information transmise, l'acétylcholine est rapidement inactivée par l'acétylcholinestérase (AChE), ce qui permet au système de revenir à l'état de repos. Cependant, l'inhibition de cette enzyme par de nombreux neurotoxiques entraîne une accumulation du médiateur chimique dans la fente synaptique et maintien de ce fait une transmission permanente de l'influx nerveux conduisant généralement à une contraction musculaire, une paralysie et parfois la mort (**Boquené, 1997 ; Atamanalp *et al.*, 2021**). La mesure de l'activité de l'acétylcholinestérase chez les organismes aquatiques a été utilisée comme biomarqueur crucial de l'exposition à des nombreux contaminants neurotoxiques à savoir, les pesticides et les métaux (**Ajima *et al.*, 2017 ; Kim & Lee, 2018 ; Ajima *et al.*, 2021**).

L'analyse des résultats de l'activité spécifique de l'AChE chez *G. affinis* échantillonné au niveau des trois sites Oued Messida (El Tarf), El Karma et Sidi Brahim (Annaba) pendant le début et la fin de la période de reproduction ainsi que du repos sexuel révèle une inhibition de l'activité de l'AChE plus marquée chez les individus de Sidi Brahim comparativement à ceux d'Oued Messida et d'El Karma. De plus, l'altération de cette activité est plus importante chez les mâles et les alevins par rapport aux femelles au niveau du site de Sidi Brahim. Cette inhibition pourrait être attribuée à la présence de contaminants dans l'environnement. Les

niveaux de polluants organiques tels que les pesticides et les métaux dans le site de Sidi Brahim sont indéterminés, mais on estime que ce site est fortement contaminé par des résidus urbains et industriels, et l'inhibition de l'activité de l'AChE observée chez *G. affinis* de ce site sera une réponse à la présence de tels contaminants. En effet, l'inhibition de l'AChE chez la même espèce pêchée dans des sites pollués par des déchets agricoles et métaux lourds (**Amiard-Triquet & Amiard, 1998**) par rapport à un site non pollué a été enregistrée par **Huang et al. (2016)**. Des travaux effectués sur d'autres poissons téléostéens tels que, *Cyprinus carpio* collecté dans le Golfe de la Tunisie révèlent une inhibition de l'activité spécifique de l'AChE influencée par la présence des déchets issue de l'activité agricoles et industriels (**Tlili et al., 2009**). **Tabassum et al. (2020)** ont également rapporté que l'activité AChE peut être altérée chez les alevins de *Cyprinus carpio* en raison de la pollution de l'eau induite par les insecticides. Les mêmes résultats sont rapportés par **Yadav et al. (2009)** chez le poisson téléostéen *Channa striatus* exposé aux effluents de l'industrie des engrais dans différents tissus pendant des périodes courtes et longues. **Mijošek et al. (2019)** ont noté une inhibition de l'activité de l'AChE chez la truite brune *Salmo trutta* (poisson d'eau douce) collectée dans un site contaminé par des eaux usées technologiques et municipales par rapport à un site de référence de la rivière karstique Krka en Croatie. L'étude de **Gerber et al. (2018)** a également signalé une inhibition de l'activité AChE chez *Hydrocynus vittatus* (poisson d'eau douce) dans la rivière Olifants en Afrique du Sud après une exposition aux pesticides, aux antibiotiques et aux métaux lourds. **Al-Ghais, (2013)** a montré des niveaux significativement plus faibles d'activité AChE chez *Oreochromis mossambicus* stocké dans des étangs d'eaux usées.

L'inhibition de l'AChE en tant que biomarqueur de la neurotoxicité des métaux a été signalée chez des organismes aquatiques, notamment des poissons téléostéens exposés à plusieurs métaux lourds, tels que le cadmium (**Baldisse-rotto et al., 2005**) ; les crustacés et les escargots (**Jebali et al., 2006** ; **Richetti et al., 2011** ; **Sant Anna et al., 2011** ; **Sen & Karaytug 2017**). **Chouahda & Soltani, (2013)** ont démontré dans leurs études sur *G. affinis* exposé au cadmium une diminution de l'AChE. Les mêmes résultats ont été obtenus par **Al-Sarraj & Jankeer, (2020)** chez le poisson téléostéen *Cyprinus carpio* exposé aux métaux lourds (Pb, Cd) ont montré une diminution significative de l'AChE. D'autres auteurs ont rapporté l'inhibition de l'AChE dans différents tissus (foie et reins) d'un poisson-chat africain (*Clarias gariepinus*) exposé au cadmium (**Suwanprasert et al., 2020**). L'action neurotoxique des pesticides par inhibition de l'AChE a également été rapportée au niveau du cerveau de *G. affinis* après traitement par l'insecticide néonicotinoïde (Actara) à différentes concentrations

(Cheghibet *et al.*, 2020). Une inhibition de l'AChE a également été rapportée après une exposition d'un poisson téléostéen *Channa punctatus* aux triazophos (organophosphoré) et le deltaméthrine (pyréthrinolide) (Singh *et al.*, 2018). Topal *et al.* (2017) ont constaté que l'activité de l'AChE dans le cerveau du poisson truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* est fortement inhibée par l'ingestion d'un insecticide (imidaclopride). En outre, l'activité de l'AChE a été significativement inhibée avec l'augmentation du temps d'exposition dans le cerveau du poisson chat africain d'eau douce *Clarias gariepinus*, soumis aux microparticules de chlorure de polyvinyle lors du 45^{ème} jour d'exposition (Iheanacho & Odo, 2020).

4.3.2. Activité enzymatique de la glutathion-S-transférase

Les glutathion S-transférases (EC 2.5.1.181) constituent une famille d'enzymes complexes, que l'on trouve principalement dans le cytosol (Sheehan *et al.*, 2001 ; Javed & Usmani, 2019 ; Ahmadi *et al.*, 2021) qui participent dans de nombreux processus physiologiques parmi lesquels la détoxification de nombreux xénobiotiques (Patro & Samantaray, 2021). En effet, les GSTs catalysent la conjugaison du tripeptide glutathion (GSH) avec une grande variété de substrats chimiques électrophiles réactifs, permettant ainsi de neutraliser leurs sites électrophiles actifs et de rendre le composé principal plus soluble dans l'eau (Sherratt & Hayes, 2001 ; Townsend & Tew, 2003 ; Yamamoto *et al.*, 2011 ; Tarazi *et al.*, 2021). Ces substrats peuvent être des molécules endogènes, mais aussi des xénobiotiques (Liu *et al.*, 2019) comme les pesticides, les HAPs et les PCBs (Martinuzzi *et al.*, 2020). Chez les organismes aquatiques, cette enzyme est généralement présente dans de nombreux tissus (muscle, intestin, foie, rein), dont l'expression varie en fonction de la localisation, du sexe, de l'âge et de facteurs génétiques et physiopathologiques (Poisson, 2013). L'activité de la GST a également été largement utilisée comme un biomarqueur pour évaluer l'exposition et les effets causés par les contaminants environnementaux (Carvalho Neta & Abreu-Silva, 2013 ; Carvalho Neta *et al.*, 2017 ; Ribeiro *et al.*, 2022).

Les résultats de l'étude indiquent une induction de l'activité de la GST plus marquée au niveau du foie des individus de *G.affinis*, collectés dans le site de Sidi Brahim comparativement à ceux des sites d'Oued Messida et d'El Karma tout au long de cycle de vie. Par ailleurs, l'induction de cette activité est plus importante chez les mâles et les alevins que chez les femelles sur le site de Sidi Brahim. En effet, le foie des poissons remplit un certain nombre de fonctions liées au métabolisme des xénobiotiques ; il constitue le principal organe de détoxification et répond principalement au stress causé par les substances toxiques (Salbeo *et al.*, 2010 ; Golombieski *et al.*, 2016 ; Salbeo *et al.*, 2020). Cette induction de l'activité de

la GST a probablement été induite par la présence de plusieurs contaminants chimiques comme les métaux et les pesticides provenant des industries, des activités agricoles et domestiques dans les sites pollués (Van der Oost *et al.*, 2003 ; Osioma & Ejoh, 2021). Une activité plus élevée de la GST a été enregistrée chez *Oreochromis niloticus* (poisson téléostéen) collecté dans des sites pollués par les eaux usées et l'industrie dans le Nil égyptien (Hamed & Farid, 2003) ainsi que, dans une rivière à Bangladesh pollués par des métaux lourds (Hosseini *et al.*, 2021). L'étude de Mierzejewski *et al.* (2014) a également montré une induction de la GST chez le poisson d'eau douce *Micropterus salmoides* au niveau des sites pollués par les effluents industriels et les traitements des eaux usées. Une augmentation significative de l'activité hépatique de la GST chez le poisson-chat d'eau douce *Mystus tengara* prélevé sur un site contaminé par les métaux lourds (Reddy, 2016). De plus, Javed *et al.* (2017) ont souligné une induction de la GST dans divers tissus (les branchies, le foie et les reins) d'un poisson téléostéen d'eau douce, *Channa punctatus* prélevés dans des eaux usées contaminées par des métaux lourds.

D'autre étude a indiqué que l'exposition à différents pesticides et éléments traces métalliques provoquent une augmentation de l'activité de la GST. Une induction du système de détoxification mise en évidence par une induction de l'activité de la GST a été rapportée chez *G. affinis*, traitée avec différentes concentrations du thiaméthoxame (Cheghib *et al.*, 2020). Une augmentation de la GST a également été observée chez *Gambusia holbrooki* après une exposition de 24 heures à la concentration la plus élevée de l'insecticide acétamipride (ABI) (néonicotinoïde) (Demirci & Güngördü, 2020). Le pesticide organophosphoré profenofos (PFF) modifie, également, l'activité de la GST chez les alevins de *Labeo rohita* (poisson d'eau douce) après une exposition aux deux concentrations sublétales de 0,02 mg/L (1/5^{ème}) et 0,01 mg/L (1/10^{ème}) pendant une période de 21 jours (Nataraj *et al.*, 2017). L'exposition du poisson téléostéen (*Oreochromis niloticus*) aux divers métaux lourds (Cd et Cu), a engendré l'induction de l'activité de la GST à partir du 15^{ème} jour d'exposition (Le Thu *et al.*, 2021). Une étude menée sur le poisson d'eau douce *Astyanax aeneus* montre également des activités musculaires de la GST plus élevée après une exposition de 96h sur le cuivre (CuSO₄) à des concentrations sublétales (Hinojosa-Garro *et al.*, 2020). L'étude de la toxicité des nanoparticules d'oxyde (NP) de zinc (ZnO) au niveau du foie de *Carassius auratus* (poisson d'eau douce) a montré que l'activité de la GST a été significativement augmentée après 14 jours d'exposition à 100 µg/L 1 de NP de ZnO (Benavides *et al.*, 2016).

Des études ont également mis en évidence l'induction de l'activité de la GST chez

d'autres espèces aquatiques telles que les écrevisses *Faxonius virilis* exposés aux concentrations sublétales (0, 10, 40, 80, 100 et 300 ppb) d'atrazine (herbicide) pendant 1, 2, 4, 7 et 10 jours (**Abdulelah et al., 2020**) et *Astacus leptodactylus* écrevisses d'eau douce, après une exposition de 96h au thiaméthoxame (**Uçkun et al., 2021**). **Kumar et al. (2017)**, ont montré que la molécule de défense antioxydants, GST, du mollusque d'eau douce *Lamellidens marinalisa* été induite après une exposition à divers métaux lourds.

4.3.3. Taux des métallothionéines

Les métallothionéines (MT) sont des protéines cytosoliques de faible poids moléculaire (6000-7000 Da)(**Chen et al., 2014 ; Hayati et al., 2020**), résistantes à la chaleur et dépourvues d'acides aminés aromatiques, présentes chez presque tous les organismes, ces protéines sont détectées dans pratiquement tous les tissus étudiés et atteignent des concentrations maximales dans des organes tels que le foie, les reins et l'intestin (**Roesijadi et al., 1997 ; Roméo et al., 1997 ; Van Den Hurk et al., 2000 ; Sow et al., 2019 ; wardani et al., 2022**). Elles sont caractérisées par l'abondance de cystéine (33%) (**Alhamanet et al., 2011 ; Hemmadi, 2016**). L'induction des protéines de type métallothionéine est couramment utilisée comme biomarqueur potentiel pour détecter l'exposition aux métaux essentiels et non essentiels chez les vertébrés et les invertébrés (**Dallinger, 1994; Palacios et al., 2011 ; Sherif et al., 2021**). Elles interviennent dans la régulation homéostatique des métaux essentiels (Cu et Fe), la détoxification des métaux non essentiels (Cd et Hg) et participent à des fonctions métaboliques dont le piégeage des radicaux libres (**Roesijadi et al., 1997 ; Klaassen& Liu, 1998 ; Caiet al., 1999 ; Rabeh et al., 2018**).

La présente étude a montré une augmentation des niveaux de MT dans le foie de *G. affinis* de Sidi Brahim suivi du site d'El Karma par rapport à Oued Messida, avec des valeurs plus élevées enregistrées en période de reproduction (début et la fin) chez les mâles adultes, tandis qu'en période de repos a été marqués chez les mâles adultes et les alevins. Cette induction est stimulée par la biodisponibilité des métaux lourds dans l'environnement ainsi que par plusieurs facteurs biotiques et abiotiques tels que la taille, l'âge, le comportement alimentaire, les niveaux d'oxygène, le pH, la température et la présence de contaminants (**Mijošek et al., 2021**). En effet, les poissons d'eau douce fixent les métaux lourds par leurs branchies, les détoxifient dans le foie et les accumulent dans d'autres organes (**Gandhewar & Zade, 2019 ; Thabet et al., 2019 ; Karayakar et al., 2022**). Le foie, en tant qu'organe de détoxification, synthétise une grande quantité de métallothionéine (**Hayati et al., 2017**).

Nos résultats sont en accord avec les études précédentes de **Tlili et al. (2010)** qui ont

obtenu les mêmes résultats avec une augmentation significative des niveaux de MT chez le poisson d'eau douce *Cyprinus carpio* dans un site pollué par des activités industrielles par rapport à un site non pollué en Tunisie. L'étude de **Tremblay et al. (2020)** a révélé une augmentation des Mts chez le poisson d'eau douce *Gobiomorphus cotidianus* récolté dans un site pollué par des métaux lourds ; celle de **Atli & Canli, (2008)** a rapporté une augmentation hépatique du taux de MTS chez le poisson téléostéen *Oreochromis niloticus* exposé uniquement au cadmium comparé à d'autres métaux (Cu, Zn et Pb) pendant 14 jours.

Des taux de MT ont augmenté dans le foie > les branchies du poisson d'eau douce *Barbonymus gonionotus* en aval de la rivière Brantas (Indonésie) (**Mijošek et al., 2019**) ; dans le foie > les reins > les branchies > les muscles du poisson-chat d'eau douce *Clarias batrachus* exposés aux effluents de mines de charbon (CME) (**Lakra et al., 2021**) ainsi que, dans le foie, les branchies et l'ovaire du poisson téléostéen *Oreochromis niloticus* collectés sur des sites pollués par des métaux lourds (**El-Khayat et al., 2020**). D'autres études ont montré une augmentation des taux de MTs chez les poissons après une exposition à une pollution métallique comme *G. affinis* (**Annabi et al., 2012**) ; le poisson téléostéen *Cyprinus carpio* (**Castaldo et al., 2020**), *Gobiocypris rarus* (poisson téléostéen) (**Su et al., 2022**), Le Poisson-chat africain *Clarias gariepinus* (**Vincent et al., 2019**) ; exposés au cadmium ainsi que le poisson chat *Heteropneustes fossilis* exposé au nickel (**Samim et al., 2022**). **Monjane-Mabuie et al. (2022)** ont décrit une corrélation positive entre la teneur en mercure (Hg) et les niveaux de Mts dans le foie *Oreochromis mossambicus*, suggérant que la MT peut être utilisée comme biomarqueur pour évaluer la pollution aux métaux lourds.

L'augmentation des MTS a été étudiée chez d'autres espèces aquatiques exposées au cadmium telles que les moules d'eau douce *Anodonta woodian* après 96h d'exposition (**Li et al., 2015**), et *Dreissena polymorpha* après 5 jours d'exposition (**Faria et al., 2009**). Ou encore, chez l'écrevisse d'eau douce *Procambarus clarkii* suite à une exposition de 28 jours aux nanoparticules d'oxyde de cuivre (CuONPs) (**Abd El-Atti et al., 2019**).

4.3.4. Taux des malondialdéhydes

L'exposition à une pollution peut induire des dommages oxydatifs dans différents tissus par augmentation de la peroxydation lipidique des membranes (**Geret et al., 2002**). La peroxydation lipidique est un processus complexe qui peut créer des altérations de la membrane cellulaire telles que la modification de sa fluidité, l'inactivation de récepteurs ou d'enzymes conduisant à la formation d'importantes lésions au niveau des tissus et des organes (**Van der Vaart et al., 2004 ; Kunyaboon et al., 2021**). L'un des produits de peroxydation

lipidique dérivant de l'attaque oxydative des phospholipides de la membrane cellulaire et des lipides circulants est le malondialdéhyde (MDA), et son niveau reflète directement le degré de dommages oxydatifs induits par les contaminants (**Banerjee et al., 1999 ; Dragun et al., 2017**). Le MDA est largement utilisé comme biomarqueur de la peroxydation lipidique et plus généralement d'un stress oxydatif (**Zielinski & Pörtner, 2000 ; Viarengo et al., 2007 ; Alomar et al., 2017 ; Guo et al., 2021**). Il peut interagir avec les acides aminés, les protéines, les phospholipides et l'ADN (**Storey, 1996 ; Stohs et al., 2000 ; Bhattacharya et al., 2020**), pour former des biomolécules toxiques, non dégradables par l'organisme et qui s'accumulent avec l'âge (**Leibovitz & Siegel, 1980**). Divers contaminants peuvent déclencher la peroxydation lipidique, notamment les métaux et certains contaminants organiques (**Giguère et al., 2005 ; Ding et al., 2018 ; Wang et al., 2019 ; Kim et al., 2021**).

Notre étude a révélé une augmentation des taux de MDA au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi que le corps entier des alevins de *G. affinis* collectés au niveau du site de Site Brahim comparativement à ceux d'Oued Messida et d'El Karma tout au long de cycle de reproduction. Le taux élevé de MDA a été considéré comme le résultat d'un stress oxydatif dû aux xénobiotiques sur le site pollué (**Kovacic, 2017**). Des résultats similaires ont été rapportés par **Karadag et al. (2014)** chez le poisson téléostéen *Cyprinus carpio* collecté dans un lac de barrage (Turquie) contaminé par des rejets d'eaux usées municipales, agricoles et industrielles. **Kaptaner et al. (2016)** ont rapporté un taux élevé de MDA au niveau des testicules d'*Alburnus tarichi* (poisson d'eau douce) pêché dans un site pollué par des déchets domestiques, agricoles et industriels comparativement à d'autres sites non pollués, ainsi que, dans le foie, les reins, et les branchies du poisson chat africain *Clarias gariepinus* qui sont prélevés dans une rivière située à proximité d'un milieu industriel (**Farombi et al., 2007**). Cette augmentation a été observée dans l'ovaire des crabes bleus d'eau douce *Callinectes amnicola* prélevées sur des sites contaminés par des métaux lourds (**Olakolu & Chukwuka, 2014**).

Une augmentation des taux de MDA a été observée au niveau du foie d'un poisson téléostéen *Cyprinus carpio* après une exposition au pesticide organophosphoré quinalphos à des concentrations sublétales pendant une période de 20 jours (**Hemalatha et al., 2016**). L'exposition du poisson truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* à l'imidaclopride, un néonicotinoïde, a engendré l'augmentation du taux de MDA après 21 jours d'exposition (**Topal & Açil, 2022**). Le pesticide organophosphoré profenofos (PFF) modifie, également, le taux de MDA chez les alevins de poisson d'eau douce *Labeo rohita* après une exposition de 21 jours (**Nataraj et al., 2017**). L'atrazine a eu le même effet chez le poisson zèbre (*Danio*

rerio), avec une augmentation de peroxydation lipidique après 28 jours d'exposition (**Blahová et al., 2013**). L'étude de **kirici et al. (2017)** qui porte sur l'exposition des poissons d'eau douce *Capoeta umbla* au sulfate de cuivre pentahydraté (CuSO₄.5H₂O) (pesticides) a induit un stress oxydatif dans le foie, les reins et les branchies.

De plus, **Xie et al. (2019)** ont observé une augmentation des taux de MDA au niveau de l'intestin de poisson-chat jaune *Pelteobagrus fulvidraco* (poisson d'eau douce), exposé au cadmium pendant 8 semaines, et le mélange du cadmium et les nanotubes de carbone multiparois hydroxylés après 12 jours d'exposition dans le foie, les muscle et les branchies du poisson rouge *Carassius auratus* (**Qu et al., 2014**). **Vutukuru et al. (2006)** ont, également, signalé une augmentation des taux du MDA chez le poisson téléostéen d'eau douce *Esomus danricus* suite à une exposition au cuivre.

4.3.5. Taux des vitellines

La vitellogenèse est la voie la plus importante, qui est responsable de la croissance des ovocytes et le développement de l'embryon chez les poissons téléostéens ovipares (**Jiang et al., 2021 ; Babio et al., 2022**). Elle est caractérisée par l'incorporation de la majeure partie des protéines du vitellus obtenues par l'absorption de lipoprotéines de très haute densité, appelées vitellogénines (Vtg) (**Gupta et al., 2022 ; Babio et al., 2022**). Ce précurseur du jaune d'œuf est une phospholipoglycoprotéine complexe qui a un poids moléculaire de 300-640 kDa selon l'espèce de poisson (**Oveysi et al., 2017**) et qui est synthétisé dans le foie chez les femelles des poissons. La biosynthèse des vitellogénines est principalement contrôlée par la gonadotrophine folliculostimulante (FSH) qui stimule la synthèse par les cellules folliculaires ovariennes du 17 β -œstradiol (E2) qui, à son tour stimule la production de vitellogénines par l'interaction de l'E2 avec ses récepteurs dans le foie (**Donaldson, 1996 ; Jalabert, 2005 ; Mishra & Singh, 2021**); une fois produites, elles sont transportées vers l'ovaire par la circulation sanguine et s'accumulent dans l'ovocyte et se développent sous forme de granules ou de globules vitellins (**Kazeto et al., 2011 ; Yilmaz et al., 2015 ; Thomé et al., 2018 ; Bertolini et al., 2020 ; Gupta et al., 2022**) et représentent jusqu'à 80-90% de la densité du vitellus ovulé chez certains poissons (**Reading & Sullivan, 2011 ; Ramadhani et al., 2018**). En effet, la production de vitellogénine est soit très faible, soit absente chez les mâles et les femelles immatures, tandis que les femelles matures présentent un cycle saisonnier des niveaux de vitellogénine sérique, avec des valeurs maximales atteignant des dizaines de milligrammes par millilitre (**Sumpter & Jobling, 1995 ; Sajla et al., 2019**). La diversité des vitellogénines a été largement étudiée au cours des deux dernières années et il

semble maintenant que tous les téléostéens produisent plusieurs formes de vitellogénines (**Reading & Sullivan, 2011 ; Hiramatsu et al., 2015 ; Hara et al., 2016 ; Reading et al., 2017 ; 2018 ; Mushirobira et al., 2020**). La vitellogénine transporte également des lipides et d'autres ressources nutritionnelles comme le phosphore et le calcium, nécessaires au bon fonctionnement du métabolisme et au développement du tissu osseux (**Babin et al., 2007 ; Bhattacharya et al., 2018 ; Madihah et al., 2021**). L'exposition des poissons à de nombreux produits chimiques xénobiotiques peuvent réduire la capacité de reproduction en perturbant le système endocrinien (**Sajla et al., 2019**). En outre, les perturbations des niveaux de vitellogénine chez les femelles peuvent constituer un marqueur utile du dysfonctionnement causé par la perturbation endocrinienne en de nombreux sites de l'axe reproducteur (**Huang, 2014**). Chez *G. affinis*, la durée de la gestation est très variable ; elle est d'environ 25 jours dans le cas de grossesses courtes et de 35 jours pour les plus longues et la durée de la vitellogenèse est d'environ 8 jours. Une dizaine de jours après laparturition, l'ovaire contient des embryons à différents stades de développement (**Chambolle, 1970**). La vitellogenèse est initiée lorsque la température de l'eau dépasse 14°C et lamaturation finale des ovocytes ne se produit que lorsque la température de l'eau dépasse 18°C (**Medlen, 1951 ; Koya & Kamiya, 2000 ; Koya et al., 2004**).

L'étude a été réalisée au cours du mois d'avril correspondant au début de la période de reproduction de l'espèce dans le Nord-Est d'Algérie, période qui s'étend des mois d'avril à octobre. Nos résultats montrent des taux de vitellines chez les femelles des sites d'El Karma et de Sidi Brahim significativement faibles comparativement à ceux d'Oued Messida. Cette diminution suggère que les composés imitant les œstrogènes dans l'environnement peuvent être responsables de la réduction de la production de vitellogénine chez les poissons en se liant au récepteur des œstrogènes et en inhibant l'expression du gène vtg, ou en induisant une rétroaction négative le long de l'axe cerveau-hypophyse-gonades-foie (**Solé et al., 2003 ; Gerbron et al., 2014**). Il est connu chez les femelles que le foie est impliqué dans le développement des gonades et assure l'approvisionnement des réserves en vitellogénine pour les œufs de l'embryon en développement. En effet, pendant la vitellogenèse, la demande métabolique sur le foie des femelles téléostéens est très importante étant donné que le poids de l'ovaire peut atteindre un quart ou plus du poids corporel en raison de la croissance vitellogénique des ovocytes. Ces besoins métaboliques supplémentaires pour le foie des poissons femelles pourraient altérer la croissance vitellogénique de l'ovaire. L'étude de **Gerbron et al. (2014)**, a révélé une diminution de niveau de vitellogénine plasmatique d'un

poisson d'eau douce *Rutilus rutilus* collectés dans un site pollué par des produits chimiques anthropogéniques comparativement à un site éloigné de toute source de pollution de la rivière Seine (Normandie, France). Le taux de vitelline a également diminué avec l'augmentation du temps d'exposition dans l'ovaire de *G. affinis*, exposé aux thiaméthoxame (TMX) lors du 28^{ème} jour d'exposition (Cheghib *et al.*, 2020). Annabi *et al.* (2012), ont révélé que le cadmium inhibe l'induction in vivo de la synthèse de la vitellogénine chez les femelles de *G. affinis*. Celle d'Ortiz *et al.* (2021) sur *Pseudoplatysto mamagdaleniatum* (poisson d'eau douce) exposé à La carbamazépine (produit pharmaceutique) à différentes concentrations a, également, indiqué une diminution du taux de vitellogénine. Une réduction du taux de vitellogénine a été observée dans l'ovaire et l'hépatopancréas des écrevisses d'eau douce *Procambarus clarkii* exposés à un herbicide, l'atrazine (Gesaprim 90 WDG®, Syngenta) (silveyra *et al.*, 2018). Ce dernier a également provoqué une diminution du taux de vitellogénine dans l'ovaire des femelles du crabe *Neohelice granulata* (silveyra *et al.*, 2017 ; 2020).

4.4. Effet de la pollution sur la composition biochimique

4.4.3. Taux de lipides

Les lipides sont un constituant organique essentiel des tissus de tous les animaux. Ils jouent un rôle clé dans le métabolisme énergétique car ils sont les meilleurs producteurs d'énergie de l'organisme après les glucides (Gunstone & Harwood, 2007 ; Gurr & Harwood, 2016). Ils agissent comme un dépôt inversé d'énergie à partir duquel il est fourni et quand il est nécessaire (Katti & Sathyanesan, 1983 ; Prakas & Upadhyay, 2022). Le stockage et l'utilisation des lipides sont étroitement liés à la croissance, la maturation, la reproduction et le développement de l'embryon (Tocher, 2003 ; Hashemi & Goodman, 2015 ; Marei *et al.*, 2012 ; Paczkowski *et al.*, 2014 ; Dépatie *et al.*, 2020) et constitue la principale réserve nutritionnelle des œufs des poissons. Tout changement dans le métabolisme des lipides chez les poissons est reconnu comme une réponse générale au stress, à l'exposition aux contaminants organiques et inorganiques provoquant des dommages fonctionnels et oxydatifs.

Nos résultats révèlent des taux de lipides chez les individus des sites d'Oued Messida et d'El Karma significativement élevés comparativement à ceux du site de Sidi Brahim pendant le début et la fin de la période de reproduction et la période de repos sexuel, ce qui peut être due à l'inhibition de la synthèse des lipides en raison de l'inhibition de diverses enzymes comme les lipases, les phosphatases et les estérases ainsi qu'à la dégradation des lipides stockés pour répondre aux besoins énergétiques supplémentaires dans

des conditions de stress. L'étude de **Govindan et al. (1994)** a révélé qu'une exposition de *G. affinis* à un pesticide, le phosphamidon a provoqué une baisse significative des taux des lipides dans divers tissus à savoir le muscle, le foie et le cerveau. Des taux de lipides ont diminué dans le foie et les muscles du poisson d'eau douce *Mystus vittatus* exposé à un métal lourd, l'arsenic (**Prakash & Verma, 2019**) ; dans les muscles, le foie, les reins et les branchies chez *Labeo rohita* (poisson d'eau douce) après 30 jours d'exposition à des concentrations sublétales de détergent synthétique (6mg/L et 12mg/L) (**Prakash & Verma, 2018**), ou encore, dans le foie d'un poisson téléostéen *Astyanax bimaculatus* exposés à l'aluminium (**Vieira et al., 2013**).

Cependant, la teneur en lipides est dynamique et pourrait donc différer selon la saison (avant et après le frai) et l'habitat, en fonction de la disponibilité de la nourriture et des caractéristiques du milieu aquatique (**Gewurtz et al., 2011 ; Ríos et al., 2017**). De plus, les poissons à petit et grand corps devraient également être confrontés à différentes contraintes liées à la saison qui influence le cycle des lipides. En général, les réserves lipidiques sont épuisées pendant les périodes de frai, lorsque les lipides sont utilisés pour répondre aux exigences physiologiques et comportementales de la reproduction ainsi que pendant les mois d'hiver, lorsque la disponibilité de la nourriture est faible. Les réserves lipidiques sont ensuite reconstituées en été et/ou en automne lorsque la température et la disponibilité de la nourriture sont élevées (**Tytler & Calow, 1985 ; Encina & Granado-Lorencio, 1997 ; Schultz, 1999 ; Osborne, 2018**). L'étude a aussi révélé chez les femelles des taux de lipides plus faibles au début de la période de reproduction qu'à la fin de la période de reproduction et repos sexuel, cela est probablement due à la mobilisation des lipides comme source d'énergie pour répondre aux besoins énergétiques élevés pendant l'ovulation et le frai d'une part, et d'autre part à la faible intensité de l'alimentation et à la faible disponibilité des aliments (**Ganeshwade, 2018**). Par conséquent, le métabolisme des lipides peut être modifié en réponse à un large éventail de facteurs biotiques et abiotiques (**Mozetto & Zagatto, 2006 ; Gomes et al., 2015**).

CONCLUSION & PERSPECTIVES

5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La présente étude s'inscrit dans le cadre du projet P.R.F.U « Étude de certaines espèces aquatiques : aspects bioécologiques, morphométrique et biochimiques liés aux facteurs environnementaux » du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée de l'Université Badji Mokhtar d'Annaba, a pour objectif d'évaluer l'impact de la pollution sur un organisme non visé *Gambusia affinis* (Cyprinodontiforme: Poeciliidae) collectées à partir de trois sites du Nord-Est de l'Algérie représentés par : Oued Messida à El Tarf , El Karma et Sidi Brahim à Annaba.

Notre étude s'étale sur deux périodes de cycle de reproduction : début, fin de reproduction et repos sexuel. L'analyse des paramètres physico-chimique de l'eau a révélé des variations temporelles en rapport avec les conditions climatiques et anthropiques des trois sites d'étude. Des paramètres liés à la maturité sexuelle et la reproduction, qui indiquent : Un sexe ratio en faveur des femelles au niveau des trois sites d'étude, ainsi que la croissance ovocytaire est de type synchrone cependant les femelles d'Oued Messida et d'El Karma présentent une fécondité et des diamètres légèrement plus importants que ceux de Sidi Brahim. L'étude de la croissance (poids et tailles totales) et des indices métriques (rapport gonado-somatique, rapport hépato-somatique et indice de condition) a permis de confirmer une croissance et un état physiologique meilleur au niveau des sites d'Oued Messida et d'El Karma comparativement à celui de Sidi Brahim.

L'analyse biochimique des biomarqueurs a révélé une inhibition de l'activité spécifique de l'AChE et une induction de l'activité enzymatique de la GST avec une augmentation des taux de MTs et MDA ainsi qu'une diminution du taux de vitelline plus marquées chez les individus prélevés du site de Sidi Brahim par rapport à ceux du site d'Oued Messida et d'El Karma. Cette différence est liée à l'abondance qualitative et quantitative des polluants ainsi qu'aux paramètres physico-chimiques de l'eau qui ont un effet sur leur disponibilité. La composition biochimique des gonades et le corps entier de *G. affinis* révèle des taux de lipides significativement inférieurs chez les individus de Sidi Brahim comparativement à ceux d'Oued Messida et d'El Karma. Par ailleurs, l'étude a, également, montré chez les femelles des taux de lipides plus faibles au début de la période de reproduction, se traduisant par une mobilisation énergétique importante.

L'ensemble des résultats a permis de classer les sites d'étude par ordre décroissant de pollution : le site de Sidi Brahim (site pollué, caractérisé par sa proximité avec la pollution

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

urbaine, industrielle et domestique), suivi par El Karma et Oued Messida (sites relativement moins pollués). L'étude de la comparaison entre la population suggère que les mâles et les alevins montrent une sensibilité plus prononcée au stress environnemental par rapport aux femelles.

L'étude permet de projeter des perspectives intéressantes et pertinentes qui considèreraient les points suivants :

- L'identification de la nature des contaminants présents dans les eaux des sites pour avoir plus de précision ;
- La détermination des autres biomarqueurs tels que le Cytochrome P-450, responsable de la biotransformation des polluants en métabolites, la catalase et les protéines carbonylées ;
- Une étude histopathologique de l'ovaire pour pouvoir connaître et suivre les altérations provoquées par la pollution.

RESUMES

RESUME

La pollution est un problème majeur qui affecte l'environnement aquatique, en particulier les milieux d'eau douce dans le monde entier, qu'elle soit d'origine naturelle ou anthropique. L'objectif de ce travail consiste à étudier l'évaluation de la qualité de l'eau en utilisant un poisson non ciblé *Gambusia affinis* collecté au niveau de trois sites d'étude du Nord-Est de l'Algérie, qui diffèrent par leur degré et leur type de charge de contamination (Oued Messida, un site de référence, et deux autres sites proches d'activités anthropiques, El Karma et Sidi Brahim), durant le début et la fin de la période de reproduction et repos sexuel, en mesurant la croissance (taille et poids totaux), les indices métriques (rapport gonado-somatique, rapport hépato-somatiques et indice de condition) et les caractéristiques reproductif, ainsi que la réponse des biomarqueurs du stress environnemental.

Les paramètres physico-chimiques de l'eau (température, pH et salinité) ont montré des valeurs temporelles en relation avec les conditions climatiques et anthropiques des trois sites d'étude. Les caractéristiques liées à la maturité sexuelle et à la reproduction révèlent une domination des femelles dans les trois sites d'étude, ainsi que la mise en évidence de la présence d'ovocytes synchrones et de diamètres légèrement différents en favorisant les sites d'Oued Messida et d'El Karma. Les résultats de fécondité ont également montré que les femelles collectées à Oued Messida et El Karma sont plus fécondes que celles collectées à Sidi Brahim. L'étude de la croissance et les indices métriques des adultes femelles, mâles et alevins de *G. affinis* a montré une croissance altérée avec un rapport gonado-somatique et indice de condition plus faibles et un rapport hépato-somatique plus élevé chez les individus collectés au niveau du site de Sidi Brahim comparativement aux individus d'Oued Messida et d'El Karma tout le long du cycle de reproduction.

Les mesures des différents biomarqueurs révèlent des variations considérables en rapport avec le niveau de pollution et de stress subis par les individus *G. affinis*. De fait, une induction de l'activité spécifique de la GST avec un niveau plus élevé des taux de MTs et de MDA ainsi qu'une inhibition de l'activité enzymatique de l'AChE, et une diminution des niveaux de vitelline plus marquées au niveau du site de Sidi Brahim. La composition biochimique en lipides déterminée en période de reproduction et repos sexuel au niveau des gonades et le corps entier de *G. affinis* montre des taux significativement faibles chez les individus du site de Sidi Brahim comparativement aux individus d'Oued Messida et d'El Karma.

RESUME

La somme des résultats montre que le site de Sidi Brahim est le plus pollué, suivi d'El Karma et enfin d'Oued Messida. L'étude des différents paramètres chez les individus de *G. affinis* a révélé que les femelles adultes étaient plus robustes que les mâles adultes et les alevins.

Mot clés : Pollution, *Gambusia affinis*, Croissance, Indices métriques, Biomarqueurs, Biochimie, Reproduction.

ABSTRACT

Pollution is a major problem affecting the aquatic environment, particularly freshwater environments worldwide, whether it is of natural or anthropogenic origin. The objective of this work is to study the assessment of water quality using a non-targeted fish *Gambusia affinis* collected at three study sites in North-East Algeria, which differ in their degree and type of contamination load (Messida River, a reference site far from any source of pollution, and two other sites close to anthropogenic activities, El Karma and Sidi Brahim), during the beginning and end of the breeding and sexual resting period, by measuring growth (total size and weight), metric indices (gonado-somatic ratio, hepato-somatic ratio and condition index) and reproductive characteristics, as well as the response of biomarkers of environmental stress.

The physico-chemical parameters of the water (temperature, pH and salinity) showed temporal values in relation to the climatic and anthropogenic conditions of the three study sites. The characteristics related to sexual maturity and reproduction reveal a domination of females in the three study sites, as well as the presence of synchronous oocytes of slightly different diameters, favouring the sites of Messida River and El Karma. The fecundity results also showed that the females collected at Messida River and El Karma are more fecund than those collected at Sidi Brahim. The study of growth and metric indices of adult females, males and fry of *G. affinis* revealed an altered growth with a lower gonado-somatic ratio and condition index and a higher hepato-somatic ratio in individuals collected at the Sidi Brahim site compared to individuals at Messida River and El Karma throughout the reproductive cycle.

Measurements of the different biomarkers reveal considerable variations in relation to the level of pollution and stress experienced by the *G. affinis* individuals. Indeed, an induction of specific GST activity with higher levels of MTs and MDA as well as an inhibition of AChE enzymatic activity, and a decrease in yolk levels were more marked at the Sidi Brahim site. The biochemical composition of lipids determined during the reproductive and sexual resting periods in the gonads and the whole body of *G. affinis* revealed significantly low levels in individuals from the Sidi Brahim site compared to individuals from Messida River and El Karma.

The sum of the results shows that the Sidi Brahim site is the most polluted, followed by El Karma and finally the Messida River. The study of the different parameters in *G. affinis* individuals revealed that adult females were more robust than adult males and fry.

Keywords: Pollution, *Gambusia affinis*, Growth, Metric indices, Biomarkers, Biochemistry, Reproduction.

يعد التلوث مشكلة رئيسية تؤثر على البيئة المائية، وخاصة بيئات المياه العذبة في جميع أنحاء العالم، سواء كانت طبيعية أو بشرية المنشأ. الهدف من هذا العمل هو دراسة تقييم جودة المياه باستخدام سمكة غير مستهدفة *Gambusia affinis* تم جمعها في ثلاثة مواقع دراسة في شمال شرق الجزائر، والتي تختلف في درجتها ونوع حمل التلوث (واد مسيدا، موقع مرجعي، وموقعين آخرين قريبين من الأنشطة البشرية، الكرمة وسيدي إبراهيم)، خلال بداية ونهاية فترة التكاثر والراحة الجنسية، عن طريق قياس النمو (إجمالي الطول والوزن)، المؤشرات المترية (نسبة الغدد التناسلية الجسدية، النسبة الكبدية الجسدية ومؤشر الحالة) والخصائص الإنجابية، وكذلك استجابة المؤشرات الحيوية للإجهاد البيئي.

أظهرت المعلمات الفيزيائية والكيميائية للماء (درجة الحرارة، درجة الحموضة، والملوحة) القيم الزمنية فيما يتعلق بالظروف المناخية والأنثروبولوجيا لمواقع الدراسة الثلاثة. تكشف الخصائص المتعلقة بالنضج الجنسي والتكاثر عن هيمنة الإناث في مواقع الدراسة الثلاثة، فضلا عن إبراز وجود البويضات المتزامنة وبأقطار مختلفة قليلا لصالح موقعي واد مسيدا والكرمة. كما أظهرت نتائج الخصوبة أن الإناث التي تم جمعها في واد مسيدا والكرمة تكون أكثر خصوبة من تلك التي تم جمعها في سيدي إبراهيم. كشفت دراسة مؤشرات النمو والقياسات المترية للإناث والذكور والزريعة البالغة من النوع *G. affinis* عن نمو متغير مع انخفاض نسبة الغدد التناسلية الجسدية ومؤشر الحالة ونسبة كبدية جسدية أعلى في الأفراد الذين تم جمعهم في موقع سيدي إبراهيم مقارنة مع أفراد من واد مسيدا والكرمة طوال الدورة التناسلية.

تكشف قياسات المؤشرات الحيوية المختلفة عن اختلافات كبيرة فيما يتعلق بمستوى التلوث والإجهاد الذي يعاني منه أفراد *G. affinis* في الواقع، تحريض النشاط المحدد لـ GST مع مستوى أعلى من مستويات MTs وMDA بالإضافة إلى تثبيط النشاط الأنزيمي لـ AChE، وانخفاض مستويات الفيتيلين بشكل ملحوظ في مستوى موقع سيدي إبراهيم. يكشف التركيب الكيميائي الحيوي للدهون المحددة خلال فترة التكاثر والراحة الجنسية على مستوى الغدد التناسلية والجسم الكامل لـ *G. affinis* عن مستويات منخفضة بشكل ملحوظ في الأفراد من موقع سيدي إبراهيم مقارنة بأفراد من واد مسيدا والكرمة.

يظهر مجموع النتائج أن موقع سيدي إبراهيم هو الأكثر تلوثا، يليه الكرمة وأخيرا واد مسيدا. أظهرت دراسة المتغيرات المختلفة في أفراد النوع *G. affinis* أن الإناث البالغة كانت أقوى من الذكور البالغة ومن اليرقات.

الكلمات المفتاحية: التلوث، *Gambusia affinis*، النمو، المؤشرات المترية، المؤشرات الحيوية، الكيمياء الحيوية، التكاثر.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIES

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

A

-
- Abd El-Atti, M., Desouky, M.M.A., Mohamadien, A., & Said, R.M., 2019.** Effects of titanium dioxide nanoparticles on red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: Bioaccumulation, oxidative stress and histopathological biomarkers. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, **45** (1) : 11-18. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2019.01.001>
- Abdulelah, S.A., Crile, K.G., Almouseli, A., Awali, S., Tutwiler, A.Y., Tien, E.A., Manzo, V.J., Hadeed, M.N., & Belanger, R.M., 2020.** Environmentally relevant atrazine exposures cause DNA damage in cells of the lateral antennules of crayfish (*Faxonius virilis*). *Chemosphere*, **239** : 124786. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124786>
- Abdullah, N.A., Asri, L.N., Husin, S.M., Shukor, A.M.D., Darbis, N.D.A., Ismail, K., Agustar, H.K., Sulaiman, N., & Hazmi, I.Z., 2021.** Influence of physico-chemical characteristics of rembau river, peninsular Malaysia, on congregating *Pteroptyx* fireflies. *Environmental Monitoring and Assessment*, **193** : 634. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09426-y>
- Abelouah, M.R., Ben-Haddad, M., Alla, A.A., & Rangel-Buitrago, N., 2021.** Marine litter in the central Atlantic coast of Morocco. *Ocean and Coastal Management*, **214** : 105940. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105940>
- Adam, B.M., Ovie, E.A., & Gambo, J., 2020.** Monitoring and Exploring the Spatio-temporal Variation of Physico-chemical Variables of River Hadejia, Nigeria ; Using Statistical Approach. *Asian Journal of Geographical Research*, **3** (1) : 49-61. DOI : 10.9734/AJGR/2020/v3i130100.
- Adams, S.M., Ham, K.D., Greeley, M.S., LeHew, R.F., Hinton, D.E., & Saylor, C.F., 1996.** Downstream gradients in bioindicator responses: point source contaminant effects on fish health. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53** : 2177-2187. <https://doi.org/10.1139/f96-191>
- Adeosun, F.I., Idowu, A.A. Ajiboye, E.O., & Oghenochuko, M.T.O., 2019.** Relationship between water physico-chemical parameters and growth of *Brycinus macrolepidotus* (Valenciennes, 1850) in Akomoje water reservoir, Ogun State, Nigeria. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **13** (3) : 1231-1244. DOI:

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

10.4314/ijbcs.v13i3.2.

- Adeyemi, S.O., Bankole, N.O., Adikwu, I.A., & Akombo, P.M., 2009.** Age, growth and mortality of some commercially important fish species in Gbadikere Lake, Kogi State, Nigeria. *International Journal of Lakes and Rivers*, **2** (1) :63–69.
- Afsa, S., Vieira, M., Nogueira, A.F., ben Mansour, H., & Nunes, B., 2022.** A multi-biomarker approach for the early assessment of the toxicity of hospital wastewater using the freshwater organism *Daphnia magna*. *Environmental Science and Pollution Research*, **29** : 19132–19147. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16977-7>
- Ahipathy, M., & Puttaiah, E., 2006.** Ecological Characteristics of Vrishabhavathi River in Bangalore, India. *Environmental Geology*, **49** (8) : 1217–1222.
- Ahmadi, S., Ghafouri, H., Tarazi, S., Sarikhan, S., & Kh, O.S., 2021.** Cloning, purification and biochemical characterization of two glutathione S-transferase isoforms from *Rutilus frisii kutum*. *Protein Expression and Purification*, **179** : 105800. <https://doi.org/10.1016/j.pep.2020.105800>
- Ahmed, N., & Thompson, S., 2019.** The blue dimensions of aquaculture : a global synthesis. *Science of The Total Environment*, **652**: 851–861. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.163>
- Ajagbe, S.O., Odulate, D.O., Ariwoola, O.S., Abdulazeez, F.I., Ojubolamo, M.T., Adebisi-Fagbohunbe, T.A., Arabambi, I.O., Olomola, A.O., Oyekan, O.O., Fadimu, B.O., & Ganiyu, O.A., 2020.** Physico-Chemical Parameters Of Ikere-Gorge, Iseyin, Oyo State, Nigeria. *Ife Journal of Science*, **22** (2) : 25-33. <https://dx.doi.org/10.4314/ijbs.v22i2.3>
- Ajibare, A.O., & Loto, O.O., 2022.** Length-Weight Relationship and Condition Factor of *Sarotherodon melanotheron* and *Tilapia guineensis* in Lagos Lagoon, Nigeria. *Agrosearch*, **21** (1-2) :57-66. <https://dx.doi.org/10.4314/agrosh.v21i1-2.5>
- Ajima, M.N.O., Kumar, K., Poojary, N., & Pandey, P.K., 2021.** Sublethal diclofenac induced oxidative stress, neurotoxicity, molecular responses and alters energy metabolism proteins in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Environmental Science and Pollution Research*, **28** :44494–44504. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13899-2>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Ajima, M.N.O., Pandey, P.K., Kumar, K., & Poojary, N., 2017.** Neurotoxic effects, molecular responses and oxidative stress biomarkers in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) exposed to verapamil. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, **196** : 44-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpc.2017.03.009>
- Akpa, L.E., Ajima, M.N.O., & Oyedapo, F.A., 2020.** Evaluation of fisheries capacity, condition factor and physicochemical characteristics of different aquatic ecosystems in Jos, North Central, Nigeria. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **8 (5)** :277-281.
- Al Naggar, Y., Naiem, E., Mona, M., Giesy, J., & Seif, A., 2014.** Metals in agricultural soils and plants in Egypt. *Toxicological & Environmental Chemistry*, **96 (5)** : 730-742. <https://doi.org/10.1080/02772248.2014.984496>
- Al Naggar, Y., Khalil, M.S., & Ghorab, M.A., 2018.** Environmental Pollution by Heavy Metals in the Aquatic Ecosystems of Egypt. *Journal of Toxicology*, **3 (1)** : 555-603. DOI : 10.19080/OAJT.2018.03.555603.
- Al-Deghayem, W.A., Al-Balawi, H.F., Kandeal, S.A., & Suliman, E.M., 2017.** Gonadosomatic index and some hematological parameters in African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) as affected by feed type and temperature level. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **60** : e17160157. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4324-2017160157>
- Al-Ghais, S.M., 2013.** Acetylcholinesterase, glutathione and hepatosomatic index as potential biomarkers of sewage pollution and depuration in fish. *Marine Pollution Bulletin*, **74 (1)** :183–186. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.005>
- Al-Ghanim, K.A., Mahboob, S., Vijayaraghavan, P., Al-Misned, F.A., Kim, Y.O., & Kim, H.J., 2020.** Sublethal effect of synthetic pyrethroid pesticide on metabolic enzymes and protein profile of non-target Zebra fish, *Danio rerio*. *Saudi Journal of Biological Sciences*, **27**:441–447. DOI: 10.1016/j.sjbs.2019.11.005.
- Al-Haefedh, Y.S., 2007.** An eco-biological study of the mosquito fish, *Gambusia affinis* from the eastern province of Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences*, **14(1)** :115-122.
- Al-Mustafa, A.H., 2010.** Antioxidant enzyme activities, lipid hydroperoxide in human erythrocytes mediated by mono and dication: potential role of gallic acid and

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

rosemary extract. *Bulletin of Faculty of Agriculture*, **61** : 137-146.

- Al-Sarraj, E.S., & Jankeer, M.H., 2020.**Effect of Pollutants of the Tigris River Water on Activity of the Acetylcholinesterase Enzyme in Brain Tissues of *Cyprinus carpio* and *Condrostoma regium* and. *Indian Journal of Ecology*, **47** (4) : 949-954.
- Alam, M.D., & Das, N.G., 1996.**Fecundity and condition index of *Crassostrea madrasensis* (Cupped oyster) in the intertidal water of the Moheshkhali Channel of the Bay of Bengal. *Journal of the Inland Fisheries Society of India*, **28** :105-109.
- Alengebawy, A., Abdelkhalek, S.T., Qureshi, S.R., & Wang, M.Q., 2021.**Heavy Metals and Pesticides Toxicity in Agricultural Soil and Plants: Ecological Risks and Human Health Implications. *Toxics*, **9** :42. <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>
- Alhaman, J., Romero-Ruiz, A., Jebali, J., & Lopez-Barea, J., 2011.** Total metallothionein quantification by reversed-phase high performance liquid chromatography coupled to fluorescence detection monobromobimane derivation. *Environmental Research Journal*, **5** (5) :1-17.
- Ali, J., Khan, M.A., Nazneen, S., Muhammad, J., Nasir, M.J., Shah, M.T., Zahidullah, & Khan, S., 2018.**Assessment of heavy metals and physico-chemical characteristics of water and sediments, Kurram River (Pakistan). *Journal of Himalayan Earth Sciences*, **51** (1) :113-126.
- Ali, M., & Wootton, R.J., 1999.**Effect of variable food levels on reproductive performance of breeding female three-spined sticklebacks. *Journal of Fish Biology*, **55** : 1040–1053. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1999.tb00739.x>
- Aliko, N.G., Da Costa, K.S., Konan, K.F., Ouattara, A., & Gourène, G., 2010.**Fish diversity along the longitudinal gradient in a man-made lake of West Africa, Taabo hydroelectric reservoir, Ivory Coast. *Ribarstvo*, **68** (2):47-60.
- Allardi, J., & Keith, P., 1991.** Atlas préliminaire des poissons d'eau douce de France. *Coll. Patrimoines Naturels*, **4** : 234.
- Allocati, N., Masulli, M., Di Ilio, C., & Federici, L., 2018.** Glutathione transferases: substrates, inhibitors and pro-drugs in cancer and neurodegenerative diseases. *Oncogenesis*. **7** (8) : 15. DOI 10.1038/s41389-017-0025-3
- Alomar, C., Sureda, A., Capó, X., Guijarro, B., Tejada, S., & Deudero, S., 2017.** Microplastic ingestion by *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 fish and its potential for causing oxidative stress. *Environmental Research*, **159** :135–142.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aly, W., & Abouelfadl, K.Y., 2020. Impact of low-level water pollution on some biological aspects of redbelly tilapia (*Coptodon zillii*) in River Nile, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, **46** (3) :273-279. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.08.001>
- Amachree, D., & Idam, P.E., 2022. Organosomatic Indices and Condition Factor of *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) Sub-Adult Exposed to Commercial Paraquat. *International Journal of Innovative Science and Research Technology*, **7** (3) :283-288.
- Amara, R., Meziane, T., Gilliers, C., Hermel, G., & Laffargue, P., 2007. Growth and condition indices in juvenile sole *Solea solea* measured to assess the quality of essential fish habitat. *Marine Ecology Progress Series*, **351**: 201-208. <https://doi.org/10.3354/meps07154>
- Amiard-Triquet, A., & Amiard, J.C., 1998. Influence of ecological factors on accumulation of metal mixtures. In: Langston WJ, Bebianno MJ (eds) Metal metabolism in aquatic environments. *Chapman and Hall, London*, 351–386.
- Amiard, J.C., Amiard-Triquet, C., Barka, S., Pellerin, J., & Rainbow, P.S., 2006. Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicology*, **76** (2) :160–202. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.08.015>
- Anderson, R.O., & Gutreuter, S.J., 1983. Length, weight, and associated structural indices, In Nielsen, L., Johnson, D. (Eds.). *Fisheries Techniques American Fisheries Society, Bethesda, Maryland*, 284-300.
- Anibeze, C.I.P., 2000. Length-weight relationship and relative condition of *Heterobranchus longifilis* (Valenciennes) from Idodo River, Nigeria. Naga, *The ICLARM Quarterly*, **23** (2) : 34-35. <http://www.mppcb.mp.gov.in/proc/NGT%20Chambal>
- Annabi, A., Kessabi, K., Kerkeni, A., Said, K., & Messaoudi, I., 2012. Influence of Cadmium Exposure on Growth and Fecundity of Freshwater Mosquitofish *Gambusia affinis*: In Situ and In Vivo Studies. *Biological Trace Element Research*, **148** (3) : 345–355. Doi:10.1007/s12011-012-9372-2.
- Anusuya, P., Padmavathy, P., Aanand, S., & Aruljothi, K., 2017. Review on water quality parameters in freshwater cage fish culture. *International Journal of Applied Research*, **3** (5) : 114-120.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Arab, A., 1989.** Study of the populations of in-vertebrates and poisons applied to the evaluation of the quality of water and fish resources of the Mouzaia and Chiffa wadis. Thesis of Magister, University of Algiers. 139 p. (In French).
- Arimoro, F.O., Ikomi, R.B., & Iwegbue, C.M., 2007.** Ecology and abundance of oligochaetes as indicators of organic pollution in an Urban Stream in Southern Nigeria. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, **10 (3)** :446–453. DOI: 10.3923/pjbs.2007.446.453.
- Arojojoye, O.A., & Adeosun, A.M., 2016.** Effect of environmental pollution on oxidative stress biomarkers in african cat fish (*Clarias gariepinus*) from asejire river in oyo state, Nigeria. *Journal of environmental and occupational science*, **5 (4)** : 71-76. <https://doi.org/10.5455/jeos.20161122030636>
- Arojojoye, O.A., Oyagbemi, A.A., Ola-Davies, O.E., Asaolu, R.O., Shittu, Z.O., & Hassan, B.A., 2021.** Assessment of water quality of selected rivers in the Niger Delta region of Nigeria using biomarkers in *Clarias gariepinus*. *Environmental Science and Pollution Research*, **28** : 22936–22943. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11879-6>
- Arslan, P., & Özeren, S.C., 2019.** Growth biology of the top-mouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) from Lake Mogan (Turkey). *Ankara Üniversitesi Çevre Bilimleri Dergisi*, **7 (1)** :47–55.
- Arslan, P., & Ozeren, S.C., 2022.** Physiological and histopathological alterations in *Capoeta baliki* and *Squalius pursakensis* after caused by some environmental pollutants. *Environmental Monitoring Assessment*, **194** : 183. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09830-y>
- Asha, P.S., & Diwakar, R., 2007.** Hydrobiology of the inshore waters off Tuticorin in the Gulf. *Journal of the Marine Biological Association of India*, **49** : 7-11.
- Assan, N.F., Diaha, N.C., Edoukou, A., Angui, K.J.P., N'guessan, Y., & N'da, K., 2017.** Biologie de la reproduction d'*Elagatis bipinnulata* (Guoy & Gaimard, 1824) capturé dans le golfe de guinée par la flottille artisanale en Côte d'ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, **113** : 11208-11220.
- Assis, C.R.D., Linhares, A.G., Oliveira, V.M., França, R.C.P., Santos, J.F., Marcuschi, M., Maciel Carvalho, E.V.M., Bezerra, R.S., & Carvalho Jr, L.B., 2014.** Characterization of catalytic efficiency parameters of brain cholinesterases in

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- tropical fish. *Fish Physiology and Biochemistry*, **40** (6) :1659-1668.
- Atamanalp, M., Parlak, V., Özgeriş, F.B., Yeltekin, A.Ç., Ucar, A., Keleş, M.S., & Ala, G., 2021.** Treatment of oxidative stress, apoptosis, and DNA injury with N-acetylcysteine at simulative pesticide toxicity in fish. *Toxicology Mechanisms and Methods*, **1** (3) :224-234. <https://doi.org/10.1080/15376516.2021.1871794>
- Ateş, M., Sahilli, Y.C., & Korkmaz, V., 2017.** Determination of the level of malondialdehyde forming as a result of oxidative stress function in fish. *International Journal of Science and Research*, 2319-7064.
- Atli, G., & Canli, M., 2008.** Responses of metallothionein and reduced glutathione in a freshwater fish *Oreochromis niloticus* following metal exposures. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, **25**: 33–38. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2007.08.007>
- Australian Centre for Tropical Fresh Water Research (ACTFR), 2002.** Water quality for sustainable Agriculture NRM wet tropics.
- Auttarat, J., Phiriyangkul, P., & Utarabhand, P., 2006.** Characterization of vitellin from the ovaries of the banana shrimp *Litopenaeus merguensis*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, **143**(1): 27-36. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2005.09.009>
- Awange, J., 2018.** Environmental Monitoring. In *GNSS Environmental Sensing. Environmental Science and Engineering*, 1-13. DOI 10.1007/978-3-319-58418-8_1.
- Azmat, H., Javed, M., Hussain, S.M., Javid, A., & Jabeen, G., 2016.** Impacts of physico-chemical parameters on fish grown under heavy metal stress. *Pakistan Journal of Zoology*, **48** : 795-807.

B

- Babin, P.J., Carnevali, O., Lubzens, E., & Schneider, W.J., 2007.** Molecular aspects of oocyte vitellogenesis in fish. In: Babin, P.J., Cerdà, J., Lubzens, E. (Eds.). *The Fish Oocyte: From Basic Studies to Biotechnological Applications*, 40–76.
- Babio, L., Lokman, P.M., Damsteegt, E.L., & Dutoit, L., 2022.** Are Cell Junctions Implicated in the Regulation of Vitellogenin Uptake? Insights from an RNAseq-Based Study in Eel, *Anguilla australis*. *Cells*, **11** :550. <https://doi.org/10.3390/cells11030550>
- Bagenal, T.B., 1957.** Annual variations in fish fecundity. *Journal of the Marine Biological*

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Association*, **36 (2)** :377–382. <https://doi.org/10.1017/S0025315400016866>
- Bagenal, T.B., 1967.** A short review of fish fecundity in : S. D. Gerking (Ed.). *The Biological Basis Freshwater Fish production – Oxford*, 89-111.
- Bagenal, T.B., & Tesch, F.W., 1978.** Age and Growth. In: Bagenal, T. (Ed.). *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*, 3rd Edition, IBP Handbook No.3, Blackwell Science Publications, Oxford. 101-136p.
- Bagenal, T.B., 1978.** Fecundity. Bagenal (Eds.), *Methods for assessment of fish production in fresh waters. Blackwell Scientific Publications-Oxford*, 166-178.
- Baghel, M., & Reddy, P.B., 2021.** Alterations in hepatosomatic index (HSI) and condition factor (CF) in *Labeo rohita* from anthropogenically polluted river. *Life Sciences International Research Journal*, **8 (2)**.
- Baird, S.F., & Girard, C.F., 1853.** Descriptions of new species of fishes collected by Mr. John H. Clark, on the U. S. and Mexican Boundary Survey, under Lt. Col. Jas. D. Graham. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, **6** : 387–390.
- Balasubramanian, R., & Kannan, L., 2005.** Physico-chemical characteristics of the coral reef Environs of the Gulf of Mannar Biosphere Reserve, India. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, **31** : 265-271.
- Baldisserotto, B., Chowdhury, M.J., & Wood, C.M., 2005.** Effects of dietary calcium and cadmium on cadmium accumulation, calcium and cadmium uptake from the water, and their interactions in juvenile rainbow trout. *Aquatic Toxicology*, **72 (1-2)** :99-117. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.11.019>
- Banaee, M., Akhlaghi, M., Soltanian, S., Sureda, A., Gholamhosseini, A., & Rakhshaninejad, M., 2020.** Combined effects of exposure to sub-lethal concentration of the insecticide chlorpyrifos and the herbicide glyphosate on the biochemical changes in the freshwater crayfish *Pontastacus leptodactylus*. *Ecotoxicology*, **29** :1500–1515. <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02233-0>
- Banerjee, B.D., Seth, V., & Bhattacharya, A., 1999.** Biochemical effects of some pesticides on lipid peroxidation and free-radical scavengers. *Toxicology Letters*, **107 (1-3)** :33–47. [https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(99\)00029-6](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(99)00029-6)
- Bashir, I., Lobe, F.A., Bhat, R.A., Mir, S.A., Dar, Z.A. & Dar, S.A., 2020.** Concerns and Threats of Contamination on Aquatic Ecosystems. *Bioremediation and biotechnology*, 1–26. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-35691-0>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Baumann, L., Holbech, H., Schmidt-Posthaus, H., Moissl, A.P., Hennies, M., Tiedemann, J., Weltje, L., Segner, H., & Braunbeck, T. 2020.** Does hepatotoxicity interfere with endocrine activity in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, **238** :124589. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124589>
- Beamish, F.W.H., Jebbink, J.A., Rossiter, A., & Noakes, D.L.G., 1996.** Growth strategy of juvenile lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in a northern river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53** (3): 481-489. <https://doi.org/10.1139/f95-222>
- Beauchamp, C., & Fridovich, I., 1971.** Superoxide dismutase : Improved assays and an assay applicable to acrylamide gels. *Analytical Biochemistry*, **44** (1) : 276-287. [https://doi.org/10.1016/0003-2697\(71\)90370-8](https://doi.org/10.1016/0003-2697(71)90370-8)
- Beaudoin, R., 2007.** Modélisation individu-centrée pour aider à la détection et à l'interprétation des effets des polluants chimiques sur la dynamique de population d'un poisson, la Gambusie en écosystème expérimental. Thèse de Doctorat. Université de Rennes.
- Beldi, H., 2007.** Étude De *Gambusia affinis* (Poisson, Téléostéen) et *Donax trunculus* (Mollusque, Pélécyopode) : Écologie, Physiologie et Impacts de Quelques Altéragènes. Thèse de doctorat d'état en Sciences Naturelle, mention Biologie Animale, Option : Biologie et écologie marines. Université d'Annaba, Algérie, 116p.
- Bellas, J., Rial, D., Valdés, J., Vidal-Liñán, L., Bertucci, J.I., Muniategui, S., León, V.M., & Campillo, J.A., 2022.** Linking biochemical and individual-level effects of chlorpyrifos, triphenyl phosphate, and bisphenol A on sea urchin (*Paracentrotus lividus*) larvae. *Environmental Science and Pollution Research*, **29** : 46174-46187. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19099-w>
- Benavides, M., Fernández-Lodeiro, J., Coelho, P., Lodeiro, C., & Diniz, M.S., 2016.** Single and combined effects of aluminum (Al₂O₃) and zinc (ZnO) oxide nanoparticles in a freshwater fish, *Carassius auratus*. *Environmental Science and Pollution Research*, **23** :24578-24591.
- Bertolini, F., Jørgensen, M.G.P., Henkel, C., Dufour, S., & Tomkiewicz, J., 2020.** Unravelling the changes during induced vitellogenesis in female European eel through RNA-Seq: What happens to the liver? *Plos One*, **15**(8) : e0236438. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236438>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bharti, S., & Rasool, F., 2021.** Analysis of the biochemical and histopathological impact of a mild dose of commercial Malathion on *Channa punctatus* (Bloch) fish. *Toxicology Reports*, **8** :443-455. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2021.02.018>
- Bhattacharya, D., Sarka, S., Juin, S.M., & Nath, P., 2018.** Induction of fertilizable eggs by conspecific vitellogenin Implantation in captive female walking catfish, *Clarias batrachus* (Linn.). *Aquaculture Research*, **49** (9) : 3167-3175. <https://doi.org/10.1111/are.13780>
- Bhattacharya, R., Chatterjee, A., Chatterjee, S., & Saha, N.C., 2020.** Oxidative stress in benthic oligochaete worm, *Tubifex tubifex* induced by sublethal exposure to a cationic surfactant cetylpyridinium chloride and an anionic surfactant sodium dodecyl sulfate. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108906>
- Bhatti, S.j., Tabinda, A.B., Yasin, F., Yasar, A., Butt, H.I., & Wajahat, R., 2018.** Spatio-temporal variations in physico-chemical parameters and potentially harmful elements (PHEs) of Uchalli Wetlands Complex (Ramsar site), Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, **25** :33490–33507. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3240-3>
- Bhendarkar, M.P., Rathod, R.H., Joshi, H.D., & Sahoo, U., 2018.** Study on the Fecundity and Gonado somatic index of *Rastrelliger kanagurta* (Cuvier, 1817) of southern coast of Maharashtra, India. *Journal of Applied and Natural Science*, **10** (1) : 107 – 110. <https://doi.org/10.31018/jans.v10i1.1588>
- Bhilave, M., 2021.** Effect of methanol on lipid profile of freshwater fish *Cirrhinus mrigala*. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **9** (5) : 201–204. <https://doi.org/10.22271/fish.2021.v9.i5c.2569>
- Bhowmik, R.D., Suchetana, B., & Lu, M., 2019.** Showereffect of a rainfall onset on the heat accumulated during apreceding dry spell. *Scientific Reports*, **9**(1) : 1-10.
- Birsoy, K., Festuccia, W.T., & Laplante, M., 2013.** A comparative perspective on lipid storage in animals. *Journal of Cell Science*, **126** (7) :1541– 1552. <https://doi.org/10.1242/jcs.104992>
- Black, D.A., & Howell, W.M., 1979.** The North American Mosquitofish, *Gambusia affinis* : A Unique Case In Sex Chromosome Evolution. *Copeia*, **1979** (3) : 509– 513. <https://doi.org/10.2307/1443231>
- Blackburn, D.G., 1992.** Convergent evolution of viviparity, matrotrophy, and specializations

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- for fetal nutrition in reptiles and other vertebrates. *American Zoologist*, **32** (2) : 313–321. <https://doi.org/10.1093/icb/32.2.313>
- Blahová, J., Plhalová, L., Hostovský, M., Divišová, L., Dobšíková, R., Mikulíková, I., Štěpánová, S., & Svobodová, Z., 2013.** Oxidative stress responses in zebrafish *Danio rerio* after subchronic exposure to atrazine. *Food and Chemical Toxicology*, **61** : 82-85. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2013.02.041>
- Blanchette, B., Feng, X., & Singh, B.R., 2007.** Marine glutathione S-transferases. *Marine Biotechnology*, **9** : 513–542. <https://doi.org/10.1007/s10126-007-9034-0>
- Blanco, S., Romo, S., & Villena, M., 2004.** Experimental study on the diet of mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) under different ecological conditions in a shallow lake. *International Review of Hydrobiology*, **89** (3) : 250–262. <https://doi.org/10.1002/iroh.200310684>
- Blaylock, B.G., 1969.** The fecundity of *Gambusia affinis affinis* population exposed to chronic environmental radiation. *Radiation Research*, **37**: 108-117. <https://doi.org/10.2307/3572756>
- Blazer, V.S., Walsh, H.L., Braham, R.P., & Smith, C., 2018.** Necropsy-based Wild Fish Health Assessment. *Journal of Visualized Experiments*, **139** : e57946. doi:10.3791/57946.
- Bocquené, G., Galgani, F., & Walker, H., 1997.** Les cholinestérases, biomarqueurs de neurotoxicité. In : Lagadic L., Caquet T., Amiard J.C. et Ramade F., (eds) Biomarqueurs en écotoxicologie- Aspects fondamentaux. *Masson, Papis*, 204 - 209.
- Bolger, T., & Connolly, P.L., 1989.** The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. *Journal of Fish Biology*, **34** (2) : 171–82. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1989.tb03300.x>
- Bonifacio, A.F., Cazenave, J., Bacchetta, C., Ballesteros, M.L., Bistoni, M. de los Á., Amé, M.V., Bertrand, L., & Hued, A.C., 2016.** Alterations in the general condition, biochemical parameters and locomotor activity in *Cnesterodon decemmaculatus* exposed to commercial formulations of chlorpyrifos, glyphosate and their mixtures. *Ecological Indicators*, **67**: 88–97. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.011>
- Borah, R., Sonowal, J., Kachari, A., Nayak, N., & Biswas, S.P., 2022.** Investigations on

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Gonadosomatic Index and Gonad Histology of Barred Spiny eel *Macrognathus pancalus* Hamilton, 1822 from Upper Assam, India. *Agricultural Science Digest*, 1-7.
- Borthakur, M.K., 2018.** Study of gonadosomatic index and fecundity of fresh water fish *Xenotodon cancila*. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, **6 (3)** : 42-46.
- Bougis, P., 1952.** Recherche biométrique sur les Rougets *Mullus barbatus* L. et *Mullus surmuletus* L. *Archives de Zoologie expérimentale et générale*, **89(2)**: 57-174.
- Bouhafs, N., 1993.** Contribution à l'étude de la biologie d'un téléostéen d'eau douce *Gambusia affinis*. Thèse de Magister. Université Badji Mokhtar Annaba. 55P.
- Bounaceur, F., 1997.** Contribution to the ecological survey of *Gambusia affinis* (Baird and Girard, 1853) in 3 humid sites of the National Park of El Kala., Thèse de Magister. Institut national agronomique. INA-EL Harrach, 128.
- Bradford, M.M., 1976.** A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*, **72 (1-2)** :278-254. [https://doi.org/10.1016/0003-2697\(76\)90527-3](https://doi.org/10.1016/0003-2697(76)90527-3)
- Brandão, F., Cappello, T., Raimundo, J., Santos, M.A., Maisano, M., Mauceri, A., Pacheco, M., & Pereira, P., 2015.** Unravelling the mechanisms of mercury hepatotoxicity in wild fish (*Liza aurata*) through a triad approach: bioaccumulation, metabolomic profiles and oxidative stress. *Metallomics*, **7 (9)** : 1352–1363. <https://doi.org/10.1039/c5mt00090d>
- Britton, R.H., & Moser, M.E., 1982.** Size specific predation by herons and its effect on the sex-ratio of natural populations of the mosquito fish *Gambusia affinis* baird and girard. *Oecologia*, **53** :146–151. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00545657>
- Bruslé, J., & Quignard, J.P., 2001.** Biologie des poissons d'eau douce européens- collection aquaculture. *Pisciculture*, 535-544p.

C

-
- Cabrera, M.B., Bogan, S., Posadas, P., Somoza, G.M., Montoya-Burgos, J.I., & Cardoso, Y.P., 2017.** Risks associated with introduction of poeciliids for control of mosquito larvae: first record of the non-native *Gambusia holbrooki* in Argentina. *Journal of Fish Biology*, **91** :704–710. <https://doi.org/10.1111/jfb.13370>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Cadwallader, P.L., & Backhouse, G.N., 1983.** A guide to the freshwater fish of Victoria. Victorian Government Printing Office, Melbourne, Australia. 249 p.
- Cai, L., Satoh, M., Tohyama, C., & Cherian, M.G., 1999.** Metallothionein in radiation exposure: Its induction and protective role. *Toxicology*, **132** (2-3) :85–98.[https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(98\)00150-4](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(98)00150-4)
- Caissie, D., 2006.**The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, **51** (8) : 1389–1406.<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x>
- Calow, P., & Forbes, V. E., 1998.** How do physiological responses to stress translate into ecological and evolutionary processes? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, **120** (1) : 11–16.[https://doi.org/10.1016/S1095-6433\(98\)10003-X](https://doi.org/10.1016/S1095-6433(98)10003-X)
- Cappello, T., Brandão, F., Guilherme, S., Santos, M.A., Maisano, M., Mauceri, A., Canário, J., Pacheco, M., & Pereira, P., 2016.** Insights into the mechanisms underlying mercury-induced oxidative stress in gills of wild fish (*Liza aurata*) combining ¹H NMR metabolomics and conventional biochemical assays. *Science of The Total Environment*, **548–549** : 13–24.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.008>
- Carvalho Neta, R.N.F., Barbosa, G.L., Torres, H.S., Pinheiro Sousa, D.B., Castro, J.da.S., Santos, D.M.S., Tchaicka, L., de Almeida, Z.da.S., Teixeira, E.G., & Torres, A.R., 2017.** Changes in glutathione S-transferase activity and parental care patterns in a catfish (Pisces, Ariidae) as a biomarker of anthropogenic impact in a Brazilian harbor. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **72** :132–141.
<https://doi.org/10.1007/s00244-016-0326-0>
- Carvalho Neta, R.N.F., & Abreu-Silva, A.L., 2013.** Glutathione s-transferase as biomarker in *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae) for environmental monitoring: the case study of São Marcos Bay, Maranhão, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, **41** : 217-225. <https://doi.org/10.3856/vol41-issue2-fulltext-2>
- Castaldo, G., Sloopmaekers, M.P.B., Bervoets, L., Town, R.M., Blust, R., & De Boeck, G., 2020.** Investigating the effects of a sub-lethal metal mixture of Cu, Zn and Cd on bioaccumulation and ionoregulation in common carp, *Cyprinus carpio*. *Aquatic Toxicology*, **218** : 105363. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105363>
- Celander, M.C., 2011.** Cocktail effects on biomarker responses in fish. *Aquatic Toxicology*, **105** (3-4) :72-77. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.06.002>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Chahouri, A., Agnaou, M., El Hanaoui, M., Yacoubi, B., Moukrim, A., & Ali Banaoui, 2021.** Assessment of seasonal and spatial variation responses of integrated biomarkers in two marine sentinel bivalve species: Agadir Bay (Southern of Morocco). *Marine Pollution Bulletin*, **174** :113179. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113179>
- Chai, W.S., Cheun, J.Y., Kumar, P.S., Mubashir, M., Majeed, Z., Banat, F., Ho, S.H., & Show, P.L., 2021.** A review on conventional and novel materials towards heavy metal adsorption in wastewater treatment application. *Journal of Cleaner Production*, **296** : 126589. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126589>
- Chambolle, P., 1970.** Modalités du développement et analyse des facteurs physiologiques de la reproduction chez *Gambusia sp.* (Poisson Téléostéen); recherches descriptives et expérimentales. Thèse 3ème cycle. Université de Bordeaux I : 192p.
- Chambolle, P., 1973.** La reproduction du *Gambusia*. *Bulletin biologique de la France et de la Belgique*, **107 (1)**: 27-101.
- Chan, K.M., 1995.** Metallothionein: potencial biomarker for monitoring heavy metal pollution in fish around Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, **31 (4-12)** : 411–415. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)00125-7](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00125-7)
- Chang, T., Wei, B., Wang, Q., He, Y., & Wang, C., 2020.** Toxicity assessment of municipal sewage treatment plant effluent by an integrated biomarker response in the liver of crucian carp (*Carassius auratus*). *Environmental Science and Pollution Research*, **27** :7280–7288. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07463-2>
- Charissou, A.M., Cossu-Leguille, C., & Vasseur, P., 2004.** Relationship between two oxidative stress biomarkers, malondialdehyde and 8-oxo-7,8-dihydro-2'-deoxyguanosine, in the freshwater bivalve *Unio tumidus*. *Science of the Total Environment*, **322 (1)** : 109–122. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.09.028>
- Chaubey, B.K., Bano, F., & Serajuddin, M., 2021.** Comparative Study of Reproductive Traits in Gangetic Hairfin Anchovy, *Setipinna phasa* (Hamilton, 1822) from Estuarine and Freshwater Ecosystems. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **21** : 179-189. http://doi.org/10.4194/1303-2712-v21_4_03
- Cheghib, Y., Chouahda, S., & Soltani N., 2020.** Side-effects of a neonicotinoid insecticide (actara) on a non-target larvivorous fish *Gambusia affinis*: growth and

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- biomarkerresponses. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, **46** :167-172. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2019.12.007>
- Chen, L., Ma, L., Bai, Q., Zhu, X., Zhang, J., Wei, Q., & Chen, W., 2014.** Heavy metal-induced metallothionein expression is regulated by specific protein phosphatase 2a complexes. *Journal of Biological Chemistry*, **289** (32) :22413-22426. <https://doi.org/10.1074/jbc.M114.548677>
- Cheng, Y., Xiong, W., Tao, J., He, D., Chen, K., & Chen, Y., 2018.** Life-history traits of the invasive mosquitofish (*Gambusia affinis* Baird and Girard, 1853) in the central Yangtze River, China. *BioInvasions Records*, **7** (3) : 309–318. <https://doi.org/10.3391/bir.2018.7.3.13>
- Chenoli, S.N., Jayakrishnan, P.R., Samah, A.A., Hai, O.S., Mazuki, M.Y.A., & Lim, C.H., 2018.** Southwest monsoon onset dates over Malaysia and associated climatological characteristics. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, **179** : 81–93. <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2018.06.017>
- Chouahda, S., & Soltani, N., 2009.** Impact du cadmium et du halofenozide sur les indices métriques des femelles adultes d'un poisson culiciphage, *Gambusia affinis*. *Science & Technologie*, **C 29** : 9–14.
- Chouahda, S., & Soltani, N., 2013.** Toxicité aiguë et chronique du cadmium chez un poisson culiciphage : *Gambusia affinis*. *Bulletin de la Société zoologique de France*, **138** (1-4) : 115-126.
- Chouahda, S., & Soltani, N., 2013.** Toxicité aiguë et chronique du cadmium chez un poisson culiciphage : *Gambusia affinis*. *Bulletin de la Société zoologique de France*, **138** (1-4): 115-126.
- Chouahda, S., 2011.** Evaluation de deux xénobiotiques (Cadmium et Halofenozide) sur un poisson culiciphage à intérêt médical, *Gambusia affinis*. Thèse de doctorat d'état en Science Naturelle, mention Biologie Animale, Option : écotoxicologie. Université d'Annaba, Algérie, 220 p.
- Chouahda, S., Berghiche, H., & Soltani, N., 2010.** Toxicité aiguë du malathion à l'égard des adultes d'un poisson larvifère, *Gambusia affinis*. *Bulletin de l'INSTM NS*, **14**: 158-163.
- Chouahda, S., Sifi, K., & Soltani, N., 2006.** Toxicité du cadmium et de l'halofenozide chez les alevins d'un poisson culiciphage *Gambusia affinis* : croissance et activités

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

enzymatiques. *Bulletin de l'Institut National des Sciences de la Mer et Technologies de la Mer (INSTM, Salammbô)*, NS 10: 137-140.

Chouahda, S., Sifi, K., & Soltani, N., 2007. Evaluation de l'impact d'un insecticide sélectif efficace contre les moustiques sur la croissance des alevins d'un poisson larvivoire, *Gambusia affinis*. *Journal Algérien de Médecine*, 1 & 2 (15) : 17-19.

Choudhury, C., Mazumder, R., Kumar, R., Dhar, B., & Sengupta, M., 2021. Cadmium induced oxystress alters Nrf2-Keap1 signaling and triggers apoptosis in piscine head kidney macrophages. *Aquatic Toxicology*, 231 : 105739. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105739>

Çiftçi, N., Ay, Ö., Karayakar, F., Cıçık, B., & Erdem, C., 2015. Effects of zinc and cadmium on condition factor, hepatosomatic and gonadosomatic index of *Oreochromis niloticus*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24: 1-4.

Constantz, G.D., 1989. Reproductive biology of Poeciliid fishes. In: Meffe, G.K. and Snelson F.F. (eds.), *Ecology & Evolution of Livebearing Fishes (Poeciliidae)*. Prentice Hall, New York, 33–50.

Cordova, M.R., Nurhati, I.S., Shiimoto, A., Hatanaka, K., Saville, R., & Riani, E., 2022. Spatiotemporal macro debris and microplastic variations linked to domestic waste and textile industry in the supercritical Citarum River, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 175 : 113338. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113338>

Cortes, E., 2000. Life history patterns and correlations in sharks. *Reviews in Fisheries Science*, 8 : 299–344. <https://doi.org/10.1080/10408340308951115>

D

Dadebo, E., 2016. Length-weight relationship, breeding season, sex ratio, maturity and fecundity of the Nile catfish *Synodontis schall* (Bloch and Schneider, 1801) (Pisces: Mochokidae) in Lake Chamo, Ethiopia. *Ethiopian Journal of Science and Technology*, 9 (2) :87-102. <http://dx.doi.org/10.4314/ejst.v9i2.2>

Dagnelie, P., 2009. Statistique théorique et appliquée statistique descriptive et base de l'inférence statistique, 3 : 512p.

Dallinger, R., 1994. Invertebrate organisms as biological indicators of heavy metal pollution. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 48 : 27–31.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Dalzochio, T., Rodrigues, G.Z.P., Petry, I.E., Gehlen, G., & da Silva, L.B., 2016.** The use of biomarkers to assess the health of aquatic ecosystems in Brazil : a review. *International Aquatic Research*, **8 (4)** : 283–298. <https://doi.org/10.1007/s40071-016-0147-9>
- Dane, H., & Şişman, T., 2020.** A morpho-histopathological study in the digestive tract of three fish species influenced with heavy metal pollution. *Chemosphere*, **242** :125212. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125212>
- Dane, H., & Şişman, T., 2020.** Effects of heavy metal pollution on hepatosomatic index and vital organ histology in *Alburnus mossulensis* from Karasu River. *Turkish Journal of Veterinary & Animal Sciences*, **44 (3)** : 607-617. <https://doi.org/10.3906/vet-1904-50>
- Datta, S., Saha, D.R., Ghosh, D., Majumdar, T., Bhattacharya, S., & Mazumder, S., 2007.** Sub-lethal concentration of arsenic interferes with the proliferation of hepatocytes and induces in vivo apoptosis in *Clarias batrachus* L. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **145 (3)** :339–349. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2007.01.005>
- Dawood, M.A.O., AbdEl-kader, M.F., Moustafa, E.M., Gewaily, M.S., & Abdo, S.E., 2020.** Growth performance and hemato-immunological responses of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to deltamethrin and fed immunobiotics. *Environmental Science and Pollution Research*, **27** :11608–11617.
- De Domenico, E., Mauceri, A., Giordano, D., Maisano, M., Giannetto, A., Parrino, V., Natalotto, A., D'agata, A., Cappello, T., & Fasulo, S., 2013.** Biological responses of juvenile European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) exposed to contaminated sediments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **97**:114–123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.07.015>
- De Merona, B., & Ecoutin, J.M., 1979.** La croissance des poissons d'eau douce africaine, revue bibliographique et essai de généralisation. Première réunion de Limnologie Africaine, Ostom, Nairobi, 139p.
- Dekić, R., Savić, N., Manojlović, M., Golub, D., & Pavličević, J., 2016.** Condition Factor and Organosomatic Indices of Rainbow Trout (*Onchorhynchus Mykiss*, Wal.) From Different Brood Stock. *Biotechnology in Animal Husbandry*, **32 (2)** : 229-237. <https://doi.org/10.2298/BAH1602229D>
- Demirci, Ö., & Güngördü, A., 2020.** Evaluation of the biochemical effects of an acetamiprid-

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- based insecticide on a non-target species, *Gambusia holbrooki*. *Water and Environment Journal*, **34** (1) :481-489. <https://doi.org/10.1111/wej.12549>
- Deniz, F., 2022.** Green purification of heavy metal pollution from aquatic environment by biorefinery waste biomass of *Nigella sativa* L. A novel and effective treatment agent. *Environmental Technology & Innovation*, **25** : 102118. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102118>
- Dépatie, C., Houde, M., & Verreault, J., 2020.** Environmental exposure of northern pike to a primary wastewater effluent :Impact on the lipidomic profile and lipid metabolism. *Aquatic Toxicology*, **221** :105421. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105421>
- Ding, J., Zhang, S., Razanajatovo, R.M., Zou, H., & Zhu, W., 2018.** Accumulation, tissue distribution, and biochemical effects of polystyrene microplastics in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Environmental Pollution*, **238** :1–9. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.001>
- Diniz, M.S., Peres, I., & Pihan, J.C., 2005.** Comparative study of the estrogenic response of mirror carp (*Cyprinus carpio*) exposed to treated municipal sewage effluent (Lisbon) during two periods in different seasons. *Science of the Total Environment*, **349** :129–139. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.014>
- Dodd, J.M., 1977.** The structure of the ovary of non-mammalian vertebrates. In *The Ovary*, 1st ed, Zuckerman, S., Weir, B.J., Eds. *Academic Press, New York, NY, USA*, **1** :219–263.
- Doering, J.A., Villeneuve, D.L., Tilton, C.B., Kittelson, A.R., Blackwell, B.R., Kahl, M.D., Jensen, K.M., Poole, S.T., Cavallin, J.E., Cole, A.R., Dean, K.N., LaLone, C.A., & Ankley, G.T., 2021.** Assessing effects of aromatase inhibition on fishes with group-synchronous oocyte development using western mosquitofish (*Gambusia affinis*) as a model. *Aquatic Toxicology*, **232**: 105741. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105741>
- Dragun, Z., Marijić, V.F., Krasnići, N., Ramani, S., Valić, D., Rebok, K., Kostov, V., & Jordanova, M., & Erk, M., 2017.** Malondialdehyde concentrations in the intestine and gills of Vardar chub (*Squalius vardarensis* Karaman) as an indicator of lipid peroxidation. *Environmental Science and Pollution Research*, **24** :16917–16926. DOI 10.1007/s11356-017-9305-x.
- Draper, H.H., & Hadley, M., 1990.** Malondialdehyde determination as index of lipid

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

peroxidation. *Methods in enzymology*, **186**:241-431. [https://doi.org/10.1016/0076-6879\(90\)86135-I](https://doi.org/10.1016/0076-6879(90)86135-I)

Draredja-Beldi, H., & Soltani, N., 2001. Effects of diflubenzuron on growth and glutathione in mosquitofish (*Gambusia affinis*). *Rijksuniversiteit te Gent. Fakulteit van de Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen*, **66 (2b)** : 857-862.

Duarte, S., Araújo, F.G., Sales, A., & Bazzoli, N., 2007. Morphology of gonads, maturity and spawning season of *Loricariichthys spixii* (siluriformes, loricariidae) in a subtropical reservoir. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **50** :1019–1032. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132007000700013>

Dumlu, A.B., & Guner, U., 2020. Acute and some chronic effects of nickel in *Gambusia holbrooki*. *Fresenius Environmental Bulletin*, **29 (9)** : 7342-7348.

E

Ebeh, H.N., Ogbonna, S.A., & Nwani, C.D., 2017. Plasma biochemistry, haematological and biometric reference values of *Protopterus annectens* of Anambra River, Nigeria. *Zoology and Ecology*, **27 (1)**: 74-81. <http://dx.doi.org/10.1080/21658005.2016.1268385>

Edoreh, J.A., Inegbenosun, C.U., Elimhingbovo, I.O., & Imoobe, T.O.T., 2019. Spatial And Temporal Variation In Physico-Chemical Parameters At Ugbevwe Pond, Oghara, Delta State. *Tropical Freshwater Biology*, **28 (2)** :141 – 157. <https://dx.doi.org/10.4314/tfb.v28i2.11>

Edward, J.B., & Ugwumba, A.A.A., 2010. Physico-Chemical Parameters and Plankton Community of Egbe Reservoir, Ekiti State, Nigeria. *Research Journal of Biological Sciences*, **5 (5)**: 356-367.

Edwards, T.M., Miller, H.D., & Jr Guillette, L.J., 2006. Water quality influences reproduction in female mosquitofish (*Gambusia affinis*) from eight Florida springs. *Environmental Health Perspectives*, **114 (1)** :69–75. <https://doi.org/10.1289/ehp.8056>

Edwards, T.M., Toft, G., & Jr Guillette, L.J., 2010. Seasonal reproductive patterns of female *Gambusia holbrooki* from two Florida lakes. *Science of The Total Environment*, **408 (7)** : 1569–1576. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.12.013>

Egun, N.K., & Oboh, I.P., 2022. Freshwater Source Suitability for Aquaculture : A Case Study of Ikpoba Reservoir, Edo State, Nigeria. *International Science and Technology*

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Journal of Namibia, **15** : 50–56.

EL Gendy, K.S., Gad, A.F., &Radwan, M.A., 2020.Physiological and Behavioral Responses of Land Molluscs as Biomarkers for Pollution Impact Assessment: A Review. *Environmental Research*, 110558.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110558>

El-Kasheif, M.A., Shalloof, K.A., & Authman, M.M.N., 2013.Studies on somereproductive characters of Tilapia species in Damietta branch of the River Nile.*Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*,**8** : 323-339.

El-Khayat, H.M.M.,Abu Taleb, H.M.,Helal, N.S.,&Ghone, S.I., 2020. Assessment of metallothionein expression in Biomphalaria alexandrina snails and *Oreochromis niloticus* Fish as a biomarker for water pollution with heavy metals.*Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, **24** (2) :209-223.

<https://dx.doi.org/10.21608/ejabf.2020.80032>

Elias, N.S., Abouelghar, G.E., Sobhy, H.M., Elmenawy, H.F., &Elsaiedy, E.G., 2020. Sublethal effects of the herbicide thiobencarb on fecundity, histopathological and biochemical changes in the African catfish (*Clarias gariepinus*).*Iranian Journal of Fishries Sciences*,<https://dx.doi.org/10.22092/ijfs.2018.119669>

Ellman, G.L., 1959. Tissue sulfhydryl groups. *Archives of biochemistry and biophysics*, **82**: 70- 77.

Ellman, G.L., Courtney, K.D., Andres, V., & Featherstone, R.M., 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Parmacology*, **7** (2) : 88-95. [https://doi.org/10.1016/0006-2952\(61\)90145-9](https://doi.org/10.1016/0006-2952(61)90145-9)

Encina, L., & Granado-Lorencio, C., 1997. Seasonal variations in the physiological status andenergy content of somatic and reproductive tissues of chub. *Journal of Fish Biology*, **50** (3) :511-522.<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb01946.x>

Erguden, S.A., 2013.Age, growth, sex ratio and diet of eastern mosquitofish *Gambusia holbrooki*Girard, 1859 in Seyhan Dam Lake (Adana/Turkey). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, **12** (1) : 204- 218.

F

Fabacher, D.L., &Baumann, P.C., 1985. Enlarged livers and hepatic microsomal mixed-

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- function oxidase components in tumor-bearing brown bullheads from a chemically contaminated river. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **4** (5) :703-710. <https://doi.org/10.1002/etc.5620040514>
- Fabre, M.C., Descamps, M., & Baert, J.L., 1990.** Identification and partial characterization of vitellin and vitellogenin from *Scolopendra cingulata* Latreille (*Myriapoda Chilopoda*). In: 8th international conference on myriapodology, Innsbruck, Austria. Ber. nat.-ined. Verein Innsbruck, 117– 121p.
- Faggio, C., Pagano, M., Alampi, R., Vazzana, I., & Felice, M.R., 2016.** Cytotoxicity, haemolymphatic parameters, and oxidative stress following exposure to sub-lethal concentrations of quaternium-15 in *Mytilus galloprovincialis*. *Aquatic Toxicology*, **180** :258–265. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.10.010>
- Famoofo, O.O., & Abdul, W.O., 2020.** Biometry, condition factors and length-weight relationships of sixteen fish species in Iwopin fresh-water ecotype of Lekki Lagoon, Ogun State, Southwest Nigeria. *Heliyon*, **6** (1) : e02957. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02957>
- Fantodji, A., 1987.** Biologie et physiologie de la reproduction de *pomadasy jubelini* (cuvier) (poisson téléostéen) des lagunes et mer de côte d'Ivoire. Thèse de doctorat d'Etat, Université Nationale d'Abidjan, 130p.
- Fantón, N., Cazenave, J., Michlig, M.P., Repetti, M. R., & Rossi, A., 2021.** Biomarkers of exposure and effect in the armoured catfish *Hoplosternum littorale* during a rice production cycle. *Environmental Pollution*, **287** : 117356. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117356>
- Faria, M., Carrasco, L., Diez, S., Riva, M.C., Bayona, J.M., & Barata, C., 2009.** Multi-biomarker responses in the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* exposed to polychlorobiphenyls and metals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **149** (3) :281-288. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2008.07.012>
- Farombi, E.O., Adelowo, O.A., & Ajimoko, Y.R., 2007.** Biomarkers of Oxidative Stress and Heavy Metal Levels as Indicators of Environmental Pollution in African Cat Fish (*Clarias gariepinus*) from Nigeria Ogun River. *International Journal of*

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Environmental Research and Public Health*, **4** (2) :158-165;
<https://doi.org/10.3390/ijerph2007040011>
- Fernandez-Delgado, C., & Rossomanno, S., 1997.** Reproductive biology of the maosuitofish in a permanent natural lagoon in south- west Spain : two tactics for one species. *Journal of Fish Biology*, **51** (1): 80-92.<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb02515.x>
- Fleuren, M., van Leeuwen, J.L., & Pollux, B.J.A., 2019.** Superfetation reduces the negative effects of pregnancy on the fast-start escape performance in live-bearing fish. *Proceedings Royal Society B*, **286** (2019) : 20192245.
<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2019.2245>
- Förlin, L., & Haux, C., 1990.** Sex differences in hepatic cytochrome P-450 monooxygenase activities in rainbow trout during an annual reproductive cycle. *Journal of Endocrinology*, **124** :207-213. <https://doi.org/10.1677/joe.0.1240207>
- Foster, A.R., Houlihan, D.F., & Hall, S.J., 1993.** Effects of nutritional regime on correlates of growth rate in juvenile Atlantic cod (*Gadhus morhua*): comparisons of morphological and biochemical measurements. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **50** (3): 502-512.<https://doi.org/10.1139/f93-059>
- Fraille, B., Saez, C.A., Vicentini, M.P.D.M. & Paniagua, R., 1992.** The testicular cycle of *Gambusia affinis holbrooki* (Teleostei: Poeciliidae). *Journal of Zoology*, **228** (1) : 115–126. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1992.tb04436.x>
- Fraille, B., Sáez, F.J., Vicentini, C.A., González, A., De Miguel, M.P., & Paniagua, R., 1994.** Effects of temperature and photoperiod on the *Gambusia affinis holbrooki* testis during the spermatogenesis period. *Copeia*, **1994** (1): 216-221.
<https://doi.org/10.2307/1446688>
- Franssen, C.M., 2009.** The Effects of Heavy Metal Mine Drainage on Population Size Structure, Reproduction, and Condition of Western Mosquitofish, *Gambusia affinis*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **57** :145–156. DOI 10.1007/s00244-008-9244-0.
- Fraival, A., 2002.** Elles aussi, elles aiment les insectes, les Gambusies. *Insectes*, **125**(2) : 14-16.

G

- Gadd, G.M., & Griffiths, A.J., 1997.** Microorganisms and heavy metal toxicity. *Microbial Ecology*, **4** : 303-317, <https://doi.org/10.1007/BF02013274>
- Gall, G.A.E., Cech, J.J., Garcia, R., Resh, V.H., & Washino, R.K., 1980.** Mosquitofish – an established predator. *California Agriculture*, **34** : 21–22.
- Gamperl, A.K., Ajiboye, O.O., Zanuzzo, F.S., Sandrelli, R.M., de Fatima, C.P.E., & Beemelmans, A., 2019.** The impacts of increasing temperature and moderate hypoxia on the production characteristics, cardiac morphology and haematology of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture*, **519**:734874. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734874>
- Gandhewar, S.S., & Zade, S.B., 2019.** Bioaccumulation of Some Heavy Metals in The Fish, *Clarias batrachus* (Linn). *Life Science Informatics Publications*, **5** (2) :1083-1091.
- Ganesh, C.B, Deepak, S., Padma, S.H., Gayatri, B, G., & Pavithra, H., 2015.** Chronic Exposure to Moderate Hypoxia Impairs Reproductive Success in the Mosquitofish *Gambusia Affinis*. *Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences*, **3** (1) :10-14.
- Ganeshwade, R.M., 2018.** Seasonal Changes in the Biochemical contents of Fresh water Fish *Notopterus chitala* (Gunther, 1839). *Bioscience Discovery*, **9** (4) : 515-522.
- Gao, J., Ouyang, X., Chen, B., Jourdan, J., & Plath, M., 2017.** Molecular and morphometric evidence for the widespread introduction of Western mosquitofish *Gambusia affinis* (Baird and Girard, 1853) into freshwaters of mainland China. *BioInvasions Records*, **6**(3) : 281– 289. <https://doi.org/10.3391/bir.2017.6.3.14>
- Gerber, R., Smit, N.J., van Vuren, J.H.J., Ikenaka, Y., & Wepener, V., 2018.** Biomarkers in tigerfish (*Hydrocynus vittatus*) as indicators of metal and organic pollution in ecologically sensitive subtropical rivers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **157** (15) :307–317. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.03.091>
- Gerbrun, M., Geraudie, P., Fernandes, D., Rotchell, J.M., Porte, C., & Minier, C., 2014.** Evidence of altered fertility in female roach (*Rutilus rutilus*) from the River Seine (France). *Environmental Pollution*, **191** :58–62. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.04.015>
- Geret, F., Serafim, A., Barreira, L., & Bebianno, M.J., 2002.** Effect of cadmium

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- on antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation in the gills of the clam *Ruditapes decussatus*. *Biomarkers*, **7** (3) : 242–256. <https://doi.org/10.1080/13547500210125040>
- Gewurtz, S.B., Backus, S.M., Bhavsar, S.P., McGoldrick, D.J., De Solla, S.R., & Murphy, E.W., 2011. Contaminant biomonitoring programs in the Great Lakes region: review of approaches and critical factors. *Environmental Reviews*, **19** :162–184. <https://doi.org/10.1139/a11-005>
- Gharred, T., Mannai, R., Belgacem, M., & Jebali, J., 2019. Incidence of morphometry variation, growth alteration, and reproduction performance of the annular sea bream (*Diplodus annularis*) as effective tools to assess marine contamination: how useful is a multi-biomarkers approach? *Environmental Science and Pollution Research*, **27** :4075–4088.
- Giguère, A., Campbell, P.G., Hare, L., & Cossu-Leguille, C., 2005. Metal bioaccumulation and oxidative stress in yellow perch (*Perca flavescens*) collected from eight lakes along a metal contamination gradient (Cd, Cu, Zn, Ni). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **62** (3) : 563-577. <https://doi.org/10.1139/f04-224>
- Goede, R.W., & Barton, B.A., 1990. Biological indicators of stress in fish. *American Fisheries Society Symposium*, **8** :93–108.
- Goldsworthy, G.J., Mordue, W., & Guthkelch, J., 1972. Studies on insect adipokinetic hormones. *General and Comparative Endocrinology*, **18**(3):545-551. [https://doi.org/10.1016/0016-6480\(72\)90034-2](https://doi.org/10.1016/0016-6480(72)90034-2)
- Golombieski, J. I., Sutili, F.J., Salbego, J., Seben, D., Gressler, L.T., Cunha, J.A., Gressler, L.T., Zanella, R., Vaucher, R.A., Marchesan, E., & Baldisserotto, B., 2016. Imazapyr + imazapic Herbicide Determines Acute Toxicity in Silver Catfish *Rhamdia quelen*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **128** :91–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.02.010>
- Gomes, A.D., Tolussi, C.E., Ribeiro, C.da S., Honji, R.M., & Moreira, R.G., 2015. The role of ovarian steroids in reproductive plasticity in *Hoplias malabaricus* (Teleostei: Characiformes: Erythrinidae) in tropical reservoirs with different degrees of pollution. *General and Comparative Endocrinology*, **222** : 1-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ygcen.2014.10.008>
- Gonino, G., Branco, P., Benedito, E., Ferreira, M.T., & Santos, J.M., 2019. Short-term effects of wildfire ash exposure on behaviour and hepatosomatic condition of a

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- potamodromous cyprinid fish, the Iberian barbel *Luciobarbus bocagei* (Steindachner, 1864). *Science of The Total Environment*, **665**:226–234. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.108>
- Govindan, V.S., Jacob, L., & Devika, R., 1994.** Toxicity and metabolic changes in *Gambusia affinis* exposed to phosphamidon. *Ecotoxicology and Environmental Monitoring*, **4(1)**:16.
- Greani, S., Lourkisti, R., Berti, L., Marchand, B., Giannettini, J., Santini, J., & Quilichini, Y., 2017.** Effect of chronic arsenic exposure under environmental conditions on bioaccumulation, oxidative stress, and antioxidant enzymatic defenses in wild trout *Salmo trutta* (Pisces, Teleostei). *Ecotoxicology*, **26 (7)** :930–941. <https://doi.org/10.1007/s10646-017-1822-3>
- Grier, H.J., Uribe, M.C., Lo Nostro, F.L., Mims, S.D., & Parenti, L.R., 2016.** Conserved form and function of the germinal epithelium through 500 million years of vertebrate evolution. *Journal of Morphology*, **277 (8)** : 1014-1044. <https://doi.org/10.1002/jmor.20554>
- Grier, H.J., Uribe, M.C., Parenti, L.R., & De la Rosa-Cruz, G., 2005.** Fecundity, the germinal epithelium, and folliculogenesis in viviparous fishes. *Gonadas and Gametogenesis of Viviparous Fishes, New Life Publications : Homestead, Florida, USA*, 193–217p.
- Guebailia, A., 2012.** Etude comparative du régime alimentaire de *Gambusia holbrooki* en Numidie. Thèse de Magister. Université 08 mai 1945. Guelma. 93p.
- Gunstone, F.D., Harwood, J.L., & Dijkstra, A.J., 2007.** The lipid handbook .3 rd edition. CRC Press, Boca Raton, 1472p.
- Guo, B., Feng, D., Xu, Z., Qi, P., & Yan, X., 2021.** Acute benzo[a]pyrene exposure induced oxidative stress, neurotoxicity and epigenetic change in blood clam *Tegillarca granosa*. *Scientific Reports*, **11** :18744. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-98354-5>
- Gupta, G., Srivastava, P.P., Gangwar, M., Varghese, T., Chanu, T.I., Gupta, S., Ande, M.P., Krishna, G., & Jana, P., 2022.** Extra-Fortification of Zinc Upsets Vitellogenin Gene Expression and Antioxidant Status in Female of *Clarias magur* brooders. *Biological Trace Element Research*, **200**:1861–1871.
- Gupta, J. P. & Rivastava, S.P., 2001.** Maturity determination by gonadosomatic index during

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

annual reproductive cycle in *Passer domesticus*. *Environment and Ecology (Kalyani)*, **191** : 216-218.

Gupta, P., & Verma, S.K., 2020. Impacts of herbicide pendimethalin on sex steroid level, plasma vitellogenin T concentration and aromatase activity in teleost *Clarias batrachus* (Linnaeus). *Environmental Toxicology and Pharmacology*, **75** : 103324. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103324>

Gürkan, S.E., 2022. Impact of Nickel Oxide Nanoparticles (NiO) on Oxidative Stress Biomarkers and Hemocyte Counts of *Mytilus galloprovincialis*. *Biological Trace Element Research*. <https://doi.org/10.1007/s12011-022-03189-4>

Gurr, M.I., Harwood, J.L., Frayn, K.N., Murphy, D.J., & Michell, R.H., 2016. Lipids: Biochemistry, biotechnology and health. 6th edition. Wiley-Blackwell, 391p.

H

Habig, W.H., Pabst, M.J., & Jacoby, W.B., 1974. The glutathione S-transferase: The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of Biological Chemistry*, **249** (22): 7130-7139. [https://doi.org/10.1016/S0021-9258\(19\)42083-8](https://doi.org/10.1016/S0021-9258(19)42083-8)

Häder, D.P., Banaszak, A.T., Villafane, V.E., Narvarte, M.A., Gonzalez, R.A., & Helbling, E.W., 2020. Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problem with global implications. *Science of the Total Environment*, **713** : 136586. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136586>

Hamed, R.R., & Farid, N.M., 2003. Glutathione Related Enzyme Levels of Freshwater Fish as Bioindicators of Pollution. *The Environmentalist*, **23**: 313-322.

Hanafiah, M.M., Yussof, M.K.M., Hasan, M., AbdulHasan, M.J., & Toriman, M.E., 2018. Water quality assessment of Tekala River, Selangor, Malaysia. *Applied Ecology and Environmental Research*, **16** (4) : 5157–5174. <http://dx.doi.org/10.15666/a>.

Hara, A., Hiramatsu, N., & Fujita, T., 2016. Vitellogenesis and choriogenesis in fishes. *Fisheries Science*, **82** : 187–202. DOI 10.1007/s12562-015-0957-5.

Hara, T.O., & Singh, B., 2021. Electrochemical Biosensors for Detection of Pesticides and Heavy Metal Toxicants in Water : Recent Trends and Progress. *ACS EST Water*, **1** : 462–478. <https://dx.doi.org/10.1021/acsestwater.0c00125>

Harmey, N.V., Dhamani, A.A., & Andrew, R.J., 2013. Seasonal Variations in the

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Physicochemical Parameters of Pindavani Pond of Central India.

- Hasan, M., Hosen, M.H.A., Miah, M.I., Ahmed, Z.F., Chhanda, M.S., & Shahriar, S.I.Md., 2020.** Fecundity, length at maturity and gonadal development indices of river catfish (*Clupisoma garua*) of the old Brahmaputra River in Bangladesh. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, **46** :259–263. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.08.003>
- Hashemi, H.F., & Goodman, J.M., 2015.** The life cycle of lipid droplets. *Current opinion in cell biology*, **33** :119–124. <https://doi.org/10.1016/j.ceb.2015.02.002>
- Hayati, A., Nurhariyati, T., Pramudya, M., Susilo, R.J.K., & Mwendolwa, A.A., 2020.** Potential of probiotics and vitamin C on metallothionein and hematological parameters in tilapia (*Oreochromis niloticus*) affected by cadmium exposure. *AACL Bioflux*, **13** (5) : 3078-3085.
- Hayati, A., Yuliarini, N., Soegianto, A., Widiana, H., Rindaputri, I., Auliya, N., & Ika, P.A., 2017.** Metallothionein analysis and cell damage levels on the liver and gill of *Barbonymus gonionotus* in Brantas River, Indonesia. *Journal of Biological Researches*, **22** (2) : 20-24. <http://dx.doi.org/10.23869/bphjbr.23.1.20174>
- Haynes, J.L., & Cashner, R.C., 1995.** Life history and population dynamics of the western mosquitofish: A comparison of natural and introduced populations. *Journal of Fish Biology*, **46** (6): 1026–1041. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1995.tb01407.x>
- Heather, F.J., Childs, D.Z., Darnaude, A.M., & Blanchard, J.L., 2018.** Using an integral projection model to assess the effect of temperature on the growth of gilthead seabream *Sparus aurata*. *Plos One*, **13** (5) :196092. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196092>
- Helfman, G.S., Collette, B.B., & Facey, D.E., 1997.** The Diversity of Fishes. Blackwell Science, Malden, MA, 512 p.
- Hemalatha, D., Amala, A., Rangasamy, B., Nataraj, B., & Ramesh, M., 2016.** Sublethal toxicity of quinalphos on oxidative stress and antioxidant responses in a freshwater fish *Cyprinus carpio*. *Environmental Toxicology*, **31** (11) : 1399-1406. <https://doi.org/10.1002/tox.22145>
- Hemmadi, V., 2016.** Metallothionein - A potential biomarker to assess the metal contamination in marine fishes - A review. *International Journal of Bioassays*, **5** (4) :4961-4973.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Hertika, A.M.S., Arfiati, D., Lusiana, E.D., Putra, R.B.D.S., 2021. Effect of environmental factors on hematology profile of *Gambusia affinis* caught at Brantas River watershed, Indonesia. *F1000Research*, **10** :1169. <https://doi.org/10.12688/f1000research.74117.1>
- Hertika, A.M.S., Supriatna, D.A., Nugroho, B.A., Handoko, A.D., Qurniawatri, A.Y., & Prasetyawati, R.A., 2021. The hematological profile of *Barbonymus altus* to evaluate water quality in the Badher bank conservation area, Blitar, East Java, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, **22** (5) : 2532–2540. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d220510>
- Hildebrand, S.F., 1927. Sex ratio in *Gambusia*. *The Biological Bulletin*, **53** (5) :390–404. <https://doi.org/10.2307/1537062>
- Hinojosa-Garro, D., Rendón-von Osten, J., &Dzul-Caamal, R., 2020. Banded tetra (*Astyanax aeneus*) as bioindicator of trace metals in aquatic ecosystems of the Yucatan Peninsula, Mexico: Experimental biomarkers validation and wild populations biomonitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **195** : 110477. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110477>
- Hiramatsu, N., Todo, T., Sullivan, C.V., Schilling, J., Reading, B.J., Matsubara, T., Ryu, W., Mizuta, H., Luo, W., Nishimiya, O., Wu, M., Mushirobira, Y., Yilmaz, O., &Hara, A., 2015. Ovarian yolk formation in fishes: Molecular mechanisms underlying formation of lipid droplets and vitellogenin-derived yolk proteins. *General and Comparative Endocrinology*, **221**: 9-15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.yggen.2015.01.025>
- Hmoud, F.A.B., Zubair, A., Ali, S.A., Fahad, A.M., El-Amin, M.S., &Khalid, A.A., 2011. Toxicity bioassay of lead acetate and effects of its sublethal exposure on growth, haematological parameters and reproduction in *Clarias gariepinus*. *African Journal of Biotechnology*, **10** (53) :11039-11047. DOI: 10.5897/AJB11.1463.
- Hossain, M.Y., Hossen, M.A., Pramanik, M.N.U., Nawer, F., Ahmed, Z.F., Yahya, K., &Rahman, M., 2015. Threatened Fishes of the World *Labeo calbasu* (Hamilton, 1822) (Cypriniformes: Cyprinidae). *Croatian Journal of Fisheries: Ribarstvo*, **73** (3):134-136. <https://doi.org/10.14798/73.3.836>
- Hossain, M.Y., Rahman, M.M., Fulanda, B., Jewel, M.A.S., Ahamed, F., &Ohtomi, J., 2012. Length-weight and length-length relationships of five threatened fish

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- species from the Jamuna (Brahmaputra River tributary) River, northern Bangladesh. *Journal of Applied Ichthyology*, **28** (2) :275–277. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01900.x>
- Hossain, Z., Hossain, M.S., Ema, N.S., & Omri, A., 2021.** Heavy metal toxicity in Buriganga river alters the immunology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L). *Heliyon*, **7** (11): e08285. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08285>
- Hou, L., Xie, Y., Ying, G., & Fang, Z., 2011.** Developmental and reproductive characteristics of western mosquitofish (*Gambusia affinis*) exposed to paper mill effluent in the Dengcun River, Sihui, South China. *Aquatic Toxicology*, **103** (3-4) : 140–149. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.02.018>
- Huang, G.Y., & Wang, Y.S., 2010.** Expression and characterization analysis of type 2 metallothionein from grey mangrove species (*Avicennia marina*) in response to metal stress. *Aquatic Toxicology*, **99** (1) : 86-92. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.04.004>
- Huang, G.Y., Liu, Y.S., Chen, X.W., Liang, Y.Q., Shi, W.J., Hu, L.X., Tian, F., Chen, J., & Ying, G.G., 2016.** Multi-biomarker responses as indication of contaminant effects in *Gambusia affinis* from impacted rivers by municipal effluents. *Science of the Total Environment*, **563–564**:273–281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.127>
- Huang, G.Y., Liu, Y.S., Liang, Y.Q., Shi, W.J., Yang, Y.Y., Liu, S.S., Hu, L.X., Chen, H.X., Xie, L.T., & Ying, G.G., 2019.** Endocrine disrupting effects in western mosquitofish *Gambusia affinis* in two rivers impacted by untreated rural domestic wastewaters. *Science of Total Environment*, **683** : 61-70. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.231.
- Huang, G.Y., Ying, G.G., Liang, Y.Q., Liu, S.S., & Liu, Y.S., 2014.** Expression patterns of metallothionein, cytochrome P450 1A and vitellogenin genes in western mosquitofish (*Gambusia affinis*) in response to heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **105** :97–102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.04.012>
- Huang, G.Y., Ying, G.G., Liu, S., & Fang, Y.X., 2012.** Regulation of reproduction- and biomarker-related gene expression by sex steroids in the livers and ovaries of adult female western mosquitofish (*Gambusia affinis*). *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, **162** : 36–43. doi: 10.1016/j.cbpa.2012.02.006.
- Hubbs, C., 2000.** Survival of *Gambusia affinis* in a hostile environment. Southwestern

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Naturalist, **45** : 521–522. DOI : [10.2307/3672601](https://doi.org/10.2307/3672601)

Hughes, A.L., 1985. Seasonal changes in fecundity and size at 1st reproduction in an Indiana population of the mosquitofish, *Gambusia affinis*. *American Midland Naturalist*, **114** :30–36.

Hutchinson, T.H., Lyons, B.P., Thain, J.E., &Law, R.J., 2013. Evaluating legacy contaminants and emerging chemicals in marine environments using adverse outcome pathways and biological effects-directed analysis. *Marine Pollution Bulletin*, **74(2)** : 517–525. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.012>

I

Iheanacho, S.C., & Odo, G.E., 2020. Dietary exposure to polyvinyl chloride microparticles induced oxidative stress and hepatic damage in *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). *Environmental Science and Pollution Research*, **27**: 21159–21173 <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08611-9>

Iheanacho, S.C., & Odob, G.E., 2021. Neurotoxicity, oxidative stress biomarkers and haematological responses in African catfish (*Clarias gariepinus*) exposed to polyvinyl chloride microparticles. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **232** :108741. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108741>

Innal, D., & Giannetto, D., 2020. Occurrence of *Gambusia holbrooki* Girard, 1859 (Poeciliidae) in Four Mediterranean River Estuaries of Turkey, Nursery Habitats of Several Native and Threatened Species. *Acta Zoologica Bulgarica*, **72 (4)** : 553-560.

Islam, F.U., Jalali, S., Shafqat, M.N., & Shah, S.T.A., 2017. Endosulfan is toxic to the reproductive health of male freshwater fish, *Cyprinion watsoni*. *The Science of Nature*, **104**. <https://doi.org/10.1007/s00114-017-1526-9>

Iyabo, U.B., 2017. Food and Feeding Habit and Condition Factor of Tilapia Species in Ebonyi River, Southeastern Nigeria. *American Association of Science and Technology Communications*, **3 (6)** :248-253.

J

Jafarabadi A.R., Bakhtiari, A.R., Mitra, S., Maisano, M., Cappello, T., & Jadot, C.,

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- 2019.** First polychlorinated biphenyls (PCBs) monitoring in seawater, surface sediments and marine fish communities of the Persian Gulf : Distribution, levels, congener profile and potential health risk assessment. *Environmental Pollution*, **253** :78–88. DOI : 10.1016/j. envpol.2019.07.023.
- Jalabert, B., 2005.** Particularities of reproduction and oogenesis in teleost fish compared to mammals. *Reproduction Nutrition Development*, **45** (3) : 261-279. <https://doi.org/10.1051/rnd:2005019>
- Jamali, H., Patimar, R., Farhadi, M., & Daraei, V., 2016.** Age, growth and reproduction of *Paracoptis malapterura* (Teleostei : Nemacheilidae) from Qom River, *Iranian Journal of Ichthyology*, **3** (1) :43–52.
- Jan, K., & Ahmed, I., 2021.** Comparative study of length-weight relationships and biological indices of Himalayan snow trout, *Schizothorax labiatus*, inhabiting two lotic water bodies in the Kashmir Valley. *Fisheries & Aquatic Life*, **29** (3) : 176–184. <https://doi.org/10.2478/aopf-2021-0019>
- Jan, M., & Jan, N., 2017.** Studies on the fecundity (F), gonadosomatic index (GSI) and hepatosomatic index (HSI) of *Salmo trutta fario* (Brown trout) at Kokernag trout fish farm, Anantnag, Jammu and Kashmir. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **5** (6) : 170–173.
- Jan, M., & Ahmed, I., 2016.** Assessment of fecundity, gonadosomatic index and hepatosomatic index of snow trout, *Schizothorax plagiostomus* in river Lidder, from Kashmir Himalaya, India. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **4** (2) : 370-375.
- Jasmine, S., & Molina, M.A., 2016.** Reproductive biology of *Mystus vittatus* (Bloch, 1794) in the Padma River, Bangladesh. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **4** (5) : 666-669.
- Javed, M., & Usmani, N., 2019.** An Overview of the Adverse Effects of Heavy Metal Contamination on Fish Health. Proceedings of the National Academy of Sciences. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, **89** (2) : 389–403.
- Javed, M., Ahmad, M.D.I., Usmani, N., & Ahmad, M., 2017.** Multiple biomarker responses (serum biochemistry, oxidative stress, genotoxicity and histopathology) in *Channa punctatus* exposed to heavy metal loaded waste water. *Scientific Reports*, **7** :1675.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Jawad, L.A., 2021.** The Presence of Gambusia Fish in the Southern Marshes of Iraq : Bad or Good. *Southern Iraq's Marshes*, **36** :285-294.
- Jawad, L.A., &Busneina, A.M., 2000.**Fecundity of mosquitofish, *Gambusia affinis* (Baird & Girard) as a function of female size in fish from two lakes in Libya. *Miscel.lania Zoologica*, **23** (1) : 31-40.
- Jebali, J., Banni, M., Guerbej, H., Almeida, E., Bannaoui, A., &Boussetta, H., 2006.** Effects of malathion and cadmium on acetylcholinesterase activity and metallothionein levels in the fish *Seriola Dumerilli*. *Fish Physiology and Biochemistry*, **32** :93-98.
- Jebali, J., Khedher, S. B., Sabbagh, M., Kamel, N., Banni, M., &Boussetta, H., 2013.** Cholinesterase activity as biomarker of neurotoxicity: Utility in the assessment of aquatic environment contamination. *Revista de Gestão Costeira Integrada. Journal of Integrated Coastal Zone Management*, **13** (4):525–537. <https://doi.org/10.5894/rgci430>
- Jega, I.S., Miah, M.d.I., Haque, M.M., Shahjahan, M.d., Ahmed, Z.F., &Fatema, K., 2017.** Sex ratio, length-weight relationships and seasonal variations in condition factor of menoda catfish *Hemibagrus menoda* (Hamilton, 1822) of the Kangsha River in Bangladesh. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **5** (5) : 49-54.
- Jekayinfa, O., & Bawa-Allah, K., 2022.** Assessing the potential toxicity of paint industry effluents to aquatic organisms using the whole effluent testing (WET) approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, **194** (3) : 172. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09832-w>
- Jiang, D., Wang, Y., Zhou, S., Long, Z., Liao, Q., Yang, J., & Fan, J., 2019.** Multivariate analyses and human health assessments of heavy metals for the surface water quality in the Xiangjiang River Basin, China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **38**(8) : 1–13. <https://doi.org/10.1002/etc.4461>
- Jiang, H., Tang, D., Gao, X., Lin, C., Feng, B., Du, C., Jin, S., &Zhu, J., 2021.** Molecular cloning, characterisation and expression analysis of the vitellogenin genes vtgA₀₁ and vtgC during ovarian development in Chinese hook snout carp *Opsariichthys bidens*. *Reproduction, Fertility and Development*, **33** (7) : 455-465. <https://doi.org/10.1071/RD20294>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Jiménez-Martínez, L.D., Álvarez-González, C.A., De la Cruz- Hernández, E., Tovar-Ramírez, Galaviz,M.A., Camarillo-Coop, S., Martínez-García, R., Concha-Frías, B., &Peña, E., 2018.** Partial sequence characterization and ontogenetic expression of genes involved in lipid metabolism in the the tropical gar (*Atractosteus tropicus*). *Aquaculture Research*, 13879. DOI : 10.1111/are.13879
- Johansson, N., Larsson, A., &Lewander, K., 1972.** Metabolic effects of PCB on browntrout (*Salmo trutta*).*Comparative and General Pharmacology*,**3** :310-314.[http://dx.doi.org/10.1016/0010-4035\(72\)90009-2](http://dx.doi.org/10.1016/0010-4035(72)90009-2)
- Jordan, D.S., & Evermann, B.W., 1896.** The Fishes of North and Middle America. A Descriptive Catalogue of the Species of Fish-Like Vertebrates Found in the Waters of North America, North of the Isthmus of Panama Part I. *Bulletin of the United States National Museum*,**47**.
- Jordan, D.S., &Gilbert, C.H., 1882.** Synopsis of the fishes of North America. *Bulletins of the United States National Museum*. Volume III (No. 16). Government Printing Office, Washington, D.C.
- Jorgensen, S.E., 2016.** Handbook of ecological models used in ecosystem and environmental management. *Ecology and Environmental Management*, **3** : 636.

K

- Kaddour, A., Belhoucine, F., & Alioua, A., 2021.**Integrated use of condition indexes, genotoxic and cytotoxic biomarkersfor assessing pollution effects in fish (*Mullus barbatus* L., 1758) on theWest coast of Algeria. *South Asian Journal of Experimental Biology*, **11 (3)** :287-299.
- Kah, O., 1986.** Central regulation of reproduction in teleosteen. *Fish physiology and Biochemistry*, **2** : 25- 34. <https://doi.org/10.1007/BF02264071>
- Kalavathy, K.A., Sirvakumar, A., &Rashmi, C., 2001.** Toxic effect of pesticide dimethoate on the fish *Sarotherodon mossambicus*.*Journal of Ecological Research and Bioconservation*, **2** :27–32.
- Kaptaner, B., Kankaya, E., Dogan, A.,& Durmuş, A., 2016.**Alterations in histology and antioxidant defense system in the teste of the lake Van fish (*Alburnus tarichi* Gldenstdt, 1814). *Environmental Monitoring and Assessment*,**188** : 474.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Kapusta, A., Kuczyńska, B., & Puppel, K., 2018.** Relationship between the degree of antioxidant protection and the level of malondialdehyde in high-performance Polish Holstein-Friesian cows in peak of lactation. *Plos one*, **13 (3)** : 193512. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193512>
- Kapute, F., Valeta, J., Likongwe, J., Kang, J., Nagoli, J., & Mbamba, D., 2016.** Growth performance of three tilapia fish species raised at varied pond sizes and water depths. *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, **8 (8)** : 81-86. <https://doi:10.5897/IJFA2016.0566>
- Karadag, H., Firat, Ö., & Firat, Ö., 2014.** Use of Oxidative Stress Biomarkers in *Cyprinus carpio* L. for the Evaluation of Water Pollution in Ataturk Dam Lake (Adiyaman, Turkey). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **92** : 289–293.
- Karayak, F., Yurt, Ö., Cicik, B., & Canli, M., 2022.** Accumulation and Elimination of Cadmium by the Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) in differing Temperatures and Responses of Oxidative Stress Biomarkers. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **145**.
- Karnatak, G., Sarkar, U.K., Naskar, M., Roy, K., Nandi, S., Mishal, P., Lianthuamluaia, L., Kumari, S., & Das, B.K., 2020.** Modeling pre-spawning fitness and optimal climate of spotted snakehead *Channa punctata* (Bloch, 1793) from a Gangetic floodplain wetland of West Bengal, India. *International Journal of Biometeorology*, **64 (11)** : 1889–1898.
- Kartas, F., & Quignard, J.P., 1984.** La fécondité des poissons téléostéens. Collection de Biologie des Milieux Marins 5. Edit. Masson, Paris, 121p.
- Katti, S.R., & Sathyanesan, A.C., 1983.** Lead nitrate induced changes in lipid and cholesterol levels in the freshwater fish *Clarias batrachus*. *Toxicology Letters*, **19 (1–2)** : 93-96. [https://doi.org/10.1016/0378-4274\(83\)90267-9](https://doi.org/10.1016/0378-4274(83)90267-9)
- Kavitha, P., & Rao, J.V., 2007.** Oxidative stress and locomotor behaviour response as biomarkers for assessing recovery status of mosquito fish, *Gambusia affinis* after lethal effect of an organophosphate pesticide, monocrotophos. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, **87 (2)** : 182–188. <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2006.07.008>
- Kazeto, Y., Tosaka, R., Matsubara, H., Ijiri, S., & Adachi, S., 2011.** Ovarian steroidogenesis and the role of sex steroid hormones on ovarian growth and maturation of the Japanese eel. *The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular*

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Biology*, **127** (3-5) : 149-154. <https://doi.org/10.1016/j.jsbmb.2011.03.013>
- Kembenya, E., Getabu, A., Njiru, J., & Omondi, R., 2022.** Some aspects of the reproductive biology of *Labeo victorianus* (Boulenger, 1901) from Kuja-Migori River basin, Kenya. *Journal of Fisheries*, **10** (1) :101205. <https://doi.org/10.17017/j.fish.345>
- Kerstant, M., 1985.** Age, growth, maturity and mortality estimates of horse mackerel *Trachurus trachurus* from the western West of Great Britain and Ireland in 1984. *Arch. Fishwiss*, **36** : 115-154.
- Khallaf, E.A., Galal, M., & Athuman., 2003.** The Biology of *Oreochromis niloticus* in a polluted canal. *Ecotoxicology*, **12** : 405-416. <https://doi.org/10.1023/A:1026156222685>
- Khan, N.S., & Bari, J.B.A., 2019.** The effects of Physico-chemical parameters on plankton distribution in poultry manure and artificial formulated feed treated fish ponds, Noakhali, Bangladesh. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **7** (5) : 01-07.
- Khen, B., Aeksiri, N., Wuthijaree, K., Ratanasut, K., Kaneko, G., & Khieokhajonkhet, A., 2022.** The impacts of partial replacement of sacha inchi seed on growth performance, fatty acids composition, blood parameters, histological changes, and immune-related gene expression in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Advances in Animal and Veterinary Sciences*, **10** (1) : 94-106. <http://dx.doi.org/10.17582/journal.aavs/2022/10.1.94.106>
- Kim, J.H., Yu, Y.B., & Choi, J.H., 2021.** Toxic effects on bioaccumulation, hematological parameters, oxidative stress, immune responses and neurotoxicity in fish exposed to microplastics: A review. *Journal of Hazardous Materials*, **413** :125423. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125423>
- Kim, Y.H., & Lee, S.H., 2018.** Invertebrate acetylcholinesterases: insights into their evolution and non-classical functions. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, **21** (1) :186–195.
- Kiran, B.R., 2010.** Physico-Chemical Characteristics of Fish Ponds of Bhadra Project At Karnataka. *RASĀYAN J Chem*, **3**(4) : 671-676.
- Kiran, B.R., 2015.** Study of Gonado-Somatic Index of Cyprinid Fish, *Salmostoma untrahi* (Day) from Bhadra Reservoir, Karnataka. *International Journal of Research in Environmental Science (IJRES)*, **1** (1) : 6-10.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Kirici, M., Turk, C., Caglayan, C., & Kirici, M., 2017.** Toxic Effects of Copper Sulphate Pentahydrate on Antioxidant Enzyme Activities and Lipid Peroxidation of Freshwater Fish *Capoeta umbla* (Heckel, 1843) Tissues. *Applied Ecology and Environmental Research*, **15** (3) :1685-1696.
http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1503_16851696
- Klaassen, C.D., & Liu, J., 1998.** Metallothionein in transgenic and knock-out mouse models in the study of cadmium toxicity. *The Journal of Toxicological Sciences*, **1998** **23** :97–102.
https://doi.org/10.2131/jts.23.SupplementII_97
- Ko, H.D., Park, H.J., & Kang, J.C., 2019.** Change of growth performance, hematological parameters, and plasma component by hexavalent chromium exposure in starry flounder, *Platichthys stellatus*. *Fisheries and Aquatic Sciences*, **22** (9) : 1-7.
<https://doi.org/10.1186/s41240-019-0124-5>
- Kolluru, S.S., Agarwal, S., Sireesha, S., Sreedhar, I., & Kale, S.R., 2021.** Heavy metal removal from wastewater using nanomaterials-process and engineering aspects. *Process Safety and Environmental Protection*, **150** :323–355.
<https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.04.025>
- Kovacik, A., 2017.** Oxidative Stress in Fish induced by Environmental Pollutants. *Scientific Papers : Animal Science and Biotechnologies*, **50** (1) : 121-125.
- Koya, Y., & Kamiya, E., 2000.** Environmental regulation of annual reproductive cycle in the mosquitofish, *Gambusia affinis*. *Journal of Experimental Zoology*, **286** (2) :204–211.
[https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-010X\(20000201\)286:2<204::AID-JEZ12>3.0.CO;2-G](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-010X(20000201)286:2<204::AID-JEZ12>3.0.CO;2-G)
- Koya, Y., Inoue, M., Naruse, T., & Sawaguchi, S., 2000.** Dynamics of oocyte and embryonic development during ovarian cycle of the viviparous mosquitofish *Gambusia affinis*. *Fisheries Science*, **66** : 63–70.
<https://doi.org/10.1046/j.1444-2906.2000.00009.x>
- Koya, Y., Ishikawa, S., & Sawaguchi, S., 2004.** Effects of temperature and photoperiod on ovarian cycle in the mosquitofish, *Gambusia affinis*. *Japanese Journal of Ichthyology*, **51** : 43–50.
<https://doi.org/10.11369/jji1950.51.43>
- Koya, Y., Sawaguchi, S., Shimizu, K., & Shimizu, A., 2003.** Endocrine changes during the onset of vitellogenesis in spring in the mosquitofish. *Fish Physiology and Biochemistry*, **28** :349–350.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Krishnasamy Sekar, R., Arunachalam, R., Anbazhagan, M., Palaniyappan, S., Veeran, S., Sridha, A., & Ramasamy, T., 2022.** Accumulation, Chronicity, and Induction of Oxidative Stress Regulating Genes Through *Allium cepa* L. Functionalized Silver Nanoparticles in Freshwater Common Carp (*Cyprinus carpio*). *Biological Trace Element Research*. <https://doi.org/10.1007/s12011-022-03164-z>
- Krumholz, L.A., 1948.** Reproduction in the Western Mosquitofish, *Gambusia affinis* (Baird & Girard), and its use in mosquito control. *Ecological Monographs*, **18 (1)** : 1–43. <https://doi.org/10.2307/1948627>
- Kumar, N., Krishnani, K.K., & Singh, N.P., 2017.** Oxidative and cellular stress as bioindicators for metal contamination in freshwater mollusk *Lamellidens marginalis*. *Environmental Science and Pollution Research*, **24** :16137–16147.
- Kumar, R., Muhid, P., Dahms, H.U., Sharma, J., & Hwang, J.S., 2015.** Biological Mosquito Control is Affected by Alternative Prey. *Zoological Studies*, **54-55**: 703. <https://doi.org/10.1186/s40555-015-0132-9>
- Kumar, S.D., & Rakhi, U., 2019.** Studies on physico–chemical parameters of Pagara Reservoir, Jaura, district Morena (M.P.). *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **7 (1)** : 293-298.
- Kumaresan, V., Pasupuleti, M., Arasu, M.V., Al-Dhabi, N.A., Arshad, A., Nurul Amin, S.M., Yusoff, F.M.D., & Arockiaraj, J., 2018.** A comparative transcriptome approach for identification of molecular changes in *Aphanomyces invadans* infected *Channa striatus*. *Molecular Biology Reports*, **45** :2511–2523. DOI: 10.1007/s11033-018-4418-y.
- Kuntz, A., 1913.** Note-t-on the habits, morphology of the reproductive organs, and embryology of the viviparous fish (*Gambusia affinis*). *Bulletin of the Bureau of Fisheries*, **33** :177–190.
- Kunyaboon, S., Thumanu, K., Park, J.W., Khongla, C., & Yongsawatdigul, J., 2021.** Evaluation of Lipid Oxidation, Volatile Compounds and Vibrational Spectroscopy of Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) during Ice Storage as Related to the Quality of Its Washed Mince. *Foods*, **10** : 1-16. <https://doi.org/10.3390/foods10030495>
- Kyritsi, S., & Kokkinakis, A.K., 2020.** Age, Growth, Reproduction and Fecundity of Roach

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Rutilus rutilus from Volvi Lake, Northern Greece. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **20** (10) :717-726. http://doi.org/10.4194/1303-2712-v20_10_01

L

- Lakra, K.C., Banerjee, T.K. & Lal, B., 2021.** Coal mine effluent-induced metal bioaccumulation, biochemical, oxidative stress, metallothionein and histopathological alterations in vital tissues of the catfish, *Clarias batrachus*. *Environmental Science and Pollution Research*, **28** :25300–25315. doi:10.1007/s11356-021-12381-3.
- Lambert, Y., & Dutil, J.D., 1997.** Can simple condition indices be used to monitor and quantify seasonal changes in the energy reserves of Atlantic cod (*Gadus morhua*)? *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, **54** : 104–112. <https://doi.org/10.1139/f96-149>
- Landeka, N., Podnar, M., & Jelić, D.J., 2015.** New data on the taxonomic status and distribution of *Gambusia* sp. In Croatia and Bosnia and Herzegovina. *Periodicum Biologorum*, **117**(3) :415–424. <https://doi.org/10.18054/pb.v117i3.3143>
- Landrigan, P.J., Fuller, R., Acosta, N., Adeyi, O., Arnold, R., Basu, N.N., Baldé, A.B., Bertollini, R., Bose-O'Reilly, S., Boufford, J.I., Breyse, P.N., Chiles, T., Mahidol, C., Coll-Seck, A.M., Cropper, M.L., Fobil, J., Fuster, V., Greenstone, M., Haines, A., Hanrahan, D., Hunter, D., Khare, M., Krupnick, A., Lanphear, B., Lohani, B., Martin, K., Mathiasen, K.V., McTeer, M.A., Murray, C., Ndahimananjara, J.D., Perera, F., Potočnik, J., Preker, A.S., Ramesh, J., Rockström, J., Salinas, C., Samson, L.D., Sandilya, K., Sly, P.D., Smith, K.R., Steiner, A., Stewart, R.B., Suk, W.A., van Schayck, O., Yadama, G.N., Yumkella, K., & Zhong, M., 2018.** The Lancet Commission on pollution and health. *Lancet*, **391** : 462–512.
- Langston, W.J., Chesman, B.S., & Burt, G.R., 2007.** Review of biomarkers, bioassays and their potential use in monitoring the Fal and Helford SAC. *Marine Biological Association Citadel Hill, Plymouth, PLI 2PB*.
- Lanzing, W.J.R., & Wright, R.G., 1982.** The ultrastructure of the eye of the mosquitofish *Gambusia affinis*. *Cell and Tissue Research*, **223** :431–443. <https://doi.org/10.1007/BF01258500>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Larsson, A., Forlin, L., Grahn, O., Landner, L., Lindesjoo, E., & Sandstrom, O., 2000.** Guidelines for interpretation and biological evaluation of biochemical, physiological and pathological alterations in fish exposed to pulp mill effluents,” In: Ruoppa M, Paasivirta J, Lehtinen K-J, Ruonala S, editors. Proceedings, 4th International Conference on Environmental Impact of the Pulp and Paper Industry, 12-15 June. Helsinki, Finland. *Finnish Environment Institute*, 185-189.
- Lasne, E., Leblanc, K.A.L. & Gillet, C., 2018.** Egg Size Versus Number of Offspring Trade-Off : Female Age Rather Than Size Matters in a Domesticated Arctic Char Population. *Evolutionary Biology*, **45** :105–112. DOI 10.1007/s11692-017-9433-8.
- Lawson, E.O., 2011.** Physico-Chemical Parameters and Heavy Metal Contents of Water from the Mangrove Swamps of Lagos Lagoon, Lagos, Nigeria. *Advances in Biological Research*, **5** (1): 08-21.
- Layachi, N., 1997.** Etude comparative de deux étangs dunaires : Gareat Estah et Gareat Dakhla (nord-est algérien). Mémoire d’ingénieur. Université Badji Mokhtar Annaba.
- Le Cren, E.D., 1951.** The length-weight relationship and seasonal cycle in goad weight and condition in the perch. *Journal of Animal Ecology*, **20** (2) : 201-219. <https://doi.org/10.2307/1540>
- Le Thu, H., Bui, T.H., & Pham, T.D., 2021.** Effect of Heavy Metals on the Activity of Catalase and Glutathione-S-Transferase in Nile Tilapia Fish (*Oreochromis niloticus*). *VNU Journal of Science: Natural Sciences and Technology*, **37** (4): 82-87. <https://doi.org/10.25073/2588-1140/vnunst.5339>
- Le, T.T.Y., Zimmermann, S., & Sures, B., 2016.** How does the metallothionein induction in bivalves meet the criteria for biomarkers of metal exposure? *Environmental Pollution*, **212** : 257–268. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.070>
- Leão-Buchir, J., Folle, N.M.T., Lima de Souza, T., Brito, P.M., de Oliveira, E.C., de Almeida Roque, A., Ramsdorf, W.A., Fávoro, L.F., Garcia, J.R.E., Esquivel, L., Filipak Neto, F., de Oliveira Ribeiro, C.A., & Mela Prodocimo, M., 2021.** Effects of trophic 2,2', 4,4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47) exposure in *Oreochromis niloticus*: A multiple biomarkers analysis. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, **87** : 103693. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2021.103693>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Lee, F., Simon, K.S., & Perry, G.L.W., 2017.** Increasing agricultural land use is associated with the spread of an invasive fish (*Gambusia affinis*). *Science of the Total Environment*, **586** :1113-1123. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.101>
- Lehun, A.L., Mendes, A.B., Takemoto, R.M., & Bueno Krawczyk, A.C.D., 2021.** Genotoxic effects of urban pollution in the Iguacu River on two fish populations. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 1956229. <https://doi.org/10.1080/10934529.2021.1956229>
- Leibovitz, B.E., & Siegel, B.V., 1980.** Aspects of free radical reactions in biological systems. *Journal of Gerontology*, **35** : 45-56. <https://doi.org/10.1093/geronj/35.1.45>
- Leoni L., & Sartori, F., 1996.** Heavy metals and arsenic in sediments from the continental shelf of the Northern Tyrrhenian/Eastern Ligurian Seas. *Marine environmental research*, **41(1)** : 73-98. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(94\)00153-7](https://doi.org/10.1016/0141-1136(94)00153-7)
- Leveque, C., & Paugy, D., 2006.** Les poissons des eaux continentales africaines. Institut de Recherche pour le Développement. IRD Edition, Paris, 564p.
- Lewis, W.M., 1970.** Morphological adaptations of cyprinodontoids for inhabiting oxygen deficient waters. *Copeia*, **1970 (2)** :319–326. <https://doi.org/10.2307/1441653>
- Leyse, K.E., Lawler, S.P., & Strange, T., 2004.** Effects of an alien fish, *Gambusia affinis*, on an endemic California fairy shrimp, *Lindneriella occidentalis* : implications for conservation of diversity in fishless waters. *Biological Conservation*, **118 (1)** :57–65. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.07.008>
- Li, H., Zhang, R., Sun, F., & Zhang, Y., 2020.** Evaluation of toxicological responses and promising biomarkers of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) exposed to fipronil at environmentally relevant levels. *Environmental Science and Pollution Research*, **27**:24081–24089. Doi:10.1007/s11356-020-08555-0.
- Li, W., XUE, S., Pang, M., Yue, Z., Yang, D., Zhou, Y., & Zhao, H., 2018.** The expression characteristics of vitellogenin (VTG) in response to B(a)p exposure in polychaete *Perinereis aibuhitensis*. *Journal of Oceanology and Limnology*, **36 (6)** : 2297-2307. <https://doi.org/10.1007/s00343-019-7304-0>
- Li, Y., Men, B., He, Y., Xu, H., Liu, M., & Wang, D., 2017.** Effect of single-wall carbon nanotubes on bioconcentration and toxicity of perfluorooctane sulfonate in zebrafish

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- (*Danio rerio*). *Science of The Total Environment*, **607-608** : 509–518.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.140>
- Li, Y., Yang, H., Liu, N., Luo, J., Wang, Q., & Wang, L., 2015.** Cadmium Accumulation and Metallothionein Biosynthesis in Cadmium-Treated Freshwater Mussel *Anodonta woodiana*. *PLoS ONE*, **10** (2) : e0117037.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117037>
- Liao, Y.Y., & Chang, Y.H., 2011.** Reproductive biology of the needlefish *Tylosurus acus melanotus* in waters around Hsiao-Liu-Chiu Island, southwestern Taiwan. *Zoological Studies*, **50** (3) : 296-308.
- Limbu, J.H., Rajbanshi, D., Kumar, P., & Subba, B.R., 2021.** Fecundity and Gonadosomatic Index of Sucker Throat Catfish, *Pseudecheneis sulcata* (McClelland, 1842) from the Snow-fed Tamor River in Eastern Nepal. *Borneo Journal of Resource Science and Technology*, **11** (2) : 1-9.
<https://doi.org/10.33736/bjrst.3664.2021>
- Lin, P., Hu, H., Liu, F., Li, M., & Liu, H., 2021.** Reproductive characteristics of *Psilorhynchus homaloptera* Hora and Mukerji, 1935 (Cyprinidae: Psilorhynchidae) in the lower Yarlung Zangbo River, Tibet. *Journal of Oceanology and Limnology*, **39** (4) : 1513-1522. <https://doi.org/10.1007/s00343-020-0224-1>
- Linde-Arias, A.R., Inácio, A.F., Alburquerque, C., Freire, M.M., & Moreira, J.C., 2008.** Biomarkers in an invasive fish species, *Oreochromis niloticus*, to assess the effects of pollution in a highly degraded Brazilian River. *Science of The Total Environment*, **399** (1-3) : 186–192. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.03.028>
- Liney, K.E., Hagger, J.A., Tyler, C.R., Depledge, M.H., Galloway, T.S., & Jobling S., 2006.** Health effects in fish of long-term exposure to effluents from wastewater treatment work. *Environmental Health Perspectives*, **114** (1): 81–89.
<https://doi.org/10.1289/ehp.8058>
- Liu, C., Comte, L., Xian, W., Chen, Y., & Olden, J.D., 2019.** Current and projected future risks of freshwater fish invasions in China *Ecography*, **42** : 2074-2083. <https://doi.org/10.1111/ecog.04665>
- Liu, S., Zhou, A., Xie, S., Sun, D., Zhang, Y., Sun, Z., Chen, Y., & Zou, J., 2020.** Immune-related genes expression analysis of Western mosquitofish (*Gambusia affinis*) challenged with *Aeromonas hydrophila*. *Fish & Shellfish Immunology*, **102** : 92-100.
Doi: 10.1016/j.fsi.2020.04.009

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Lloyd, L.N., Arthington, A.H., & Milton, D.A., 1986. The mosquitofish-a valuable mosquito-contril agent or a pest ? In : The ecology of exotic plants and animals: some Australian case studies. John Wiley and Sons Brisbane Australia, 6-25p.
- Long, S., Dong, X., Yan, X., Liu, H., Tan, B., Zhang, S., Chi, S., Yang, Q., Liu, H., Yang, Y., & Zhang, H., 2022. The effect of oxidized fish oil on antioxidant ability, histology and transcriptome in intestine of the juvenile hybrid grouper (♀ *Epinephelus fuscoguttatus* × ♂ *Epinephelus lanceolatus*). *Aquaculture Reports*, **22** : 100921.<https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100921>
- Louiz, I., Palluel, O., Ben-Attia, M., Aït-Aïssa, S., & Ben Hassine, O.M., 2018. Liver histopathology and biochemical biomarkers in *Gobius niger* and *Zosterisessor ophiocephalus* from polluted and non-polluted Tunisian lagoons (Southern Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin*, **128** : 248-258. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.028>
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M., 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection from the Global Invasive Species Database. Auckland : Invasive Species Specialist Group, 12p.
- Luís, L.G., Ferreira, P., Fonte, E., Oliveira, M., & Guilhermino, L., 2015. Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium (VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. *Aquatic Toxicology*, **164** :163–174.<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.04.018>

M

- Madiah, M., Andriani, S., Nisa, S.A.R., Wibowo, I., & Sumarsono, S.H., 2021. Reproductive performance and vitellogenin gene expression on female Bonylip barb (*Osteochilus vittatus*) during its reproductive cycle under culture conditions. *Agriculture And Natural Resources*, **55**: 557–568. <https://doi.org/10.34044/j.anres.2021.55.4.06>
- Majhi, R.K., Kumar, A., Yadav, M., Swain, N., Kumari, S., Saha, A., Pradhan, A., Goswami, L., Saha, S., Samanta, L., Maity, A., Nayak, T.K., Chattopadhyay, S., Rajakuberan, C., Kumar, A., & Goswami, C., 2013. Thermosensitive ion channel TRPV1 is endogenously expressed in the sperm of a fresh water teleost fish (*Labeo*

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- rohita) and regulates spermmotility. *Channels (Austin)*, **7** :483–492. <https://doi.org/10.4161/chan.25793>
- Majumder, R., & Kaviraj, A., 2018.** Acute and sublethal effects of organophosphate insecticide chlorpyrifos on freshwater fish *Oreochromis niloticus*. *Drug and Chemical Toxicology*, **42** (5) : 487-495. <https://doi.org/10.1080/01480545.2018.1425425>
- Malik, D.S., & Rathi, P., 2022.** The Influence of Physico-Chemical Parameters on Habitat Ecology and Assemblage Structure of Freshwater Phytoplankton in Tehri Reservoir Garhwal (Uttarakhand) India. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, **92** : 541–551. <https://doi.org/10.1007/s40011-021-01313-3>
- Manickam, N., Bhavan, P.S., Santhanam, P., Muralisankar, T., Srinivasan, V., Vijayadevan, K., & Bhuvaneshwari, R., 2015.** Biodiversity of freshwater zooplankton and physico-chemical parameters of Barur Lake, Krishnagiri District, Tamil Nadu, India. *Malaya Journal of Biosciences*, **2** (1) : 1-12.
- Marcovecchio, J.E., 2004.** The use of Micro- pogonias furnieri and Mugil liza as bio-indicators of heavy metals pollution in La Plata river estuary, Argentina. *Science of The Total Environment*, **323** (1–3) :219-226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.09.029>
- Marei, W.F., Wathes, D.C., & Fouladi-Nashta, A.A., 2012.** Differential effects of linoleic and alpha-linolenic fatty acids on spatial and temporal mitochondrial distribution and activity in bovine oocytes. *Reproduction, Fertility and Development*, **24** (5) :679-690. <https://doi.org/10.1071/RD11204>
- Marinho, C.S., Matias, M.V.F., Toledo, E. K. M., Smaniotto, S., da-Silva, A.X., Tonholo, J., Santos, E. L., Machado, S.S., & Zanta, C.L.P.S., 2021.** Toxicity of silver nanoparticles on different tissues in adult *Danio rerio*. *Fish Physiology and Biochemistry*, **47** :239–249. <https://doi.org/10.1007/s10695-020-00909-2>
- Martinuzzi, C.S., Attademo, A.M., Peltzer, P.M., Loughlin, T.M.M., Marino, D.J.G., & Lajmanovich, R.C., 2020.** Comparative Toxicity of Two Different Dimethoate Formulations in the Common Toad (*Rhinella arenarum*) Tadpoles. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **104** :35–40. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02741-8>
- Mason, C.F., 2002.** Biology of freshwater pollution. London : *Pearson Education*.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Matozzo, V., Gagné, F., Marin, M.G., Ricciardi, F., & Blaise, C., 2008.** Vitellogenin as a biomarker of exposure to estrogenic compounds in aquatic invertebrates: a review. *Environment International*, **34(4)** : 531-545. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.008>
- McDowall, R.M., 1996.** Family Poeciliidae: Livebearers. In: R.M. McDowall (ed). *Freshwater Fishes of South Eastern Australia*, Reed Books, Chatswood, NSW, 247p.
- Medlen, A.B., 1951.** Preliminary observations on the effects of temperature and light upon reproduction in *Gambusia affinis*. *Copeia*, **2** : 148-152.
- Meffe, G.K., & Snelson, F.F., 1989.** An ecological overview of Poeciliid fishes. In: Meffe, G.K. and Snelson F.F. (eds.), *Ecology and Evolution of Livebearing Fishes (Poeciliidae)*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ, 13–31p.
- Meffe, G.K., & Snelson, F.F., 1993.** Annual lipid cycle in eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*, Poeciliidae) from South Carolina. *Copeia*, **3** : 596–604.
- Melefa, T.D., Mgbenka, B.O., Aguzie, I.O., Andong, F.A., Nwakor, U., & Nwani, C.D., 2020.** Morphological, hematological and biochemical changes in African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell 1822) juveniles exposed to clotrimazole. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **236** : 108815.
- Mellisa, S., Hasri, I., & Ramdayani, K., 2022.** Induction of oocyte developer hormones (oodev) on the maturity of *Poropuntius tawarensis*. *E3S Web of Conferences*, **339** : 01009. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202233901009>
- Mendil, D., & Uluözlu, Ö.D., 2007.** Determination of trace metal levels in sediment and five fish species from lakes in Tokat, Turkey', *Food Chemistry*, **101(2)** : 739-745. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.01.050>
- Merola, C., Bisegna, A., Angelozzi, G., Conte, A., Abete, M.C., Stella, C., Pederiva, S., Faggio, C., Riganelli, N., & Perugini, M., 2021.** Study of heavy metals pollution and vitellogenin levels in brown trout (*Salmo trutta trutta*) wild fish populations. *Applied Sciences (Switzerland)*, **11(11)** : 4965. <https://doi.org/10.3390/app11114965>
- Mian, S., Hossain, M.A., & Shah, A.W., 2017.** Sex ratio, fecundity and gonado somatic index of spotted snakehead, *Channa punctatus* (Channidae) from a lentic ecosystem.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **5** (1) : 360-363.
- Michie, L.E., Thiem, J.D., Facey, J.A., Boys, C.A., Crook, D.A., & Mitrovic, S.M., 2020.** Effects of suboptimal temperatures on larval and juvenile development and otolith morphology in three freshwater fishes: implications for cold water pollution in rivers. *Environmental Biology of Fishes*, **103** : 1527–1540.
- Mierzejewski, J., Haney, D.C., & Hurk, P.V.D., 2014.** Biomarker responses in sunfish species and largemouth bass from the Saluda River, South Carolina. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **110**: 8–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.08.003>
- Mijošek, T., Filipović Marijić, V., Dragun, Z., Ivanković, D., Krasnići, N., Redžović, Z., & Erk, M., 2021.** Intestine of invasive fish Prussian carp as a target organ in metal exposure assessment of the wastewater impacted freshwater ecosystem. *Ecological Indicators*, **122** :107247. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107247>
- Mijošek, T., Marijić, V.F., Dragun, Z., Krasnići, N., Ivanković, D., & Erk, M., 2019.** Evaluation of multi-biomarker response in fish intestine as an initial indication of anthropogenic impact in the aquatic karst environment. *Science of the Total Environment*, **660** : 1079–1090. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.045>
- Miller, P.J., 1984.** The topology of gobioid fishes, in: Edited by Potts G.W., Wootton R.J., Fish reproduction: Strategies and Tactics, Orlando, London, United Kingdom, Academic Press, 119-153p.
- Mishra, A., & Singh, A., 2021.** Chlorpyrifos Effect on Vitellogenin, Ovarian Steroid in Adult and NR5A1 Expression in Fry of the Freshwater Catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bloch, 1794). *Asian Journal of Biological and Life Sciences*, **10** (1) : 67-75.
- Miura, T., Takashi, R.M., & Stewart, R.J., 1979.** Habitat and food selection by the mosquitofish *Gambusia affinis*. *Proceedings California Mosquito and Vector Control Association*, **47** :46–50.
- Monjane-Mabuie, A., Mondlane-Milisse, A., Pedro, O., Leão-Buchir, J., & Correia, D., 2022.** Mercury pollution assessment and metallothionein gene expression in tilapia (*Oreochromis mossambicus*) : a case study of Revuè River in Manica, Mozambique. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, **33** : 513–526.
- Morcillo, P., Meseguer, J., Esteban, M.A., & Cuesta, A., 2016.** In vitro effects of metals on isolated head-kidney and blood leucocytes of the teleost fish *Sparus aurata* L. and *Dicentrarchus labrax* L. *Fish and Shellfish Immunology*, **54** : 77–85. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2016.03.164>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Mousavi-Sabet, H., Abdollahpour, S., Vatandoust, S., Faghani-Langroudi, H., Salehi-Farsani, A., Salehi, M., & Heidari, A., 2017.** Reproductive biology of *Alburnus mossulensis* (Teleostei: Cyprinidae) in the Gamasiab River, western Iran. *Iranian Journal of Ichthyology*, **4** : 171–180.
- Moussa, M.A., Mohamed, H.R.H., & Abdel-Khalek, A.A., 2022.** The antioxidant defense capacities and histological alteration in the livers and gills of two fish species, *Oreochromis niloticus* and *Clarias gariepinus*, as indicative signs of the Batts drain pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, **29** : 71731–71741 <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20804-y>
- Mozetto, A.A., & Zagatto, P.A., 2006.** Introdução de agentes químicos no ambiente. In: Zagatto, A.P., Bertolotti, E. (Eds.), *Ecotoxicologia Aquática — princípios e aplicações*. Rima, São Carlos.
- Mozsár, A., Boros, G., Sály, P., Antal, L., & Nagy, S.A., 2015.** Relationship between Fulton's condition factor and proximate body composition in three freshwater fish species. *Journal Of Applied Ichthyology-Zeitschrift Für Angewandte Ichthyologie*, **31** (2) : 315-320. DOI : 10.1111/jai.12658.
- Muhammad, U.A., Yasid, N.A., Daud, H.M., & Shukor, M.Y., 2021.** Glyphosate Herbicide Induces Changes in the Growth Pattern and Somatic Indices of Crossbred Red Tilapia (*O. niloticus* × *O. mossambicus*). *Animals*, **11** : 1209. <https://doi.org/10.3390/ani11051209>
- Mukesh, M.A., 2015.** Effects of reproductive biology on heavy metal pollution on the histopathological structure of gonads in India. *Advances in Aquaculture and Fisheries Management*, **3** (2) : 223-227.
- Murugan, A., & Ayyakkannu, K., 1991.** Ecology of Uppanar backwater, Cuddalore : I. Physico-chemical parameters. *Mahasagar*, **24** (1) : 31-38.
- Mushirobira, Y., Niida, M., Hotta, T., Fujinami, Y., & Soyano, K., 2020.** Hepatic expression profiles of three subtypes of vitellogenin and estrogen receptor during vitellogenesis in cultured female yellowtail. *General and Comparative Endocrinology*, **299** : 113612. <https://doi.org/10.1016/j.yggen.2020.113612>
- Muus, B., & Dahlstrom, P., 1991.** Guide des poissons d'eau douce. O.E.U.A, 200-233.

N

Nagamatsu, P.C., Vargas, D.A.R., Prodocimo, M.M., Opuskevitch, I., Ferreira, F,

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- C.A.S., Zanchin, N., & Ribeiro, C.A.D.O., & de Souza, C., 2021. Synthetic fish metallothionein design as a potential tool for monitoring toxic metals in water. *Environmental Science and Pollution Research*, **28** : 9517–9528. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11427-2>
- Nandikeswari, R., 2016. Study on gonadosomatic index and sex ratio of *Terapon jarbua* (Forsskal, 1775) from Pondicherry coast, India. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **4** (3): 135-138.
- Nandikeswari, R., Sambasivam, M., & Anandan, V., 2014. Estimation of fecundity and gonadosomatic index of *Terapon jarbua* from Pondecheri coast, India. *International Journal of Nutrition and Food Sciences*, **8** : 1–5. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1090709>
- Nataraj, B., Hemalatha, D., Rangasamy, B., Maharajan, K., & Ramesh, M., 2017. Hepatic oxidative stress, genotoxicity and histopathological alteration in fresh water fish *Labeo rohita* exposed to organophosphorus pesticide profenofos. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, **12**: 185-190. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2017.09.006>
- Nazeef, S., & Abubaker, U.M., 2013. Diversity and condition factor of fish species of Dadin Kowa Dam, Gombe State, Nigeria. *Greener Journal of Biological Sciences*, **3** (10) : 350–356.
- Nelson, J.S., 1994. Fishes of the world, third edition. Wiley. New York, 1-600.
- Nobin Raja, M., & Ravikanth, G., 2020. The enemy of my enemy is still my enemy: the biological invasion and management of *Gambusia* in Peninsular India. *Current Science*, **119** (11-10) : 1752- 1759. doi: 10.18520/cs/v119/i11/1752-1759.
- Norazmi-Lokman, N.H., Purser, G.J., & Patil, J.G., 2016. Gravid Spot Predicts Developmental Progress and Reproductive Output in a Livebearing Fish, *Gambusia holbrooki*. *Plos ONE*, **11**(1) : e0147711. Doi: 10.1371/journal.pone.0147711.
- Noyes, P.D., McElwee, M.K., Miller, H.D., Clark, B.W., Van Tiem, L.A., Walcott, K.C., Erwin, K.N., & Levin, E.D., 2009. The toxicology of climate change : Environmental contaminants in a warming world. *Environment International*, **35** (6) : 971–986. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.02.006>
- Nunes, B., 2011. The use of Cholinesterases in ecotoxicology. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, **212** :29–59. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419->

[8453-1_2](#)

O

-
- Odum, H.T., & Caldwell, D.K., 1955.** Fish respiration in the natural oxygen gradient of an anaerobic spring in Florida. *Copeia*, **1955** (2) :104–106. <https://doi.org/10.2307/1439312>
- Ogili, F.I., Ali, D., Attamah, G.N., Aletan, U., Kelle, H.I., Chukwu, M.N., & Nwani, C.D., 2021.** Morphometric, hematological and oxidative stress changes in *Clarias gariepinus* following sub-chronic exposure to tramadol. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, **248** : 109096. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109096>
- Okey, I., Offem, B.O., & Keremah, R.I., 2017.** Length-weight relationship, condition factor and gut content of *Chrysichthys Furcatus* Gunther, 1864 (Bagridae) from Cross River at Ahaha. *Fisheries and Aquaculture Journal*, **8** : 1-8. <https://doi.org/10.4172/2150-3508.1000228>
- Okoye, C.N., Udoumoh, A.F., Igwebuikwe, U.M., & Okereke, C.T., 2018.** Ovarian morphology and development of 3 to 8 months old African catfish, *Clarias gariepinus*. *Comparative Clinical Pathology*, **27**(4): 887–891. <https://doi.org/10.1007/s00580-018-2678-5>
- Oktaviani, D., Prianto, E., & Nugroho, D., 2020.** Length-weight, maturity, and condition factor of torpedo scads (*Megalaspis cordyla* Linnaeus, 1758) in the Java Sea, Indonesia. *Biodiversitas*, **21** (4) :1527-1534. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d210433>
- Olakolu, F.C., & Chukwuka, A.V., 2014.** Trace metal concentrations and antioxidant activity in ovarian tissue of blue crab *Callinectes amnicola* from Lagos lagoon and implications for reproductive success. *Zoology and Ecology*, **24** (3) :278-284. <https://doi.org/10.1080/21658005.2014.912074>
- Olanrewaju, A.N., Ajani, E.K., Kareem, O.K., & Orisasona, O., 2017.** Relationship Between Physico-Chemical Parameters and Reproductive Indices of *Parachanna obscura* (Gunther 1861) in Eleyele Reservoir, Ibadan, Nigeria. *European Journal of Experimental Biology*, **7** : 1-6. DOI : 10.21767/2248-9215.100036
- Olasehinde, T.A., & Olaniran, A.O., 2022.** Neurotoxicity of anthracene and benz[a]anthracene involves oxidative stress-induced neuronal damage, cholinergic dysfunction and disruption of monoaminergic and purinergic enzymes.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Toxicological Research, **38** : 365–377. <https://doi.org/10.1007/s43188-021-00115-z>

- Olden, J.D., & Naiman, R.J., 2010.** Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: Modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, **55** (1) : 86–107. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x>
- Olopade, O.A., Dienye, H.E., & Okonkwo, C.C., 2020.** Biometric indices and condition factors of *Pomadasys jubelini* (cuvier, 1830) from Obuama Creek, Nigeria. *Ilmu Kelautan Indonesian Journal of Marine Sciences*, **25** (2) : 45–52. <https://doi.org/10.14710/ik.ijms.25.2.45-52>
- Orlando, E., Davis, W., Edwards, T., Sulkowski, D., Toft, G., &Guillette, L., 2005.** Mosquitofish as a sentinels of exposure to environmental androgens and estrogens. In: Uribe, M.C., Grier, H.J. (Eds.), *Viviparous Fishes*. New Life Publications, Florida, 435–453p.
- Ortiz, S.M.C., Aguirre, N.J.,& Peñuela, G.A., 2021.** Evaluation of the effect of carbamazepine on the concentration of vitellogenin in *Pseudoplatystoma magdaleniatum*. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, **24** (2) : 130–139. <https://doi.org/10.14321/ae hm.024.02.17>
- Osborne, C.A., 2018.** Reproductive Effort and Lipid Dynamics of the Emerald Shiner (*Notropis atherinoides*) in the Upper Niagara River, New York. *Biology Theses*, 32.
- Osioma, E.1.,& Ejoh, A.S., 2021.**Activities of Acetylcholinesterase, Oxidative and Nitrosative Stress Markersin *Clarias gariepinus* Exposed to ‘Uproot’, a Glyphosate–Based Herbicide. *International Journal of Zoological Investigations*, **7** (1) : 51-66. <https://doi.org/10.33745/ijzi.2021.v07i01.006>
- Oveysi, M., Jamili, Sh., Behdani, M., Moradi, A.M., &Sharifpoor, E., 2017.** Analysis of vitellogenin gene structure in Caspian roach, *Rutilus caspicus* (Pisces: Cyprinidae) during exposure to Atrazine. *Caspian journal of Environmental Sciences*, **15** (4) : 309-319.
- Öztürk, Ş., &İkiz, R., 2004.**Some Biological Properties of Mosquitofish Populations (*Gambusia affinis*) Living in Inland Waters of the Western Mediterranean Region of Turkey. *Turkish Journal of Veterinary & Animal Sciences*, **24** (2) : 355-361.

P

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Paczkowski, M., Schoolcraft, W.B., & Krisher, R.L., 2014.** Fatty acid metabolism during maturation affects glucose uptake and is essential to oocyte competence. *Reproduction*, **148** :429–439.
- Palacios, Ò., Pagani, A., Pérez-Rafael, S., Egg, M., Höckner, M., Brandstätter, A., Capdevila, M., Atrian, S., & Dallinger, R., 2011.** Shaping mechanisms of metal specificity in a family of metazoan metallothioneins: evolutionary differentiation of mollusc metallothioneins. *BMC Biology*, **9** (1) :1-20. doi:10.1186/1741-7007-9-4.
- Palmate, S.S., Pandey, A., Kumar, D., Pandey, R.P., & Mishra, S.K., 2017.** Climate change impact on forest cover and vegetation in Betwa Basin, India. *Applied Water Science*, **7**: 103–114.
- Panase, P., Kamee, B., Mounghmor, S., Tirdacho, P., Matidtor, J., & Sutthi, N., 2018.** Effects of *Euphorbia hirta* plant leaf extract on growth performance, hematological and organosomatic indices of hybrid catfish, *Clarias macrocephalus* × *C. gariepinus*. *Fisheries Science*, **84** (6) : 1025-1036. <https://doi.org/10.1007/s12562-018-1234-1>
- Pandit, D.N., Priyanka., & Gupta, M.L., 2019.** Hepto-Somatic Index, Gonado-Somatic Index and Condition Factor of *Anabas testudineus* as Bio-Monitoring Tools of Nickel and Chromium Toxicity. *International Journal of Innovations in Engineering and Technology*, **12** (3) :25-28. <http://dx.doi.org/10.21172/ijiet.123.05>
- Paschoalini, A. L., Savassi, L.A., Weber, A.A., Moreira, D.P., Ribeiro, Y.M., Rizzo, E., & Bazzoli, N., 2021.** Evaluation of the oestrogenic potential of oestrone and bisphenol-A on the reproduction of *Astyanax bimaculatus* males after subacute exposure. *Fish Physiology and Biochemistry*, **47** (4) : 797–810. <https://doi.org/10.1007/s10695-021-00938-5>
- Patimar, R., Ghorbani, M., Gol-Mohammadi, A., & Azimi-Glugahi, H., 2011.** Life history pattern of mosquitofish *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859) in the Tajan River (Southern Caspian Sea to Iran). *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, **29** (1) : 167-173.
- Patra, B.C., Shit, P.K., Bhunia, G.S. & Bhattacharya, M., 2022.** River Health and Ecology: Perspective View and Approa. *River Health and Ecology in South Asia*, 1-7. https://doi.org/10.1007/978-3-030-83553-8_1
- Patro, M.A., & Samantaray, M.U.S., 2021.** Comparative Study of Antioxidant Activity and

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ROS Production Profile among *Clarias batrachus*, *Cirrhinus reba*, *Channa punctatus* (Freshwater Species). *International Journal for Research in Applied Sciences and Biotechnology*, **8 (3)** : 160-179. <https://doi.org/10.31033/ijrasb.8.3.22>
- Peden, A.E., 1972.** The function of gonopodial parts and behavioral pattern during copulation by *Gambusia* (Poeciliidae). *Canadian Journal of Zoology*, **50**: 955-968. <https://doi.org/10.1139/z72-128>
- Pen, L.J., & Potter, I.C., 1991.** Reproduction, growth and diet of *Gambusia holbrooki* (Girard) in a temperate Australian river. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, **1 (2)** : 159-172. <https://doi.org/10.1002/aqc.3270010205>
- Pentewar, M.S., 2018.** Physico-chemical aspects of Godavari river at Nanded district (M.S.), India. *International Journal of Life Sciences*, **10** :174-176
- Pérez-Iglesias, J.M., Gonzalez, P.S., Calderon, M.R., Natale, G.S., & Almeida, C.A., 2022.** Comprehensive evaluation of the toxicity of the flame retardant (decabromodiphenyl ether) in a bioindicator fish (*Gambusia affinis*). *Environmental Science and Pollution Research*, **29** :50845–50855.
- Petchey, O.L., McPhearson, P.T., Casey, T.M., & Morin, P.J., 1999.** Environmental warming alters food-web structure and ecosystem function. *Nature*, **402** : 69–72.
- Peters, A., Nawrot, T.S., & Baccarelli, A.A., 2021.** Hallmarks of environmental insults. *Cell*, **184 (6)** : 1455–1468. <https://doi.org/10.1016/j.cell.2021.01.043>
- Peyami, F.Y., 2016.** Studies on seasonal variations in physico-chemical parameters of Phadke Pada pond at Diva, Thane, India. *International Journal of Life Sciences*, **2 (4)** :281-284.
- Peyrelasse, C., Jacob, M., & Lallement, A., 2022.** Multicriteria Comparison of Ozonation, Membrane Filtration, and Activated Carbon for the Treatment of Recalcitrant Organics in Industrial Effluent : A Conceptual Study. *Environmental Processes*, **9**. <https://doi.org/10.1007/s40710-022-00563-1>
- Phiriyangkul, P., Puengyam, P., Jakobsen, I.B., & Utarabhand, P., 2007.** Dynamics of vitellogenin mRNA expression during vitellogenesis in the banana shrimp *Penaeus (Fenneropenaeus) merguensis* using real-time PCR. *Molecular Reproduction & Development*, **74(9)** : 1198- 1207. <https://doi.org/10.1002/mrd.20629>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Pinheiro, P.B, Hazin, F.H, Travassos, P, Oliveira, P.G, Carvalho, F., &Rêgo, M.G., 2011.** The reproductive biology of the rainbow runner, *Elagatis bipinnulata* (Quoy & Gaimard, 1825) caught in the São Pedro and São Paulo Archipelago. *Brazilian Journal of Biology*, **71(1)** : 99-106.<https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000100015>
- Pivincka, K., & Cerny, K., 1996.** Poissons : 256 illustrations en couleurs. Grund. 303p.
- Poey, F., 1854.** Los Guajacones, peces de aqua dulce. Memorias de Cuba I, 382.
- Poisson, C., 2013.**Rôle du stress oxydant au niveau hépatique et rénal dans la toxicité de l'uranium après exposition chronique. Thèse de doctorat, université paris-sud, 414p.
- Poletto, J.B., Martin, B., Danner, E., Baird, S.E., Cocherell, D.E0, Hamda, N., Cech, J., Joseph, J., &Fangue, N.A., 2018.** Assessment of multiple stressors on the growth of larval green sturgeon *Acipenser medirostris*: implications for recruitment of early life-history stages. *Journal of Fish Biology*, **93** :952–960. <https://doi.org/10.1111/jfb.13805>
- Pollux, B.J.A., Pires, M.N., Banet, A.I., &Reznick, D.N., 2009.** Evolution of placentas in the Fish Family Poeciliidae: An Empirical Study of Macroevolution. *Annual Review of Ecology, Evolution. And Systematics*, **40** (1): 271–289. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120209>
- Ponce de León, J.L., & Uribe, M.C., 2021.** Morphology of yolk and pericardial sacs in lecithotrophic and matrotrophic nutrition in poeciliid fishes. *Journal of Morphology*, **282** : 887–899. <https://doi.org/10.1002/jmor.21355>.
- Pope, K.L., Lochmann, S.E., & Young, M.K., 2010.**Methods of assessing fish populations. *Nebraska Cooperative Fish & Wildlife Research Unit – Staff Publications*, **74** : 325-351.
- Pourang, N., Nikouyan, A., & Dennis, J.H., 2005.** Trace element concentrations in fish, surficial sediments and water from northern part of the Persian Gulf. *Environmental Monitoring and Assessment*, **109** : 293–316. DOI: 10.1007/s10661-005-6287-9.
- Prakash, S., & Upadhyay, S.K., 2022.**Effect of Paper Mill Effluent on Lipid Profile of Freshwater Snake Headed Fish, *Channa punctatus* (Bloch,1793). *Letters in Applied NanoBioScience*, **11** (2) : 3430–3440. <https://doi.org/10.33263/LIANBS112.34303440>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Prakash, S., & Verma, A.K., 2019.**Effect of arsenic on lipid metabolism of a fresh water cat fish, *Mystus vittatus*. *Journal of Fisheries and Life Sciences*, **9** (1) : 33-35.
- Prakash, S., & Verma, A.K., 2018.** Effect of synthetic detergent on biochemical constitutions of freshwater major carp, *Labeo rohita*. *International Journal on Agricultural Sciences*, **9** :56-59.
- Purves, D., Augustine, G.J., Fitzpatrick, D., Hall, W.C., LaMantia, A.S., McNamara, J.O., & White, L.E., 2008.** Synaptic transmission, 4th edn, Neuroscience. Sinauer Associates, Sunderland MA, 121-122p.
- Puttipong, T., Senarat, S., Kettratad, J., Chantangsi, C., Kaneko, G., & Siriwong, W., 2020.** Evaluation of health status of the striped catfish *Pangasianodon hypophthalmus* (Sauvage, 1878) from Khlong Saen Saep, Thailand: The use of integrated biomarkers. *Human and Ecological Risk Assessment*, **27** (4) : 1–16. <https://doi.org/10.1080/10807039.2020.1789839>
- Pyke, G.H., 2005.** A review of the biology of *Gambusia affinis* and *G. holbrooki*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **15**: 339-365. <https://doi.org/10.1007/s11160-006-6394-x>
- Pyke, G.H., 2008.** Plague minnow or mosquito fish? A review of the biology and impacts of introduced *Gambusia* species. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **39**: 171-191. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173451>
- Pyle, G.G., Rajotte, J.W., & Couture, P., 2005.** Effects of industrial metals on wild fish populations along a metal contamination gradient. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **61** (3) :287–312. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.09.003>
- Pyrzanowski, K., Zięba, G., Chwatko, G., & Przybylski, M., 2021.** Does habitat otherness affect weather fish *Misgurnus fossilis* reproductive traits? *The European Zoological Journal*, **88** (1) : 328-339. <https://doi.org/10.1080/24750263.2021.1887379>

Q

- Qasim, S.Z., & Qayyum, A., 1963.** Fecundities of some freshwater fish. *The Proceedings of the National Academy of Sciences, India*, **29** :373–382.
- Qu, R., Wang, X., Wang, Z., Wei, Z., & Wang, L., 2014.** Metal accumulation and antioxidant defenses in the freshwater fish *Carassius auratus* in response to single and combined exposure to cadmium and hydroxylated multi-walled carbon

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

nanotubes. *Journal of Hazardous Materials*, **275** : 89–98. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.051>

Quiroz-Jara, M., Casini, S., Fossi, M.C., Orrego, R., Gavilán, J.F. & Barra, R., 2021. Integrated Physiological Biomarkers Responses in Wild Fish Exposed to the Anthropogenic Gradient in the Biobío River, South-Central Chile. *Environmental Management*, **67(6)** : 1145-1157. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01465-y>

R

Rabeh, I., Telahigue, K., Bejaoui, S., Hajji, T., Chouba, L., El Cafsi, M., & Soudani, N., 2018. Effects of mercury graded doses on redox status, metallothionein levels and genotoxicity in the intestine of sea cucumber *Holothuria forskali*. *Chemistry and Ecology*, 1-15. <https://doi.org/10.1080/02757540.2018.1546292>

Rabie, G., Ahlem, M., & Mehanna, S.F., 2021. Reproductive dynamics of the redbelly tilapia (*Tilapia zillii* Gervais, 1848) in Ayatalake as a Ramsar site in south-eastern Algeria. *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries*, **25 (2)** : 253-265. <https://dx.doi.org/10.21608/ejabf.2021.163880>

Rajmohan, K.S., Chandrasekaran, R., & Varjani, S., 2020. A Review on Occurrence of Pesticides in Environment and Current Technologies for Their Remediation and Management. In *Indian Journal of Microbiology*, **60 (2)** : 125–138. <https://doi.org/10.1007/s12088-019-00841-x>

Rajmohan, K.S., Chandrasekaran, R., & Varjani, S., 2020. A Review on Occurrence of Pesticides in Environment and Current Technologies for Their Remediation and Management. *Indian Journal of Microbiology*, **60 (2)** : 125–138. <https://doi.org/10.1007/s12088-019-00841-x>

Rall, B.C., Vucic-Pestic, O., Ehnes, R.B., Emmerson, M., & Brose, U., 2010. Temperature, predator–prey interaction strength and population stability. *Global Change Biology*, **16 (8)** : 2145–2157. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02124.x>

Ramadhani, A.W., Samik, A., & Madyawat, S.P., 2018. Vitellogenesis of Giant Gourami (*Osphronemus goramy*) Examined by the Measurement of Estradiol-17 β , Vitellogenin Concentration and the Size of Ovary. *Aquaculture Studies*, **18 (2)** : 113-125. http://doi.org/10.4194/2618-6381-v18_2_05

Rambabu, K., Thanigaivelan, A., Bharath, G., Sivarajasekar, N., Banat, F., & Show,

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- P.L., 2021.** Biosorption potential of Phoenix dactylifera coir wastes for toxic hexavalent chromium sequestration. *Chemosphere*, **268** :128809. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128809>
- Ramírez-Ayala, E., Arguello-Pérez, M.A., Ilizaliturri-Hernández, C.A., Tintos-Gómez, A., Mejía-Saavedra, J., & Borja-Gómez, I., 2018.** A brief review of the use of biomarkers in Mexico's aquatic ecosystems pollution assessment: 2001-2017. *Latin American Journal of Aquatic Research*, **46** (5) : 860-879. DOI: 10.3856/vol46-issue5-fulltext-1
- Rantin, F.T., Kalinin, A., & Monteiro, D.A., 2020.** The cardiovascular system. *Baldisserotto B, Urbinati EC, Cyrino JEP (eds.) Biology and physiology of freshwater neotropical fish*, 185–216. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815872-2.09995-4>
- Rautenberg, G.E., Amé, M.V., Monferrán, M.V., Bonansea, R.I., &Hued, A.C., 2015.** A multi-level approach using *Gambusia affinis* as a bioindicator of environmental pollution in the middle-lower basin of Suquía River. *Ecological Indicators*, **48** :706–720. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.025>
- Ré, A., Campos, I., Puga, J., Keizer, J.J., Gonçalves, F., Pereira, J.L., &Abrantes, N., 2020.** Feeding inhibition following in-situ and laboratory exposure as an biomarker of ecotoxic impacts of wildfires in affected waterbodies. *Aquatic Toxicology*, **227** :105587. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105587>
- Reading, B.J, Andersen, L.K., Ryu, Y., Mushirobira, Y., Todo, T.,&Hiramatsu, N., 2018.** Oogenesis and egg quality in finfish: Yolkformation and other factors influencing female fertility. *Fishes*, **3** : 45. <https://doi.org/10.3390/fishes3040045>
- Reading, B.J., &Sullivan, C.V., 2011.** Vitellogenesis in fishes. In:Ferrell AP (ed) *Encyclopedia of fish physiology: from genometo environment. The reproductive organs and processes. Elsevier, Maryland Heights, Missouri*, 635–646.
- Reading, B.J., Sullivan, C.V., &Schilling, J., 2017.** Vitellogenesis in fishes.In: Reference Module in Life Sciences. *Elsevier Inc. Amsterdam, the Netherlands*, 1–12.
- Reddy, P.B., 2016.**Study of Pollution Induced Oxidative Stress in A Cat Fish (*Mystus tengara*).*European Journal of Biomedical AND Pharmaceutical sciences*, **3** (12) : 595-600.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Rees, B.E., 1958. Attributes of the mosquito fish in relation to mosquito control. *Proceedings California Mosquito Control Association*, **26** :71–75.
- Regmi, B., Douglas, M.R., Anthonyamy, W.J.B., Douglas, M.E., &Leberg, P.L., 2016. Salinity and hydrological barriers have little influence on genetic structure of the mosquitofish in a coastal landscape shaped by climate change. *Hydrobiologia*, **777**: 209–223. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-016-2786-7>
- Reuman, D.C., Holt, R.D., &Yvon-Durocher, G., 2014. A metabolicperspective on competition and body size reductions with warming.*Journal of Animal Ecology*,**83** (1) : 59–69.<https://doi.org/10.1111/1365-2656.12064>
- Reza, A.H.M.M., Rakhi, S.F., Hossen, M.S., & Hossain, Z., 2017. Organ specific histopathology and brain acetylcholinesterase inhibition in rohu, *Labeo rohita* and Silver barb, *Barbonymus gonionotus*: Effects of three widely used organophosphate pesticides. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **17** (4) : 821–832. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v17_4_18
- Rezaei Shadegan, M.,& Banaee, M.,2018. Effects of dimethoate alone and in combination with Bacilar fertilizer on oxidative stress in common carp, *Cyprinus carpio*. *Chemosphere*, **208**:101–107. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.177>
- Ribeiro, E.B., Ribeiro, D.B., dos Santos Soares, A.M., Marques, P.R.B.O., Badea, M., Targa, M., Granato, J.A., &Nunes, G.S., 2022.A novel glutathione-S-transferase-based biosensor for pyrethroid insecticides: From inhibition study to detection. *Sensors and Actuators Reports*, **4** : 100093. <https://doi.org/10.1016/j.snr.2022.100093>
- Richetti, S.K., Rosemberg, D.B., Ventura-Lima, J., Monserrat, J.M., Bogo, M.R., & Bonan, C.D., 2011.Acetylcholinesterase activity and antioxidant capacity of zebra fish brain is altered by heavy metal exposure.*Neurotoxicology*, **32** (1) :116-122.<https://doi.org/10.1016/j.neuro.2010.11.001>
- Ríos, J.M., Lana, N.B., Ciocco, N.F., Covaci, A., Barrera-Oro, E., Moreira, E., &Altamirano,J.C., 2017.Implications of biological factors on accumulation of persistent organic pollutants in Antarctic notothenioid fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **145** : 630-639. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.009>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Roesijadi, G., Hansen, K.M., & Unger, M.E., 1997. Metallothionein mRNA accumulation in early developmental stages of *Crassostrea virginica* following pre-exposure and challenge with cadmium. *Aquatic Toxicology*, **39** (3-4) : 185-194. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(97\)00037-4](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(97)00037-4)
- Roméo, M., Cosson, R.P., Gnassia-Barelli, M., Risso, C., Stien, X., & Lafaurie, M., 1997. Metallothionein determination in the liver of the sea bass *Dicentrarchus labrax* treated with copper and B(a)P. *Marine Environmental Research*, **44** (3) : 275-284
- Rosen, D.E. & Mendelson, J.R., 1960. The sensory canals of the head in poeciliid fishes (Cyprinodontiformes), with reference to dentitional types. *Copeia*, **1960** (3): 203–210. <https://doi.org/10.2307/1439657>
- Roubeix, V., Daufresne, M., Argillier, C., Dublon, J., Maire, A., Nicolas, D., Raymond, J.C., & Danis, P.A., 2017. Physico-chemical thresholds in the distribution of fish species among French lakes. *Knowledge Management of Aquatic Ecosystems*, **418** : 41. <https://doi.org/10.1051/kmae/2017032>
- Rout, A.K., Dixit, S., Dey, S., Parida, P.K., Bhattacharya, M., Pradhan, S.K., & Behera, B.K., 2022. Role of Modern Biotechnology in the Era of River Water Pollution. *River Health and Ecology in South Asia*, 63-79. https://doi.org/10.1007/978-3-030-83553-8_4
- Roy, D., Abedin, A.M.M.K., Sarker, A.K., Sarker, S., Begum, M.H., & Latifa, G.A., 2022. Some Biological Aspects of Pond Reared *Mystus cavasius* (Hamilton, 1822) Collected from a Local Fish Farm in Mymensingh, Bangladesh. *Aquaculture Studies*, **22** (4) : 797. <https://doi.org/10.4194/AQUAST797>
- Ruttkey-Nedecky, B., Nejdil, L., Gumulec, J., Zitka, O., Masarik, M., Eckschlager, T., & Kizek, R., 2013. The role of metallothionein in oxidative stress. *International Journal of Molecular Sciences*, **14** (3) : 6044–6066. <https://doi.org/10.3390/ijms14036044>

S

- Sabbir, W., Mondal, B., Das, M., Khan, M.N., & Sultana, T., 2017. Biological Aspect of Nona Tengra (*Mystus gulio*) in Khulna Region, South West Bangladesh. *Journal of Biomaterials*, **1** (1) : 19-24. doi: 10.11648/j.jb.20170101.13.
- Saborowski, R., & Buchholz, R., 1996. Annual changes in the nutritive state of North Sea dab. *Journal of Fish Biology*, **49**(2) : 173-194. <https://doi.org/10.1111/j.1095->

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

[8649.1996.tb00015.x](https://doi.org/10.26650/ASE2019600582)

- Saç, G., & Gaygusuz, Ö., 2020.** Relationships between Body Size, Weight and Fecundity of the Endangered Fish *Alburnus carinatus* Battalgil, 1941 in the Manyas Lake (Turkey). *Aquatic Sciences and Engineering*, **35** (1) : 27-30. <https://doi.org/10.26650/ASE2019600582>
- Sadekarpawar,S.,& Parikh, P., 2013.**Gonadosomatic and hepatosomatic indices of freshwater fish *Oreochromis mossambicus* in response to a plant nutrient. *World journal of Zoology*, **8** (1) :110–118. DOI: 10.5829/idosi.wjz.2013.8.1.7268.
- Saha, S., Chukwuka, A.V., Mukherjee, D., Dhara, K., Pal, P., &Saha, N.C., 2022.**Physiological (haematological, growth and endocrine) and biochemical biomarker responses in air-breathing catfish, *Clarias batrachus* under long-term Captan® pesticide exposures.*Environmental Toxicology and Pharmacology*, **90** : 103815. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2022.103815>
- Saha, S., Chukwuka, A.V., Mukherjee, D., Patnaik, L., Nayak, S., Dhara, K., Saha,N.C.,& Faggio, C., 2021.**Chronic Effects of Diazinon® Exposures Using Integrated Biomarker Responses in Freshwater Walking Catfish, *Clarias batrachus*.*Applied Sciences*, **11**(22) :10902. <https://doi.org/10.3390/app112210902>
- Saifullah, A.S.M., Kabir, M.H., Khatun, A., Roy, S., &Sheikh, M.S., 2012.** Investigation of some water qualityparameters of the Burigangariver. *Journal of Environmental Science and Natural Resources*, **5** (2) : 47–52. <https://doi.org/10.3329/jesnr.v5i2.14600>
- Sajla,K., Raibeemol, K.P., &Chitra, K.C., 2019.** Induction of ovarian toxicity in the freshwater fish, *Pseudotroplus maculatus* (Bloch, 1795) after sublethal exposure of dibutyl phthalate.*International Journal of Scientific Research in Biological Sciences*, **6** (5) :26-38.<https://doi.org/10.26438/ijsrbs/v6i5.2638>
- Salaah, S.M., Khalil, M.T., Gad,N.S., &Ahmed, N.A.M., 2018.**Physico-Chemical Characteristics and Physiological Changes in *Oreochromis Niloticus* From Rosetta Branch of The River Nile. *European Chemical Bulletin*, **7** (2):63-71.<https://doi.org/10.17628/ecb.2018.7.63-71>
- Salbego, J., Pretto, A., Gioda, C.R., Menezes, C.C., Lazzari, R., Radčunz Neto, J., Baldisserotto,B., && Loro, V.L., 2010.**Herbicide Formulation with Glyphosate Affects Growth, Acetylcholinesterase Activity, and Metabolic and Hematological Parameters in Piava (*Leporinus obtusidens*).*Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **58** :740–745. DOI: 10.1007/s00244-009-9464-y.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Salbego, J., Seben, D., Sippert, L.R., Gressler, L.T., Arruda da Cunha, J., Zanella, R., Vaucher, R.de., Marchesan, E., Baldisserotto, B., Loro, V.L., & Golombieski, J.I., 2020. Toxicological response of silver catfish (*Rhamdia quelen*) after acute exposure to a commercial insecticide containing thiamethoxam. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 1–7. <https://doi.org/10.1080/03601234.2020.1782115>
- Saleh-Subaie, N., Ramírez-Cruz, G.A., & Zúñiga-Vega, J.J., 2021. Examination of the Trexler-DeAngelis Model of Maternal Provisioning Reveals That Matrotrophy Is Costly. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9 :690430. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.690430>
- Samim, A.R., Singh, V.K., & Vaseem, H., 2022. Assessment of hazardous impact of nickel oxide nanoparticles on biochemical and histological parameters of gills and liver tissues of *Heteropneustes fossilis*. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 74 :127059. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2022.127059>
- Sanchez, W., Katsiadaki, I., Piccini, B., Ditcher, J. M., & Porcher, J. M., 2008. Biomarker responses in wild three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus L.*) as a useful tool for freshwater biomonitoring: A multiparametric approach. *Environment International*, 34(4) : 490–498. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.11.003>
- Sandstrom, O., Larsson, A., Andersson, J., Appelberg, M., Bignert, A., Ek, H., Forlin, L., & Olsson, M., 2005. Three decades Swedish experience stresses the need of integrated long-term monitoring in marine coastal areas. *Water Quality Research Journal of Canada*, 40 (3) :233-250. Doi:10.2166/wqrj.2005.030
- Sankar, R., Ramkumar, L., Rajkumar, M., Sun, J., & Ananthan, G., 2010. Seasonal variations in physico-chemical parameters and heavy metals in water and sediments of Uppanar estuary, Nagapattinam, India. *Journal of Environmental Biology*, 31 (5) :681-686.
- Sant Anna, M.C., Soares, V.M., Seibt, K.J., Ghisleni, G., Rico, E.P., & Rosemberg, D.B., de Oliveira, L.R., Schröder, N., Bonan, C.D., & Bogo, M.R., 2011. Iron exposure modifies acetylcholinesterase activity in zebrafish (*Danio rerio*) tissues: distinct susceptibility of tissues to iron overload. *Fish Physiology and Biochemistry*, 37 (3): 573-581.
- Sathe, T.V., 2014. Biological control of mosquitoes. *Recent Trends in Biological Pest Control*, 2 : 11-20.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Sathyamoorthi, A., Kumaresan, V., Palanisamy, R., Pasupuleti, M., Arasu, M.V., Al-Dhabi, N.A., Marimuthu, K., Nurul Amin, S.M., Arshad, A., Yusoff, F.M.D., & Arockiaraj, J., 2019.** Therapeutic cationic antimicrobial peptide (CAP) derived from fish aspartic proteinase Cathepsin D and its antimicrobial mechanism. *International Journal of Peptide Research and Therapeutics*, **25**:93–105. DOI: 10.1007/s10989-017-9652-y.
- Savassi, L.A., Paschoalini, A.L., Arantes, F.P., Rizzo, E., & Bazzoli, N., 2020.** Heavy metal contamination in a highly consumed Brazilian fish: immunohistochemical and histopathological assessments. *Environmental Monitoring and Assessment*, **192** (8) : 542. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08515-8>
- Schettino, T., Caricato, R., Calisi, A., Giordano, M.E., & Lionetto, M.G., 2012.** Biomarker approach in marine monitoring and assessment: new insights and perspectives. *Open Environmental Sciences*, **6** (1) : 20–27. DOI : [10.2174/1876325101206010020](https://doi.org/10.2174/1876325101206010020)
- Schönemann, A.M., Abril, S.I.M., Diz, A.P., & Beiras, R., 2022.** The bisphenol A metabolite MBP causes proteome alterations in male *Cyprinodon variegatus* fish characteristic of estrogenic endocrine disruption. *Environmental Pollution*, **300** : (1) 118936. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118936>
- Schopt Rehage, J., Lopez, L.K., & Sih, A., 2020.** A comparison of the establishment success, response to competition, and community impact of invasive and non-invasive *Gambusia* species. *Biological Invasions*, **22** :509–522. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02113-7>
- Schultz, D.L., 1999.** Population structure, reproduction, and lipid cycling in the dusky shiner (*Notropis cummingsae*) in contrasting streams. *Copeia*, **3** :669–683. <https://doi.org/10.2307/1447599>
- Seal, W.P., 1910.** Fishes in their relation to the mosquito problem. Paper presented before the Fourth International Fishery Congress held at Washington, U.S.A., September 22 to 26, 1908. *Bulletin of the Bureau of Fisheries*, **28** (683):831-838.
- Seale, A., 1905.** Report of Mr. Alvin Seale of the United States Fish Commission, on the introduction of top-minnows to Hawaii from Galveston, Texas. *The Hawaiian Forester and Agriculturist*, **2** : 364-367.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Seenivasagan, R., Karthika, A., Kalidoss, R., & Malik, J.A., 2022.** Bioremediation of Polluted Aquatic Ecosystems Using Macrophytes. *Advances in Bioremediation and Phytoremediation for Sustainable Soil Management*, **329** : 57-59.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-89984-4_4
- Self, J.T., 1940.** Notes on the sex cycle of *Gambusia affinis affinis*, and its habits and relation to mosquito control. *The American Midland Naturalist*, **23 (2)** : 393–397.
<https://doi.org/10.2307/2420672>
- Sellaoui, N., & Bounaceur, F., 2020.** Growth and length-weight relationships of *Gambusia affinis* (Baird et Girard, 1853) population in Algeria (Cyprinodontiformes Poeciliidae). *Biodiversity Journal*, **11 (4)** : 951–959.
<https://doi.org/10.31396/biodiv.jour.2020.11.4.951.959>
- Şen, G., & Karaytuğ, S., 2017.** Effects of lead and selenium interaction on Acetylcholinesterase activity in brain and accumulation metal in tissue of *Oreochromis niloticus* (L., 1758). *Natural and Engineering Sciences*, **2** : 21–32.
<https://doi.org/10.28978/nesciences.328857>
- Séraphin, K.Z., Lassina, D., Mexmin, K.K., Mamadou, O., & Allassane, O., 2022.** Reproductive biology of the main fish species in lakes Taabo, Kossou and Faé (Côte d’Ivoire) with a view to rotational fishing. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **10 (1)**: 46-55.
<https://doi.org/10.22271/fish.2022.v10.i1c.2635>
- Servili, A., Canario, A.V.M., Mouchel, O. & Cueto, J.A.M., 2020.** Climate change impacts on fish reproduction are mediated at multiple levels of the brain-pituitary-gonad axis. *General and Comparative Endocrinology*, **291** : 113439.
<https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2020.113439>
- Sevcikova, M., Modra, H., Kruzikova, K., Zitka, O., Hynek, D., & Adam, V., 2013.** Effect of metals on metallothionein content in fish from Skalka and Zelivka reservoirs. *International Journal of Electrochemistry Science*, **8** : 1650–1663.
- Shakir, H.A., Mirza, M.R., Khan, A. M., & Abid, M., 2008.** Weight-Length and Condition Factor Relationship of Sperata Sarwari (Singhari), From Mangla Lake, Pakistan. *Journal of Animal and Plant Science*, **18 (4)** : 158-160.
- Shankar, D.S., & Kulkarni, R.S., 2005.** Somatic condition of the fish, *Notopterus notopterus* (Pallas) during phases of the reproductive cycle. *Journal of Environmental*

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Biology*, **26** (1) : 49-53.
- Sharma, A., & Kuma, S., 2022.** Assessment of Physico-Chemical Characteristics of Sagar Tal in Budaun, U.P. *International Journal for Research in Applied Sciences and Biotechnology*, **9** (10) : 152-159. <https://doi.org/10.31033/ijrasb.9.1.17>
- Sharma, D.K., 2006.** Seasonal variations in certain physico-chemical characteristics in Makroda reservoir of Guna district. *Ecology, Environment and Conservation*, **7** (2) :201-204.
- Sharma, Y.C., 2012.** A Guide to the Economic Removal of Metals from aqueous solutions. 116 p.
- Sheehan, D., Meade, G., Foley, V.M., & Dowd, C.A., 2001.** Structure, function and evolution of glutathione transferases: implications for classification of non-mammalian members of an ancient enzymesuperfamily. *Biochemical Journal*, **360** : 1-16. <https://doi.org/10.1042/bj3600001>
- Sherif, A.H., El-Sharawy, M.E., El-Samannoudy, S.I., Seida, A.A., Sabryy, N.M., Eldawoudy, M., Abdelsalam, M., & Younis, N.A., 2021.** The deleterious impacts of dietary titanium dioxidenanoparticles on the intestinal microbiota, antioxidantenzymes, diseases resistances and immune responseof Nile tilapia. *Aquaculture Research*, **00** : 1–9. DOI: 10.1111/are.15539.
- Shibko, S., Koivistoinen, P., Tratyneck, C., Newhall, A., & Freidman, L., 1966.** A method for the sequential quantitative separation and glycogen from a single rat liver homogenate or from a sub cellular fraction. *Analytical Biochemistry*, **19**: 415-428.
- Shruti, S., &Tantarpale, V.T., 2014.** Effects of Cypermethrin on Lipid and Cholesterol Contents of Freshwater Fish *Channa orientalis*. *Paripex- Indian Journal of Research*, **3** (8) :200-201.
- Silva, E., Rajapakse, N., &Kortenkamp,A., 2002.** Something from "nothing"-eight weak estrogenic chemicals combined at concentrations below NOECs produce significant mixture effects. *Environmental Science and Technology*, **36** :1751-1756. <https://doi.org/10.1021/es0101227>
- Silveyra, G.R., Canosa, I.S., Rodríguez,E.M., &Medesani, D.A., 2017.** Effects of atrazine on ovarian growth, in the estuarine crab *Neohelice granulata*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **192** : 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2016.10.011>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Silveyra, G.R., Canosa, I.S., Zanitti, M., Rodríguez,E.M., &Medesani, D.A., 2020.**Interference of an atrazine commercial formulation with the endocrine control of ovarian growth exerted by the eyestalks. *Environmental Science and Pollution Research*,**27** : 965–973.
- Silveyraa, G.R., Silveyra, P., Vatnick, I., Medesani, D.A., &Rodríguez, E.M., 2018.**Effects of atrazine on vitellogenesis, steroid levels and lipid peroxidation, in female red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. *Aquatic Toxicology*, **197** : 136-142. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.02.017>
- Singh, A.,&Zutshi, B., 2020.**Photoperiodic effects on somatic growth and gonadal maturation in Mickey Mouse platy, *Xiphophorus maculatus* (Gunther, 1866). *Fish Physiology and Biochemistry*, **46** : 1483–1495.
- Singh, G., Thake, R., Sharma, A., & Parmar, D., 2021.** Therapeutic effects of biochanin A, phloretin, and epigallocatechin-3-gallate in reducing oxidative stress in arsenic-intoxicated mice. *Environmental Science and Pollution Research*, **28** : 20517–20536. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11740-w>
- Singh, N., & Gupta, P.K., 2014.**Reproductive biology of eastern mosquito fish *Gambusia holbrooki* (Girard) (Poeciliidae) in a sub-tropical Lake, Lake Nainital (India). *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, **3(4)** : 19-31.
- Singh, N., &Gupta, P.K., 2016.** *Gambusia holbrooki*: a case study in India with special reference to Lake Nainital. *International Journal of Fisheries and Aquaculture Sciences*, **6 (1)** :33–48.
- Singh, S., Tiwari,R.K.,& Pandey, R.S., 2018.**Evaluation of acute toxicity of triazophos and deltamethrin and their inhibitory effect on AChE activity in *Channa punctatus*. *Toxicology Reports*, **5** : 85-89. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2017.12.006>
- Sloterdijkab, H., James, N.C., Smith, M.K.S., Ekau, W., & Weyl, O.L.F., 2015.** Population dynamics and biology of an invasive population of mosquitofish *Gambusia affinis* in a temperate estuarine lake system. *African Zoology*, **50 (1)**: 31–40. <https://doi.org/10.1080/15627020.2015.1021169>
- Smith, R.J., Kollus, K.M., & Propper, C.R., 2022.** Environmentally relevant arsenic exposure affects morphological and molecular endpoints associated with reproduction in the Western mosquitofish, *Gambusia affinis*. *Science of The Total*

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Environment*, **830** :154448. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154448>
- Soedibya, P.H.T., Listiowati, E., Pramono, T.B., Prayogo, N.A., & Harisam, R.T., 2018.** Growth Performance of Catfish (*Clarias gariepinus*) cultured of High Density with Biofloc System. *E3S Web of Conferences*, **47** : 1-12. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184702002>
- Solé, M., Raldua, D., Barceló, D., & Porte, C., 2003.** Long-term exposure effects in vitellogenin, sex hormones, and biotransformation enzymes in female carp in relation to a sewage treatment works. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **56 (3)** :73-380. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00143-4](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00143-4)
- Solomon, O.O., Ahmed, O.O., & Kunzmann, A., 2017.** Assessment of length-weight relationship and condition factor of periwinkle (*Tympanotonus fuscatus*, Linnaeus 1758) from okrika estuary, niger-delta area of nigeria. *Environmental risk assessment and remediation*, **1(1)** :1-6.
- Soltani, N., Chouahda, S., & Smagghe, G., 2008.** Evaluation of halofenozide against prey mosquito larvae *Culex pipiens* and the predator fish *Gambusia affinis*: impact on growth and enzymatic activities. *Communications in agricultural and applied biological sciences*, **73 (3)** : 659-666.
- Somasundaram, S., Abraham, J.S., Maurya, S., Toteja, R., Gupta, R., & Makhija, S., 2022.** Molecular characterization and transcriptional modulation of stress-responsive genes under heavy metal stress in freshwater ciliate, *Euplotes aediculatus*. *Ecotoxicology*, **31(2)** : 271–288. <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02518-y>
- Sonone, S.S., Jadhav, S., Sankhla, M.S., & Kumar, R., 2020.** Water Contamination by Heavy Metals and their Toxic Effect on Aquaculture and Human Health through Food Chain. *Letters in Applied NanoBioScience*, **10 (2)** : 2148–2166. <https://doi.org/10.33263/lanbs102.21482166>
- Soom, J.W., Solomon, S.G., & Ayuba, V.O., 2018.** Assesment of some physico-chemical parameters of river katsina-ala at Buruku, Benue state, Nigeria. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **6 (2)** : 556-561.
- Sow, A.Y., Ismail, A., Zulkifli, S.Z., Amal, M.A., & Hambali, K., 2019.** Seasonal variation of heavy metals and metallothionein contents in Asian swampeels, *Monopterus albus* (Zuiew, 1793) from Tumpat, Kelantan, Malaysia. *BMC Pharmacology and Toxicology*, **20 (8)** :1-8. <https://doi.org/10.1186/s40360-019-0286-x>
- Squadrone, S., Prearo, M., Brizio, P., Gavinelli, S., Pellegrino, M., Scanzio, T., Guarise,**

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- S., Benedetto, A., & Abete, M.C., 2013. Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. *Chemosphere*, **90** (2) : 358–365. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.07.028>
- Sridhar, R., Thangaradjou, T., Kumar, S.S., & Kannan, L., 2006. Water quality and phytoplankton characteristics in the Palk Bay, southeast coast of India. *Journal of Environmental Biology*, **27** (3) : 561-566.
- Srivastava, B., & Reddy, P.B., 2021. Assessment of reproductive disruption in Bisphenol A (BPA) exposed fish, *Heteropneustes fossilis* (Bloch, 1794). *Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences*, **10** (3) : 51-61.
- Srivastava, V., Zare, E.N., Makvandi, P., Zheng, X.Q., Iftekhhar, S., Wu, A., Padil, V.V.T., Mokhtari, B., Varma, R.S., Tay, F.R., & Sillanpaa, M., 2020. Cytotoxic aquatic pollutants and their removal by nanocomposite-based sorbents. *Chemosphere*, **258** : 127324. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127324>
- Stearns, S.C., 1983. A natural experiment in life-history evolution: field data on the introduction of mosquitofish (*Gambusia affinis*) to Hawaii. *Evolution*, **37** (3) : 607-617. <https://doi.org/10.2307/2408273>
- Stockwell, C.A., Mulvey, M., & Vinyard, G.L., 1996. Translocations and the preservation of allelic diversity. *Conservation Biology*, **10**(4):1133-1141. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041133.x>
- Stohs, S., Bagchi, D., Hassoun, E., & Bagchi, M., 2000. Mécanismes oxydatifs dans la toxicité des ions chrome et cadmium. *Journal of Environmental Pathology Toxicology and Oncology*, **20** (2) : 77-88.
- Storey, K.B., 1996. Oxidative stress : animal adaptations in nature. *Braz. Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, **29** : 1715–1733.
- Su, L., Li, H., Qiu, N., Zeng, Z., Wang, R., Jun, L., & Wang, J., 2022. Parental cadmium exposure during the spawning period reduces cadmium sensitivity through the antioxidant system in rare minnow (*Gobiocypris rarus*) larvae. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **246** : 114137. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114137>
- Subba, S., Mahaseth, V.K., Subba, B.R., & Bhusal, D.R., 2020. Monthly dynamics of reproductive indices of *Neolissochilus hexagonolepis* (McClelland, 1839) and their relationship with physico-chemical parameters along the mid-reaches of Tamor

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- River, Nepal. *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries*, **24** (2) : 239–247. DOI : 10.21608/ejabf.2020.80222.
- Sultana, T., Mazumder, S.K., Kubra, J., Nishad, N., Khalil, S.M.I., Das, S.K., Khan, M.d.A.R., & Hasan, M.d.T., 2023.** A multidisciplinary method to assess the reproductive biology of *Mystus bleekeri*. *Aquaculture and Fisheries*, **8** (3) : 280-287. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2021.12.017>
- Sumpter, J.P., & Jobling, S., 1995.** Vitellogenesis as a biomarker for estrogenic contamination of the aquatic environment. *Environmental Health Perspectives*, **103** (7) : 173-178. <https://doi.org/10.1289/ehp.95103s7173>
- Sumudumali, R.G.I. & Jayawardana, J.M.C.K., 2021.** A Review of Biological Monitoring of Aquatic Ecosystems Approaches: with Special Reference to Macroinvertebrates and Pesticide Pollution. *Environmental Management*, **67** : 263–276. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01423-0>
- Suski, C.D., Killen, S.S., Keiffer, J.D., & Tufts, B.L., 2006.** The influence of environmental temperature and oxygen concentration on the recovery of large mouth bass from exercise. Implications for live-release angling tournaments. *Journal of Fish Biology*, **68** (1) : 120-136. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2006.00882.x>
- Suwanpraserta, S., Saenphet, S., Buncharoen, W., Kullasoot, S., Sareein, N., & Phalaraksh, C., 2020.** Effects of cadmium on acetylcholinesterase activities and histopathology of African catfish (*Clarias gariepinus*) from contaminated fish farm in Mae Sot District, Tak Province, Thailand. *Science Asia*, **46** : 1-8. <http://dx.doi.org/10.2306/scienceasia1513-1874.2020.075>
- Syandri, H., & Azrita, J., 2015.** Fecundity of Bonylip barb (*Osteochilus vittatus* Cyprinidae) in different waters habitats. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **2** (4) : 157-163.

T

- Tabassum, S., Rakhi, S.F., Reza, A.H.M.M., Mollah, F.A., & Hossain, Z., 2020.** Potential attenuation of biochemical parameters and enzymatic functions in *Cyprinus carpio* fingerlings by Phenthoate 50 EC insecticide exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, **27** : 35837–35851.
- Tadesse, M., Tsegaye, D., & Girma, G., 2018.** Assessment of the level of some physico-chemical parameters and heavy metals of Rebu river in oromia region, Ethiopia.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- MOJ Biology and Medicine*, **3** (4) :99–118. DOI : 10.15406/mojbm.2018.03.00085
- Tahir, R., Ghaffar, A., Abbas, G., Turabi, T.H., Kausar, S., Xiaoxia, Du., Naz, S., Jamil, H., Samra., Riaz, S., & Abdelgayed, S.S., 2021.** Pesticide induced hematological, biochemical and genotoxic changes in fish: A review. *Agrobiological Records*, **3** : 41-57. <https://doi.org/10.47278/journal.abr/2021.005>.
- Talbot, R., & Chang, H., 2022.** Microplastics in freshwater: A global review of factors affecting spatial and temporal variations. *Environmental Pollution*, **292** : 118393. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118393>
- Tang, M., Chen, Y., Xian, H., Tan, S., Lian, Z., Peng, X., & Hu, D., 2022.** Circulating exosome level of indigenous fish may be a novel biomarker for the integrated ecotoxicity effect of water environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **229** : 113084. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113084>
- Tarazi, S., Ahmadi, S., Ostvar, N., Ghafouri, H., Sarikhan, S., Mahmoodi, Z., & Sariri, R., 2021.** Enhanced soluble expression of glutathione S-transferase Mu from *Rutilus kutum* by co-expression with Hsp70 and introducing a novel inhibitor for its activity. *Process Biochemistry*, **111** : 261-266. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2021.10.003>
- Tedesco, P.A., Benito, J., & García-Berthou, E., 2008.** Size-independent age effects on reproductive effort in a small, short-lived fish. *Freshwater Biology*, **53** (5): 865-871. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01942.x>
- Teklu, B.M., Hailelassie, A., & Mekuria, W., 2022.** Pesticides as water pollutants and level of risks to environment and people : an example from Central Rift Valley of Ethiopia. *Environment, Development and Sustainability*, **24** : 5275–5294. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01658-9>
- Teng, M., Zhao, F., Zhou, Y., Yan, S., Tian, S., Yan, J., Meng, Z., Bi, S., & Wang, C., 2019.** Effect of Propiconazole on the Lipid Metabolism of Zebrafish Embryos (*Danio rerio*). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **67** (16) : 4623–4631. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.9b00449>
- Tenji, D., Micic, B., Sipos, S., Miljanovic, B., Teodorovic, I., & Kaisarevic, S., 2020.** Fishbiomarkers from a different perspective: evidence of adaptive strategy of *Abramis brama* (L.) to chemical stress. *Environmental Sciences Europe*, **47**.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Teta, C., & Naik, Y.S., 2017.** Vitellogenin induction and reduced fecundity in zebrafish exposed to effluents from the City of Bulawayo, Zimbabwe. *Chemosphere*, **167** : 282-290. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.011>
- Thabet, I.A., Tawadrous, W.E., & Samy, A.M., 2019.** Pollution induced change of liver of *Oreochromis niloticus*: metals accumulation and histopathological response. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, **2** (2) : 25–35. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2019.2.2.0020>
- Thebo, D.S., Narejo, N.T., Chandio, M.H., Saddar, F., Rashid, S., Fatima, A., & Abbas, G., 2022.** Spawning Periodicity of Catfish, *Ompok pabda* (Hamilton 1822) from River Indus, Sindh, Pakistan. *Sarhad Journal of Agriculture*, **38** (2) : 611-616. <https://dx.doi.org/10.17582/journal.sja/2022/38.2.611.616>
- Thomé, R.G., de Oliveira Cardoso, I.C., de Oliveira, S.E., & Santos, H.B.dos., 2018.** Oogenesis is accompanied by cyclic morphological changes in hepatocytes of Neotropical freshwater fish *Piabina argentea*. *Anatomia Histologia Embryologia*, e12385. <https://doi.org/10.1111/ahe.12385>
- Tiwari, B., & Singh, A., 2021.** Influence Of Various Mega Industrial Effluents On Physico-Chemical Parameters Of River Aami And Hematological Aspects Of Fresh Water Inhabiting Fishes. *World Journal of Pharmaceutical Research*, **10** (6) : 1293-1305. DOI : 10.20959/wjpr20216-20592.
- Tlili, S., Jebali, J., Banni, M., Haouas, Z., Mlayah, A., Helal, A.N., & Boussetta, H., 2010.** Multimarker approach analysis in common carp *Cyprinus carpio* sampled from three freshwater sites. *Environmental Monitoring and Assessment*, **168** : 285–298.
- Tocher, D.R., 2003.** Metabolism and Functions of Lipids and Fatty Acids in Teleost Fish. *Reviews in Fisheries Science*, **11** (2) : 107-184. <http://dx.doi.org/10.1080/713610925>
- Toko, I.I., Pelebe, O.E.R., Tonato, R., Guedegba, N.L., Agbohessi, T.P., & Kestemont, P., 2018.** Indices biométriques et paramètres de croissance du tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) exposé aux pesticides agricoles dans les retenues d'eau du Nord-Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **12** (3) : 1401-1414. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v12i3.26>
- Toko, II., Attakpa, E.Y., & Elegbe, H., 2010.** Performances biologiques, zootechniques et nutritionnelles de *Tilapia guineensis* en milieu naturel et d'élevage. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **4** (5) : 1629-1640. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v4i5.65577>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Topal, A., & Açıl, G., 2022.**The effects of imidacloprid on 8-hydroxy-2-deoxyguanosine (8-OHdG) and antioxidant parameters in gill and liver tissues of trout.*Chemistry and Ecology*, **38** (4) :374-388.<https://doi.org/10.1080/02757540.2022.2061471>
- Topal, A., Alak, G., Ozkaraca, M., Yeltekin, A.C., Comaklı, S., Acil, G., Kokturk, M., &Atamanalp, M., 2017.**Neurotoxic responses in brain tissues of rainbow trout exposed to imidacloprid pesticide: Assessment of 8-hydroxy-2-deoxyguanosineactivity, oxidative stress and acetylcholinesterase activity. *Chemosphere*, **175**: 186-191. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.047>
- Touaylia, S., &Labiadh, H., 2019.** Effect of the exposure to Mn-doped ZnS nanoparticles on biomarkers in the freshwater western mosquitofish *Gambusia affinis*. *International Journal of Environmental Health Research*,**29** :60–70. <https://doi.org/10.1080/09603123.2018.1508648>
- Townsend, D.M., &Tew, K.D.,2003.** The role of glutathione-S-transferase in anti-cancer drugresistance, *Oncogene*, **22** : 7369–7375.<https://doi.org/10.1038/sj.onc.1206940>
- Tremblay, L.A., Trought, K., Sheehan, T.J., Holmes, R.J.P., Barrick, A.,& Young, R.G., 2020.**Induction of metallothionein in the common bully (*Gobiomorphuscotidianus*) from the Motueka River, New Zealand.*Journal of Marine and Freshwater Research*, 1-7. <https://doi.org/10.1080/00288330.2020.1848885>
- Tremblay, L.A., Trought, K., Sheehan, T.J., Holmes,R.J.P., Barrick, A., & Young, R.G.,, 2020.** Induction of metallothionein in the common bully (*Gobiomorphuscotidianus*) from the Motueka River, New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research*, **55** (3) :497-503. <https://doi.org/10.1080/00288330.2020.1848885>
- Tundisi, J.G., & Matsumura-Tundisi, T., 2011.** Recursos Hídricos No Século XXI.Oficina de Textos. 328p.
- Turner, C.L., 1937.** Reproductive cycle and superfoetation in poeciliid fishes. *The Biological Bulletin*, **72** (2) :145–164. <https://doi.org/10.2307/1537249>
- Tytler, P., & Calow, P., 1985.** Fish energetics: new perspectives. *Springer Science and Business Media, New York*.

U

- Uchenna, U.B., Uka, A., &Obiahu, O.H., 2022.**The impact of sub-lethal concentrations of glyphosate on growth and haematology of African catfish under aquatic ecological

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- micro-climate. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, **4** : 164-170.
<https://doi.org/10.1016/j.enceco.2022.06.001>
- Uçkun, M., Yoloğlu, E., Uçkun, A.A., & Öz, Ö.B., 2021.** Acute Toxicity of Insecticide Thiamethoxam to Crayfish (*Astacus leptodactylus*): Alterations in Oxidative Stress Markers, ATPases and Cholinesterase. *Acta Chimica Slovenica*, **68 (3)** : 521-531. <http://dx.doi.org/10.17344/acsi.2021.6823>
- Ukenye, E.A., & Taiwo, I.A., 2019.** Studies on the physico chemical status and biological characteristics of some rivers in Nigerian coastal states. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, **7 (3)** : 192-196.
- Ünlü, E., & Balcı, K., 1993.** Observation on the reproduction of *Leuciscus cephalus orientalis* (Cyprinidae) in Savur stream (Turkey). *Cybium*, **17 (3)** : 241-250.
- Uribe, M.C., De la Rosa Cruz, G., García Alarcón, A., Campuzano Caballero, J.C., & Guzmán Bárcenas, M.G., 2019.** Structures Associated with Oogenesis and Embryonic Development during Intraovarian Gestation in Viviparous Teleosts (Poeciliidae). *Fishes*, **4 (2)** : 35. <https://doi.org/10.3390/fishes4020035>
- Uribe, M.C., Grier, H.J., De la Rosa Cruz, G., & García Alarcón, A., 2009.** Modifications in ovarian and testicular morphology associated with viviparity in teleosts. In *Reproductive Biology and Phylogeny of Fish (Agnatha and Bony Fishes)*, 1st ed, Jamieson, B., Ed. ; Science Publishers, Inc. : Enfield, NH, USA ; Plymouth, UK, 85–117p.

V

-
- Valcárcel, R.M., & Navarro, A.R., 2015.** Gambusia – *Gambusia holbrooki* Girard, 1859. En : *ciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Van den Hurk, P., Faisal, M., & Roberts Jr, M.H., 2000.** Interactive effects of cadmium and benzo[a]pyrene on metallothionein induction in mummichog (*Fundulus heteroclitus*). *Marine Environmental Research*, **50 (1-5)** : 83-87.
[https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(00\)00098-2](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(00)00098-2)
- Van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, P.E.N., 2003.** Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, **13**: 57–149. DOI: 10.1016/s1382-6689(02)00126-6.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Van Der Vaart, H., Postma, D.S., Timens, W., & Ten Hacken, N.H.T., 2004.** Acute effects of cigarette smoke on inflammation and oxidative stress : a review. *Thorax*, **59 (8)** : 713-721. <http://dx.doi.org/10.1136/thx.2003.012468>
- Van Dine, D.L., 1907.** The introduction of top-minnows into the Hawaiian Islands. Hawaii Press Agricultural Experiment Station Press Bulletin, **20** :1-10.
- Veisi, S., Sarkheil, M., Johari, S.A., & Safari, O., 2021.** Dietary supplementation with melatonin: influence on growth performance, oxidative stress status, and amelioration of silver nanoparticles-induced toxicity in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Tropical Animal Health and Production*, **53** : 314. <https://doi.org/10.1007/s11250-021-02760-w>
- Verma, A.K., & Prakash, S., 2019.** Impact of Arsenic on Haematology, Condition Factor, Hepatosomatic and Gastrosomatic Index of a Fresh Water Cat Fish, *Mystus vittatus*. *International Journal on Biological Sciences*, **10 (2)** : 49-54.
- Viarengo, A., Canesi, L., Pertica, M., & Livingstone, D.R., 1991.** Seasonal variations in the antioxidant defence systems and lipid peroxidation of the digestive gland of mussels. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, **100** : 187–190.
- Viarengo, A., Ponzano, E., Dondero, F., & Fabbri, R., 1997.** A simple spectrophotometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: an application to mediterranean and Antarctic molluscs. *Marine Environmental Research*, **44(1)**: 69-84. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(96\)00103-1](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(96)00103-1)
- Vidal, O., Garcia-Berthou, E., Tedesco, P.A., & Garcia-Marin, J.L., 2010.** Origin and genetic diversity of mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) introduced to Europe. *Biological Invasions*, **12(4)** :841–851. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9505-5>
- Vidhya, V., Sreeja, S.J., Nair, C.R., & Nair, S.G., 2019.** Induction of Nuclear Abnormalities (Na) In Erythrocytes of Fish, *Etroplus Suratensis* Following the Exposure of Pyrethroid Insecticide, Lambda-Cyhalothrin. *Think India Journal*, **22 (14)** : 13467-13479.
- Vieira, V.A.R.O., Correia, T.G., & Moreira, R.G., 2013.** Effects of aluminum on the energetic substrates in neotropical freshwater *Astyanax bimaculatus* (Teleostei: Characidae) females. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology*

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- & *Pharmacology*, **157** (1) :1-8. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2012.08.003>
- Vignes, J.C., 1995.** Population structure, fecundity and feeding regime of mosquitofish in a lake of the Basque Country. *Munibe (Ciencias naturales - Natur Zientziak)*, **47** : 101-106.
- Vignet, C., Cappello, T., Fu, Q., Lajoie, K., De Marco, G., Clerandau, C., Mottaz, H., Maisano, M., Hollender, J., Schirmer, K., & Cachot, J., 2019.** Imidacloprid induces adverse effects on fish early life stages that are more severe in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) than in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, **225**:470–478. DOI : 10.1016/j.chemosphere.2019.03.002.
- Vijayaraghavan, G., Neethu, K.V., Aneesh, B.P., Suresh, A., Saranya, K.S., Nandan, S.B., & Sharma, K.V., 2022.** Evaluation of toxicological impacts of Polyvinyl Chloride (PVC) microplastics on fish, *Etroplus suratensis* (Bloch, 1790), Cochin estuary, India. *Toxicology and Environmental Health Sciences*, **14** : 131–140. <https://doi.org/10.1007/s13530-021-00120-7>
- Vincent, S., Sumit, R., Bavithra, S., Victoria, V., Akhila, N., & Prabha, J., 2019.** Metallothionein Induced Time Dependent Histomorphometric Analysis of *Clarias gariepinus* Exposed to Cadmium. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **102** : 32–38.
- Vishal, V., Bisht, H.C.S., Pandey, N.N., & Bipin, V., 2022.** Gonadal Maturity of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) naturally Inhabited in Balkhila Stream of Uttarakhand, India. *International Journal of Zoological Investigations*, **8** (1) :32-38. <https://doi.org/10.33745/ijzi.2022.v08i01.004>
- Vo, L.T.T., Tran, A.N., Phan, T.Q., & Dinh, Q.M., 2022.** The reproductive biology of *Mystus mysticetus* Robert, 1992 in the Mekong Delta, Vietnam. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2022.05.002>
- Vondracek, B., Wurtsbaugh, W.A. & Cech, J.J., 1988.** Growth and reproduction of the mosquitofish, *Gambusia affinis*, in relation to temperature and ration level: consequences for life history. *Environmental Biology of Fish*, **21** : 45–57. <https://doi.org/10.1007/BF02984442>
- Vutukuru, S. S., Chintada, S., Radha Madhavi, K., Venkateswara Rao, J., & Anjaneyulu, Y., 2006.** Acute effects of copper on superoxide dismutase, catalase

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

and lipid peroxidation in the freshwater teleost fish, *Esomus danricus*. *Fish Physiology and Biochemistry*, **32** (3) :221–229. Doi:10.1007/s10695-006-9004-x.

W

Walker, W.F., 1987. Functional Anatomy of the Vertebrates. An Evolutionary Perspective. Saunders College Publishing, Philadelphia, PA, 781p.

Walton, W.E., 2007. Larvivorous fish including Gambusia. *Journal of the American Mosquito Control Association*, **23**:184–220.[https://doi.org/10.2987/8756-971X\(2007\)23\[184:LFIG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2987/8756-971X(2007)23[184:LFIG]2.0.CO;2)

Wang, J., Li, Y., Lu, L., Zheng, M., Zhang, X., Tian, H., Wang, W., & Ru, S., 2019. Polystyrene microplastics cause tissue damages, sex-specific reproductive disruption and transgenerational effects in marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Environmental Pollution*, **254** : 113024.<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113024>

Wardani, L., Herawati, E.Y., & Suryanto, A.M., 2022. Metallothionein levels on the gill and liver of *Mystus nigriceps* (Valenciennes, 1840) in Welang River, Pasuruan City, East Java. *Depik Jurnal Ilmu-Ilmu Perairan, Pesisir dan Perikanan*, **11**(2) :148-152. DOI : 10.13170/depik.11.2.24748.

Waterman, T.H., 1961. The physiology of Crustacea. New York. *Academic press*, **1** (2).

Witeska, M., & Jezierska, B., 2003. The effect of environmental factors on metal toxicity to fish. *Fresenius Environmental Bulletin*, **12** :824-829.

Wooten, M.C., Scribner, K.T., & Smith, M.H., 1988. Genetic variability and systematics of Gambusia in the southeastern United States. *Copeia*, **2** : 283–289.<https://doi.org/10.2307/1445867>

Wootton, R.J., 1998. Ecology of teleost fishes. London: Chapman and Hall.

Wu, Y.C., Hoy, J.B., & Anderson, J.R., 1974. The relation ship between length, weight, and brood size of the mosqui- tofish, *Gambusia affinis* (Baird & Girard) (Cyprinodontes : Poecilidae). *California Vector Views*, **21** (7) :29–43.

X

Xie, D., Li, Y., Liu, Z., & Chen, Q., 2019. Inhibitory effect of cadmium exposure on

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

digestive activity, antioxidant capacity and immune defense in the intestine of yellow catfish (*Pelteobagrus fulvidraco*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, **222**: 65-73.
<https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.04.012>

Xie, Y.P., Fang, Z.Q., Hou, L.P., & Ying, G.G., 2010. Altered development and reproduction in western mosquitofish (*Gambusia affinis*) found in the Hanxi River, southern China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **29 (11)** : 2607–2615.
<https://doi.org/10.1002/etc.321>

Y

Yadav, A., Gopesh, A., Pandey, R.S., Rai, D.K., & Sharma, B., 2009. Acetylcholinesterase: a potential biochemical indicator for biomonitoring of fertilizer industry effluent toxicity in freshwater teleost, *Channa striatus*. *Ecotoxicology*, **18** : 325–333.

Yadav, H., Kumar, R., & Sankhla, M.S., 2020. Residues of Pesticides and Heavy Metals in Crops Resulting in Toxic Effects on Living Organism. *Journal of Seybold Report*, **15 (7)** :1527-1541.

Yamamoto, K., Ichinose, H., Aso, Y., Banno, Y., Kimura, M., & Nakashima, T., 2011. Molecular characterization of an insecticide-induced novel glutathione transferase in silkworm. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - General Subjects*, **1810 (4)** : 420–426. <https://doi.org/10.1016/j.bbagen.2011.01.003>.

Yang, Q., Liang, H., Mokrani, A., Ji, K., Yu, H., Ge, X., Ren, M., Xie, J., Pan, L., & Sun, A., 2019. Dietary histidine affects intestinal antioxidant enzyme activities, antioxidant gene expressions and inflammatory factors in juvenile blunt snout bream (*Megalobrama amblycephala*). *Aquaculture Nutrition*, **25**:249–259.
<https://doi.org/10.1111/anu.12847>

Yang, X., Gondikas, A.P., Marinakos, S.M., Auffan, M., Liu, J., Hsu-Kim, H., & Meyer, J.N., 2012. Mechanism of silver nanoparticle toxicity is dependent on dissolved silver and surface coating in *Caenorhabditis elegans*. *Environmental science & technology*, **46** :1119–1127. <https://doi.org/10.1021/es202417>

Yaragina, N.A., & Marshall, C.T., 2000. Trophic influences on interannual and seasonal variation in the liver condition index of northeast Arctic cod (*Gadus morhua*). *ICES Journal of Marine Science*, **57 (1)** : 42–55. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1999.0493>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Yilmaz, O., Prat, F., Ibañez, A.J., Amano, H., Koksoy, S., & Sullivan, C.V., 2015.** Estrogen- induced yolk precursors in European sea bass, *Dicentrarchus labrax*: Status and perspectives on multiplicity and functioning of vitellogenins. *General and comparative endocrinology*, **221** : 16–22.
<https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2015.01.018>
- Yilmaz, A.B., 2003.** Levels of heavy metals (Fe, Cu, Ni, Cr, Pb, and Zn) in tissue of *Mugil cephalus* and *Trachurus mediterraneus* from Iskenderun Bay, Turkey. *Environmental Research*, **92 (3)** : 277-281.[https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(02\)00082-8](https://doi.org/10.1016/S0013-9351(02)00082-8)
- Yu, X., Zhang, Z., Feng, A., Gu, D., Zhang, R., Xia, P., Yan, W., & Zhou, X., 2020.** Recent history of metal contamination in the Fangcheng Bay (Beibu Gulf, South China) utilizing spatially-distributed sediment cores: responding to local urbanization and industrialization. *Marine Pollution Bulletin*, **158** : 111418.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111418>

Z

- Zaidi, N., & Soltani, N., 2010.** Chronic toxicity of flucycloxuron in the mosquitofish, *Gambusia affinis*: acetylcholinesterase and catalase activities and pattern of recovery. *Annals of Biological Research*, **1 (4)** :210-217.
- Zaidi, N., & Soltani, N., 2011.** Environmental risks of two chitin synthesis inhibitors on *Gambusia affinis*: chronic effects on growth and recovery of biological responses. *Biological Control*, **59 (2)** : 106-113.
- Zaidi, N., & Soltani, N., 2013.** Laboratory evaluation of environmental risk assessment of pesticides for mosquito control: toxicity of dimilin on a larvivorous fish, *Gambusia affinis*. *Advances in Environmental Biology*, **7 (4)** : 605-613.
- Zamora-Ledezma, C., Negrete-Bolagay, D., Figueroa, F., Zamora-Ledezma, E., Ni, M., Alexis, F., & Guerrero, V.H., 2021.** Heavy metal water pollution : A fresh look about hazards, novel and conventional remediation methods. *Environmental Technology & Innovation*, **22** :101504.<https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101504>
- Zebral, Y.D., Righi, B.D.P., Anni, I.S.A., Escarrone, A.L.V., Roza, M., Vieira, C.E.D., Costa, P.G., & Bianchini, A., 2021.** Pollution levels and biomarker responses in

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- zooplankton from three hydrographic regions of southern Brazil: An integrated approach for water quality monitoring. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **9** (5) : 106180. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106180>
- Zhang, H.C., Yang, Y.J., Ma, K.X., Shi, C.Y., Chen, G.W., & Liu, D.Z., 2020.** A novel sigma class glutathione S-transferase gene in freshwater planarian *Dugesia japonica*: cloning, characterization and protective effects in herbicide glyphosate stress. *Ecotoxicology*, **29** : 295–304. <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02173-9>
- Zhong, W., Zhang, Y., Wu, Z., Yang, R., Chen, X., Yang, J., & Zhu, L., 2018.** Health risk assessment of heavy metals in freshwater fish in the central and eastern North China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **157** :343–349. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.03.048>
- Zielinski, S., & Pörtner, H.O., 2000.** Oxidative stress and antioxidative defense in cephalopods : a function of metabolic rate or age? *Comparative Biochemistry and Physiology Part B : Biochemistry and Molecular Biology*, **125** (2) : 147-160. [https://doi.org/10.1016/S0305-0491\(99\)00162-5](https://doi.org/10.1016/S0305-0491(99)00162-5)
- Zubairi, N.A.A., Takaijudin, H., & Yusof, K.W., 2021.** A Review on the Mechanism Removal of Pesticides and Heavy Metal from Agricultural Runoff in Treatment Train. *International Scholarly and Scientific Research & Innovation*, **15** (2) : 10011820.
- Zúñiga-Vega, J.J., Macías-García, C., & Johnson, J.B., 2010.** Hypotheses to explain the evolution of superfetation in viviparous fishes. In *Viviparous fishes II* (eds M Uribe, H Grier). Homestead, FL: New Life Publications, 241–253p.
- Zuplian, E., Bizazza, A., & Marin, G., 1995** Variations in male body size in natural populations of *Gambusia holbrooki*. *Ethology Ecology & Evolution*, **7** (1) : 1-10. <https://doi.org/10.1080/08927014.1995.9522966>

ANNEXE 1 : Données statistiques

Annexes des Données Statistiques de la Biométrie

Tableau 9: Poids total (mg) mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Périodes Sites Sexes	Début de reproduction			Fin de reproduction		
	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	677,8 ± 23,27 a A	661,4 ± 12,27 a A	453,1 ± 14,36 b A	262,8 ± 5,01 a A	259,6 ± 6,12 a A	178,5 ± 1,64 b A
Mâles	249,6 ± 7,29 a B	245,3 ± 3,57 a B	193,6 ± 5,91 b B	152,7 ± 4,26 a B	149,6 ± 6,24 a B	121,8 ± 3,88 b B
Alevins	-	-	-	69,59 ± 2,25 a C	66,98 ± 2,60 a C	47,99 ± 1,15 b C

Tableau 10: Taille totale (mm) mesurée chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Périodes Sites Sexes	Début de reproduction			Fin de reproduction		
	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	39,70 ± 0,20 a A	38,93 ± 0,22 a A	34,86 ± 0,36 b A	33,30 ± 0,31 a A	32,22 ± 0,35 a A	24,57 ± 0,69 b A
Mâles	31,56 ± 0,32 a B	30,63 ± 0,26 a B	27,63 ± 0,30 b B	26,31 ± 0,41 a B	25,07 ± 0,45 a B	20,87 ± 0,56 b B
Alevins	-	-	-	18,67 ± 0,24 a C	17,10 ± 0,58 a C	14,14 ± 0,35 b C

Tableau 11: Rapport gonado-somatique (RGS) mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Périodes Sites Sexes	Début de reproduction			Fin de reproduction		
	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	24,24 ± 0,35 a A	23,44 ± 0,56 a A	18,85 ± 0,30 b A	6,41 ± 0,52 a A	6,30 ± 0,36 a A	4,98 ± 0,48 b A
Mâles	04,12 ± 0,11 a B	03,97 ± 0,11 a B	02,65 ± 0,15 b B	4,28 ± 0,09 a B	4,21 ± 0,22 a B	3,75 ± 0,31 a B

Tableau 12: Rapport hépato-somatique (RHS) mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Périodes Sites Sexes	Début de reproduction			Fin de reproduction		
	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	0,05 ± 0,00 a A	0,05 ± 0,00 a A	0,10 ± 0,01 b A	0,05 ± 0,00 a A	0,05 ± 0,00 a A	0,06 ± 0,00 b A
Mâles	0,05 ± 0,00 a A	0,06 ± 0,00 a A	0,07 ± 0,00 b B	0,05 ± 0,00 a A	0,05 ± 0,00 a A	0,08 ± 0,00 b B

Tableau 13: Indice de condition (K) mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Périodes Sites	Début de reproduction			Fin de reproduction		
	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	1,22 ± 0,02 ^a A	1,16 ± 0,02 ^a A	1,00 ± 0,02 ^b A	1,20 ± 0,09 ^a A	1,19 ± 0,05 ^a A	0,78 ± 0,03 ^b A
Mâles	0,80 ± 0,03 ^a B	0,76 ± 0,02 ^a B	0,60 ± 0,06 ^b B	1,16 ± 0,08 ^a A	1,14 ± 0,10 ^a A	0,77 ± 0,02 ^b A
Alevins	-	-	-	1,46 ± 0,08 ^a B	1,45 ± 0,09 ^a B	0,95 ± 0,04 ^b B

Tableau 14: Poids total (mg) mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Sites	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	356,6 ± 9,93 ^a A	353,4 ± 16,62 ^a A	213,2 ± 18,96 ^b A
Mâles	187,4 ± 6,82 ^a B	183,7 ± 2,80 ^a B	155,1 ± 2,58 ^b B
Alevins	94,09 ± 2,23 ^a C	91,03 ± 2,29 ^a C	54,69 ± 0,96 ^b C

Tableau 15: Taille totale (mm) mesurée chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Sites	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	35,30 ± 0,20 ^a A	34,80 ± 0,55 ^a A	26,71 ± 0,97 ^b A
Mâles	28,25 ± 0,42 ^a B	28,15 ± 0,27 ^a B	22,92 ± 0,40 ^b B
Alevins	21,84 ± 0,16 ^a C	21,48 ± 0,20 ^a C	16,69 ± 0,18 ^b C

Tableau 16: Rapport gonado-somatique (RGS) mesuré chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Sites	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	1,63 ± 0,02 ^a A	1,61 ± 0,04 ^a A	0,57 ± 0,06 ^b A
Mâles	4,21 ± 0,14 ^a B	4,21 ± 0,10 ^a B	3,98 ± 0,05 ^a B

Tableau 17: Rapport hépato-somatique (RHS) mesuré chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Sites \ Sexes	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	$0,05 \pm 0,00$ a A	$0,05 \pm 0,00$ a A	$0,10 \pm 0,01$ b A
Mâles	$0,05 \pm 0,00$ a A	$0,05 \pm 0,00$ a A	$0,09 \pm 0,01$ b B

Tableau 18: Indice de condition (K) mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel** ($m \pm SEM$, $n=100$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Sites \ Sexes	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	$1,09 \pm 0,07$ a A	$1,08 \pm 0,07$ a A	$0,82 \pm 0,02$ b A
Mâles	$1,08 \pm 0,05$ a A	$1,07 \pm 0,04$ a A	$0,80 \pm 0,02$ b A
Alevins	$0,87 \pm 0,02$ a B	$0,86 \pm 0,01$ a B	$0,75 \pm 0,02$ b B

Annexe des Données Statistiques des Biomarqueurs

Tableau 19: Activité spécifique de l'ACHé ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau de la tête des adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim **durant le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Périodes Sites Sexes	Début de reproduction			Fin de reproduction		
	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	0,482 \pm 0,013 a A	0,468 \pm 0,016 a A	0,258 \pm 0,001 b A	0,311 \pm 0,003 a A	0,301 \pm 0,021 a A	0,222 \pm 0,004 b A
Mâles	0,385 \pm 0,009 a B	0,360 \pm 0,005 a B	0,148 \pm 0,013 b B	0,187 \pm 0,016 a B	0,179 \pm 0,011 a B	0,122 \pm 0,015 b B
Alevins	-	-	-	0,051 \pm 0,004 a C	0,049 \pm 0,002 a C	0,018 \pm 0,001 b C

Tableau 20: Activité spécifique de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim **durant le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Périodes Sites Sexes	Début de reproduction			Fin de reproduction		
	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	0,017 \pm 0,001 a A	0,019 \pm 0,001 a A	0,068 \pm 0,005 b A	0,028 \pm 0,001 a A	0,031 \pm 0,002 a A	0,094 \pm 0,014 b A
Mâles	0,037 \pm 0,003 a B	0,041 \pm 0,002 a B	0,123 \pm 0,014 b B	0,041 \pm 0,002 a B	0,047 \pm 0,002 a B	0,128 \pm 0,002 b B
Alevins	-	-	-	0,020 \pm 0,002 a C	0,022 \pm 0,001 a C	0,041 \pm 0,001 b C

Tableau 21: Taux de MTs ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim **durant le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Périodes Sites Sexes	Début de reproduction			Fin de reproduction		
	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	0,029 \pm 0,001 a A	0,038 \pm 0,001 b A	0,062 \pm 0,002 c A	0,059 \pm 0,004 a A	0,082 \pm 0,002 b A	0,109 \pm 0,005 c A
Mâles	0,045 \pm 0,004 a B	0,058 \pm 0,001 b B	0,087 \pm 0,003 c B	0,071 \pm 0,001 a B	0,101 \pm 0,004 b B	0,124 \pm 0,001 c B
Alevins	-	-	-	1,002 \pm 0,019 a C	1,087 \pm 0,010 b C	1,148 \pm 0,004 c C

Tableau 22: Taux de MDA ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim **durant le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Périodes Sites Sexes	Début de reproduction			Fin de reproduction		
	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Femelles	0,029 \pm 0,002 a A	0,034 \pm 0,001 a A	0,061 \pm 0,000 a A	0,043 \pm 0,001 a A	0,048 \pm 0,005 a A	0,096 \pm 0,005 b A
Mâles	0,052 \pm 0,001 a B	0,070 \pm 0,004 b B	0,110 \pm 0,003 c B	0,073 \pm 0,005 a B	0,080 \pm 0,007 a B	0,115 \pm 0,002 b B

Alevins	-	-	-	0,011 ± 0,001 a C	0,012 ± 0,001 a C	0,021 ± 0,001 b C
---------	---	---	---	------------------------------------	------------------------------------	------------------------------------

Tableau 23: Taux de vitellines ovariennes ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) des femelles adultes de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim **durant la période de reproduction au mois d'Avril** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites).

Sites	Sexes	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
	Femelles	6,963 ± 0,288 a	5,443 ± 0,289 b	4,680 ± 0,068 c

Tableau 24: Activité spécifique de l'AChE ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau de la tête des adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim **durant la période de repos sexuel** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Sites	Sexes	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
	Femelles	0,414 ± 0,011 a A	0,398 ± 0,012 a A	0,274 ± 0,032 b A
	Mâles	0,205 ± 0,013 a B	0,201 ± 0,005 a B	0,131 ± 0,004 b B
	Alevins	0,056 ± 0,002 a C	0,054 ± 0,006 a C	0,024 ± 0,001 b C

Tableau 25: Activité spécifique de la GST ($\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$ de protéines) mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim **durant la période de repos sexuel** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Sites	Sexes	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
	Femelles	0,005 ± 0,000 a A	0,007 ± 0,001 a A	0,013 ± 0,001 b A
	Mâles	0,012 ± 0,001 a B	0,014 ± 0,002 a B	0,023 ± 0,001 b B
	Alevins	0,016 ± 0,001 a C	0,017 ± 0,001 a C	0,028 ± 0,001 b C

Tableau 26: Taux de MTs ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim **durant la période de repos sexuel** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Sites	Sexes	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
	Femelles	0,056 ± 0,002 a A	0,076 ± 0,003 b A	0,102 ± 0,004 c A
	Mâles	0,086 ± 0,004 a B	0,104 ± 0,001 b B	0,118 ± 0,001 c B
	Alevins	1,079 ± 0,008 a C	1,114 ± 0,004 b C	1,140 ± 0,004 c C

Tableau 27: Taux de MDA ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim **durant la période de repos sexuel** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Sites	Sexes	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
	Femelles	$0,037 \pm 0,001$ a A	$0,041 \pm 0,000$ a A	$0,090 \pm 0,001$ b A
	Mâles	$0,058 \pm 0,003$ a B	$0,062 \pm 0,001$ a B	$0,109 \pm 0,002$ b B
	Alevins	$0,014 \pm 0,004$ a C	$0,016 \pm 0,000$ a C	$0,021 \pm 0,001$ b C

Tableau 28: Taux de lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim **durant le début et la fin de la période de reproduction** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Périodes	Début de reproduction			Fin de reproduction		
	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
Sexes						
Femelles	$08,185 \pm 0,746$ a A	$06,318 \pm 0,531$ a A	$03,993 \pm 0,178$ b A	$40,210 \pm 1,128$ a A	$37,816 \pm 1,170$ a A	$19,313 \pm 0,939$ b A
Mâles	$64,875 \pm 3,338$ a B	$35,409 \pm 1,895$ b B	$13,212 \pm 0,995$ c B	$56,914 \pm 3,714$ a B	$48,395 \pm 1,162$ a B	$30,026 \pm 0,893$ b B
Alevins	-	-	-	$34,381 \pm 1,032$ a C	$30,958 \pm 1,143$ a C	$14,044 \pm 1,391$ b C

Tableau 29: Taux de lipides ($\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude : Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim **durant la période de repos sexuel** ($m \pm \text{SEM}$; $n=4$). (Les moyennes suivies de la même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sites ; les moyennes suivies de la même lettre majuscule ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$) entre les sexes).

Sites	Sexes	Oued Messida	El Karma	Sidi Brahim
	Femelles	$77,433 \pm 2,486$ a A	$68,670 \pm 2,115$ a A	$39,004 \pm 1,469$ b A
	Mâles	$44,915 \pm 0,297$ a B	$43,656 \pm 0,555$ a B	$25,754 \pm 1,449$ b B
	Alevins	$40,451 \pm 0,600$ a C	$35,706 \pm 1,547$ a C	$20,583 \pm 0,663$ b C

ANNEXE 2 :
Description des Données Statistiques
Période de Reproduction (Avril)

Annexe Description des Données statistiques Période de Reproduction (Avril)

Tableau 30: Description statistique des données du poids total mesuré chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois d'Avril.

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	677,8	689,2	213,3	23,27	1548	500,1
	Mâles	249,6	244,5	29,16	7,29	297,1	207,7
El Karma	Femelles	661,4	656,9	92,61	12,27	853	454,2
	Mâles	245,3	241,3	23,42	3,572	288,8	195,5
Sidi Brahim	Femelles	453,1	432,6	95,22	14,36	644,2	236,8
	Mâles	193,6	190,1	37,82	5,91	314,5	107,5

Tableau 31: Description statistique des données de la taille totale mesurée chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois d'Avril.

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	39,7	39	1,84	0,20	44	37
	Mâles	31,56	32	1,26	0,32	33	30
El Karma	Femelles	38,93	39	1,64	0,22	42	34
	Mâles	30,63	31	1,69	0,26	33	27
Sidi Brahim	Femelles	34,86	35	2,38	0,36	39	30
	Mâles	27,63	28	1,95	0,30	32	23

Tableau 32: Description statistique des données du RGS mesuré chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) durant la période de reproduction au mois d'Avril.

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	24,24	24,1	3,18	0,35	39,33	17,66
	Mâles	4,12	4,06	0,43	0,11	4,86	3,55
El Karma	Femelles	23,44	23,01	4,24	0,56	39,8	17,5
	Mâles	3,97	3,91	0,71	0,11	5,34	2,32
Sidi Brahim	Femelles	18,85	19,13	2,02	0,30	22,47	14,57
	Mâles	2,65	2,60	0,96	0,15	4,71	1,23

Tableau 33: Description statistique des données du RHS mesuré chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois d'Avril.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,05	0,04	0,02	0,00	0,10	0,01
	Mâles	0,05	0,04	0,01	0,00	0,09	0,03
El Karma	Femelles	0,05	0,05	0,02	0,00	0,10	0,01
	Mâles	0,06	0,05	0,02	0,00	0,14	0,04
Sidi Brahim	Femelles	0,10	0,11	0,04	0,01	0,19	0,03
	Mâles	0,07	0,06	0,03	0,00	0,13	0,04

Tableau 34: Description statistique des données de K mesuré chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois d'Avril.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	1,22	1,20	0,17	0,02	1,68	1,00
	Mâles	0,80	0,78	0,13	0,03	1,03	0,58
El Karma	Femelles	1,16	1,15	0,13	0,02	1,47	0,85
	Mâles	0,76	0,75	0,11	0,02	1,08	0,60
Sidi Brahim	Femelles	1,00	1,02	0,11	0,02	1,25	0,80
	Mâles	0,60	0,61	0,38	0,06	0,99	0,10

Tableau 35: Description statistique des données de l'ACHé mesuré au niveau de la tête des adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois d'Avril.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,482	0,473	0,026	0,013	0,519	0,463
	Mâles	0,385	0,387	0,018	0,009	0,404	0,362
El Karma	Femelles	0,468	0,464	0,032	0,016	0,505	0,441
	Mâles	0,360	0,361	0,010	0,005	0,371	0,348
Sidi Brahim	Femelles	0,258	0,258	0,001	0,001	0,259	0,256
	Mâles	0,148	0,143	0,025	0,013	0,182	0,122

Tableau 336: Description statistique des données de la GST mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois d'Avril.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,017	0,017	0,002	0,001	0,019	0,016
	Mâles	0,037	0,039	0,006	0,003	0,043	0,029
El Karma	Femelles	0,019	0,019	0,002	0,001	0,021	0,018
	Mâles	0,041	0,040	0,004	0,002	0,046	0,037
Sidi Brahim	Femelles	0,068	0,067	0,010	0,005	0,079	0,059
	Mâles	0,123	0,118	0,028	0,014	0,156	0,1

Tableau 37: Description statistique des données des taux de MTs mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois d'Avril.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,029	0,029	0,003	0,001	0,032	0,027
	Mâles	0,045	0,044	0,008	0,004	0,055	0,037
El Karma	Femelles	0,038	0,039	0,002	0,001	0,039	0,034
	Mâles	0,058	0,058	0,001	0,001	0,059	0,056
Sidi Brahim	Femelles	0,062	0,063	0,004	0,002	0,064	0,056
	Mâles	0,087	0,086	0,006	0,003	0,095	0,082

Tableau 38: Description statistique des données des taux de MDA mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois d'Avril.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,029	0,029	0,004	0,002	0,033	0,025
	Mâles	0,052	0,053	0,002	0,001	0,053	0,048
El Karma	Femelles	0,034	0,034	0,001	0,001	0,036	0,033
	Mâles	0,070	0,070	0,008	0,004	0,079	0,060
Sidi Brahim	Femelles	0,061	0,061	0,001	0,004	0,062	0,060
	Mâles	0,110	0,110	0,007	0,003	0,118	0,102

Tableau 39: Description statistique des données des taux de vitellines ovariennes des femelles adultes de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois d'Avril.**

Variables Sites	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	6,96	6,97	0,58	0,29	7,48	6,43
El Karma	5,44	5,16	0,58	0,29	6,31	5,14
Sidi Brahim	4,68	4,66	0,14	0,07	4,86	4,54

Tableau 40: Description statistique des données des taux de lipides au niveau des gonades des adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois d'Avril.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	8,185	8,404	1,492	0,746	9,714	6,220
	Mâles	64,875	63,608	6,677	3,338	73,927	58,358
El Karma	Femelles	6,318	6,253	1,062	0,531	7,626	5,140
	Mâles	35,409	36,029	3,791	1,895	39,343	30,232
Sidi Brahim	Femelles	3,993	3,904	0,356	0,178	4,493	3,671
	Mâles	13,212	12,604	1,990	0,995	15,952	11,688

ANNEXE 2 :
Description des Données Statistiques
Période de Reproduction (Septembre)

Annexe Description des Données statistiques Période de Reproduction (Septembre)

Tableau 41: Description statistique des données du poids total mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois de Septembre.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	262,8	261,5	24,01	5,01	300,2	217
	Mâles	152,7	154	21,71	4,26	195,3	118,1
	Alevins	69,59	66,2	16,04	2,25	98,1	40
El Karma	Femelles	259,6	258,3	31,78	6,12	330	201,3
	Mâles	149,6	147,7	24,18	6,24	185,7	110,2
	Alevins	66,98	63,7	20	2,60	92,7	21,1
Sidi Brahim	Femelles	178,5	178,3	4,34	1,64	186,8	173,9
	Mâles	121,8	114,6	15,02	3,88	145	101
	Alevins	47,99	48,2	10,12	1,15	84	20,2

Tableau 42: Description statistiques des données de la taille totale mesurée chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction en mois de Septembre.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	33,3	33	1,49	0,31	36	31
	Mâles	26,31	26	2,11	0,41	30	23
	Alevins	18,67	19	1,74	0,24	22	14
El Karma	Femelles	32,22	32	1,83	0,35	35	29
	Mâles	25,07	25	1,75	0,45	27	22
	Alevins	17,1	18	4,42	0,58	23	10
Sidi Brahim	Femelles	24,57	24	1,81	0,69	27	22
	Mâles	20,87	20	2,17	0,56	24	17
	Alevins	14,14	13	3,13	0,35	20	10

Tableau 43: Description statistique des données du RGS mesuré chez les adultes femelles et mâles *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois de Septembre.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	6,41	7,25	2,48	0,52	9,81	2,02
	Mâles	5,28	4,18	0,47	0,09	5,08	3,29
El Karma	Femelles	6,30	6,49	1,89	0,36	9,21	1,01
	Mâles	4,21	4,08	0,86	0,22	6,19	3,04
Sidi Brahim	Femelles	4,98	1,27	1,27	0,48	6,23	3
	Mâles	3,75	4,02	1,22	0,31	6,09	1,97

Tableau 44: Description statistique des données du RHS mesuré chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois de Septembre.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,05	0,05	0,01	0,003	0,08	0,02
	Mâles	0,05	0,06	0,02	0,004	0,08	0,01
El Karma	Femelles	0,05	0,05	0,02	0,004	0,09	0,01
	Mâles	0,05	0,05	0,01	0,004	0,08	0,04
Sidi Brahim	Femelles	0,06	0,06	0,01	0,003	0,07	0,06
	Mâles	0,08	0,07	0,01	0,002	0,10	0,07

Tableau 45: Description statistique des données de K mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois de Septembre.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	33,3	33	1,49	0,31	36	31
	Mâles	26,31	26	2,11	0,41	30	23
	Alevins	18,67	19	1,74	0,24	22	14
El Karma	Femelles	32,22	32	1,83	0,35	35	29
	Mâles	25,07	25	1,75	0,45	27	22
	Alevins	17,10	18	4,42	0,58	23	10
Sidi Brahim	Femelles	24,57	24	1,81	0,69	27	22
	Mâles	20,87	20	2,17	0,56	24	17
	Alevins	14,14	13	3,13	0,35	20	10

Tableau 46: Description statistique des données de l'ACHé mesuré au niveau de la tête des adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction en mois de Septembre.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,311	0,311	0,005	0,003	0,317	0,305
	Mâles	0,187	0,190	0,032	0,016	0,220	0,147
	Alevins	0,051	0,050	0,008	0,004	0,062	0,044
El Karma	Femelles	0,301	0,283	0,043	0,021	0,364	0,273
	Mâles	0,179	0,183	0,023	0,011	0,201	0,149
	Alevins	0,049	0,049	0,004	0,002	0,053	0,044
Sidi Brahim	Femelles	0,222	0,226	0,009	0,004	0,227	0,209
	Mâles	0,122	0,132	0,029	0,015	0,144	0,081
	Alevins	0,018	0,018	0,002	0,001	0,020	0,015

Tableau 47: Description statistique des données de la GST mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois de Septembre.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,028	0,028	0,002	0,001	0,030	0,026
	Mâles	0,041	0,041	0,003	0,002	0,045	0,037
	Alevins	0,020	0,024	0,004	0,002	0,024	0,017
El Karma	Femelles	0,031	0,030	0,003	0,002	0,035	0,028
	Mâles	0,047	0,047	0,004	0,002	0,051	0,042
	Alevins	0,022	0,020	0,002	0,001	0,023	0,019
Sidi Brahim	Femelles	0,094	0,101	0,029	0,014	0,012	0,053
	Mâles	0,128	0,129	0,003	0,002	0,131	0,124
	Alevins	0,041	0,041	0,001	0,001	0,043	0,039

Tableau 48: Description statistique des données des taux de MTs mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois de Septembre.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,059	0,060	0,007	0,004	0,068	0,050
	Mâles	0,071	0,071	0,002	0,001	0,073	0,069
	Alevins	1,002	1,001	0,038	0,019	1,050	0,956
El Karma	Femelles	0,082	0,082	0,003	0,002	0,085	0,077
	Mâles	0,101	0,103	0,007	0,004	0,107	0,090
	Alevins	1,087	1,090	0,021	0,010	1,108	1,059
Sidi Brahim	Femelles	0,109	0,111	0,009	0,005	0,117	0,098
	Mâles	0,124	0,124	0,003	0,001	0,127	0,121
	Alevins	1,148	1,146	0,008	0,004	1,159	1,142

Tableau 49: Description statistique des données des taux de MDA mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois de Septembre.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,043	0,043	0,001	0,001	0,045	0,042
	Mâles	0,073	0,071	0,009	0,005	0,085	0,064
	Alevins	0,011	0,011	0,001	0,001	0,013	0,010
El Karma	Femelles	0,048	0,047	0,005	0,003	0,054	0,043
	Mâles	0,080	0,083	0,007	0,003	0,054	0,070
	Alevins	0,013	0,012	0,001	0,001	0,014	0,011
Sidi Brahim	Femelles	0,096	0,096	0,001	0,005	0,105	0,087
	Mâles	0,115	0,116	0,004	0,002	0,119	0,110
	Alevins	0,021	0,022	0,002	0,001	0,022	0,017

Tableau 50: Description statistique des données des taux de lipides au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de reproduction au mois de Septembre.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	40,210	40,292	2,256	1,128	42,16	38,095
	Mâles	56,914	56,914	7,429	3,714	65,546	48,283
	Alevins	34,381	34,481	2,064	1,032	36,239	32,322
El Karma	Femelles	37,816	38,364	2,339	1,170	39,854	34,683
	Mâles	48,395	48,382	2,326	1,163	50,491	46,325
	Alevins	30,958	30,908	2,286	1,143	33,187	28,83
Sidi Brahim	Femelles	19,313	20,032	1,877	0,939	20,609	16,578
	Mâles	30,026	30,653	1,786	0,893	31,369	27,429
	Alevins	14,044	14,813	2,783	1,391	16,499	10,052

ANNEXE 2 :
Description des Données Statistiques
Période de Repos (Novembre)

Annexe Description des Données statistiques Période de Repos (Novembre)

Tableau 51: Description statistique des données du poids total mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	356,6	355,9	60,39	9,93	467,9	238
	Mâles	187,4	196,2	30,52	6,82	226,2	143
	Alevins	94,09	91,8	14,61	2,23	122,5	70,5
El Karma	Femelles	353,4	352,7	81,44	16,62	476,8	203,8
	Mâles	183,7	180,7	14,23	2,79	213,7	160,3
	Alevins	91,03	91	16,2	2,29	116,9	45,3
Sidi Brahim	Femelles	213,2	180	78,16	18,96	390	126,2
	Mâles	155,1	152,5	8,94	2,58	167,6	137
	Alevins	54,69	54,6	8,12	0,96	80,8	30,1

Tableau 52: Description statistiques des données de la taille totale mesurée chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	35,3	35	1,84	0,30	39	32
	Mâles	28,25	29	1,86	0,42	31	26
	Alevins	21,84	22	1,05	0,16	25	20
El Karma	Femelles	34,8	35	2,69	0,55	38	30
	Mâles	28,15	29	1,38	0,27	30	25
	Alevins	21,48	22	1,39	0,20	25	17
Sidi Brahim	Femelles	26,71	27	4,00	0,97	32	20
	Mâles	22,92	23	1,38	0,40	25	20
	Alevins	16,69	17	1,53	0,18	19	12

Tableau 53: Description statistique des données du RGS mesuré chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	1,63	1,66	0,10	0,02	1,84	1,37
	Mâles	4,21	4,17	0,64	0,14	5,48	3,44
El Karma	Femelles	1,61	1,60	0,18	0,04	1,84	1,10
	Mâles	4,21	4,16	0,53	0,10	4,90	3,04
Sidi Brahim	Femelles	0,57	0,44	0,24	0,06	0,94	0,17
	Mâles	3,98	4,00	0,16	0,05	4,21	3,70

Tableau 54: Description statistique des données du RHS mesuré chez les adultes femelles et mâles de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,05	0,05	0,02	0,003	0,08	0,02
	Mâles	0,05	0,05	0,01	0,002	0,07	0,04
El Karma	Femelles	0,05	0,05	0,17	0,004	0,08	0,02
	Mâles	0,05	0,05	0,02	0,004	0,08	0,03
Sidi Brahim	Femelles	0,10	0,08	0,05	0,01	0,16	0,03
	Mâles	0,09	0,07	0,03	0,01	0,14	0,06

Tableau 55: Description statistique des données de K mesuré chez les adultes femelles et mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés au niveau des trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	1,09	1,08	0,41	0,07	1,95	0,80
	Mâles	1,08	1,08	0,21	0,05	1,4	0,83
	Alevins	0,87	0,88	0,11	0,02	1,10	0,74
El Karma	Femelles	1,08	1,04	0,36	0,07	1,95	0,75
	Mâles	1,07	1,03	0,21	0,04	1,4	0,80
	Alevins	0,86	0,86	0,08	0,01	1,06	0,71
Sidi Brahim	Femelles	0,82	0,80	0,07	0,02	0,95	0,70
	Mâles	0,80	0,81	0,05	0,02	0,88	0,73
	Alevins	0,75	0,74	0,13	0,02	1,03	0,50

Tableau 56: Description statistique des données de l'ACHé mesuré au niveau de la tête des adultes femelles mâles ainsi que les alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,414	0,417	0,022	0,011	0,436	0,386
	Mâles	0,205	0,208	0,027	0,013	0,234	0,17
	Alevins	0,056	0,057	0,004	0,002	0,060	0,050
El Karma	Femelles	0,398	0,405	0,024	0,012	0,418	0,363
	Mâles	0,201	0,201	0,009	0,005	0,213	0,19
	Alevins	0,054	0,053	0,011	0,006	0,067	0,045
Sidi Brahim	Femelles	0,274	0,273	0,065	0,032	0,349	0,20
	Mâles	0,131	0,133	0,009	0,004	0,140	0,12
	Alevins	0,024	0,024	0,002	0,001	0,025	0,022

Tableau 57: Description statistique des données de la GST mesurée au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,005	0,005	0,001	0,000	0,006	0,004
	Mâles	0,012	0,011	0,002	0,001	0,015	0,010
	Alevins	0,016	0,016	0,002	0,001	0,019	0,016
El Karma	Femelles	0,007	0,007	0,002	0,001	0,010	0,006
	Mâles	0,014	0,014	0,001	0,0002	0,014	0,013
	Alevins	0,017	0,017	0,001	0,001	0,018	0,016
Sidi Brahim	Femelles	0,013	0,013	0,003	0,001	0,016	0,011
	Mâles	0,023	0,024	0,002	0,001	0,025	0,020
	Alevins	0,028	0,028	0,002	0,001	0,030	0,026

Tableau 58: Description statistique des données des taux de MTs mesurés au niveau du foie des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,056	0,057	0,004	0,002	0,059	0,050
	Mâles	0,086	0,085	0,008	0,004	0,095	0,079
	Alevins	1,079	1,079	0,017	0,008	1,098	1,060
El Karma	Femelles	0,076	0,073	0,006	0,003	0,084	0,072
	Mâles	0,104	0,105	0,003	0,001	0,106	0,100
	Alevins	1,114	1,114	0,007	0,004	1,123	1,107
Sidi Brahim	Femelles	0,102	0,102	0,008	0,004	0,109	0,094
	Mâles	0,118	0,118	0,002	0,001	0,120	0,115
	Alevins	1,140	1,139	0,009	0,004	1,150	1,130

Tableau 59: Description statistique des données des taux de MDA mesurés au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	0,037	0,036	0,002	0,001	0,040	0,035
	Mâles	0,058	0,058	0,006	0,003	0,064	0,052
	Alevins	0,014	0,014	0,008	0,0004	0,015	0,013
El Karma	Femelles	0,041	0,042	0,002	0,001	0,043	0,038
	Mâles	0,062	0,063	0,003	0,001	0,065	0,059
	Alevins	0,016	0,016	0,001	0,0005	0,017	0,015
Sidi Brahim	Femelles	0,090	0,090	0,003	0,001	0,093	0,087
	Mâles	0,109	0,109	0,005	0,002	0,114	0,103
	Alevins	0,021	0,021	0,002	0,001	0,022	0,018

Tableau 60: Description statistique des données des taux de lipides au niveau des gonades des adultes femelles et mâles ainsi qu'au niveau du corps entier des alevins de *G. affinis* récoltés dans trois sites d'étude (Oued Messida, El Karma et Sidi Brahim) **durant la période de repos sexuel.**

Variables Sites	Sexes	Moyenne	Médiane	SD	SEM	Maximum	Minimum
Oued Messida	Femelles	77,433	78,882	4,972	2,486	81,643	70,323
	Mâles	44,915	44,898	0,594	0,297	45,481	44,385
	Alevins	40,451	40,307	1,200	0,600	42,051	39,141
El Karma	Femelles	68,670	69,662	4,230	2,115	72,543	62,812
	Mâles	43,656	43,449	1,110	0,555	44,997	42,729
	Alevins	35,706	34,739	3,094	1,547	40,169	33,177
Sidi Brahim	Femelles	39,004	40,047	2,938	1,469	41,218	34,702
	Mâles	25,754	24,788	0,290	1,449	29,947	23,493
	Alevins	20,583	20,358	1,327	0,663	22,394	19,223

ANNEXE 3 : Production Scientifique

Annexe Production Scientifique

Publications catégorie (A) (01) :

Denna A., Chouahda S., Berghiche H. & Soltani N., 2022. Assessment of water quality of some aquatic systems in northeast Algeria by use a non-target fish *Gambusia affinis* during the breeding period growth and biomarkers responses. *Fresenius Environmental Bulletin*, 31 (1) : 677-688.

Communications Internationales (3) :

Denna A., Chouahda S. & Soltani N., 2019. Response of two biomarkers of environmental stress in a freshwater fish *Gambusia affinis* in the region of Annaba and EL tarf (Algeria). International Biodiversity & Ecology Sciences Symposium, 26-28 Septembre 2019, Istanbul, Turquie. (**Communication affichée**).

Denna A., Chouahda S. & Soltani N., 2021. Mesure de biomarqueurs chez un poisson non ciblé *Gambusia affinis* durant la période de repos dans la région d'Annaba -El Tarf. SÉMINAIRE INTERNATIONAL SUR LES SCIENCES NATURELLES ET DE LA VIE en ligne (webinaire), International Journal of Human Settlements le 19 et 20 Février 2021, Oran, Algérie. (**Communication affichée**).

Denna A., Chouahda S. & Soltani N., 2021. Impact de la pollution sur la population de *Gambusia affinis* pendant la période de reproduction dans la région d'Annaba et El Tarf : aspects biométrique et biochimique. 1er Congrès international de Biodiversité, Risques Environnementaux et Santé CIBRESP, En ligne – via Zoom- les 07 et 08 Avril 2021, El Tarf, Algérie. (**Communication orale**).

Communications nationales (2) :

Denna A., Chouahda S. & Soltani N., 2020. Impact de la pollution sur la croissance et l'activité enzymatique de l'acétylcholinestérase chez la population de *Gambusia affinis* dans la région d'Annaba-El Tarf. JOURNÉE D'ÉTUDE ZONES HUMIDES ET CHANGEMENTS CLIMATIQUES 1^{ÈRE} ÉDITION 25 FÉVRIER 2020, Souk Ahras, Algérie. (**Communication affichée**).

Denna A., Chouahda S. & Soltani N., 2021. Réponse biochimique et enzymatique durant la période de reproduction chez *Gambusia affinis* dans la région d'Annaba- el Tarf. Ressources végétales, Produits Naturels et Santé (RVPNS2021), en ligne Webinaires « visioconférences », le 9, 10,11 juin 2021, Blida, Algérie. (**Communication affichée**).

Tâches pédagogiques :

- Chargée de TP de Biologie cellulaire (1 ère année tronc commun).
- Chargée de TP de Zoologie (2ème année tronc commun).
- Assistante encadrement Master 2 Ecotoxicologie Animale/ Biologie et Physiologie de la Reproduction.